



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขัน กระจายตัวและการ
จำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำ
บาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การ
ปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษากันยารไร่ จังหวัดอุบลราชธานี

โดย ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์

กันยายน 2556

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการการดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขัน กระจายตัวและการ
จำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำ
บาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การ
ปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษาบ้านหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์
ภาควิชา ธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย

(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย
สกว. ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัย ขอขอบคุณสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) สำนักงานคณะกรรมการการอุดมศึกษา (สกอ.) และจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ทุนสนับสนุนการวิจัยเรื่อง “โครงการการดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขันกระจายตัวและการจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษากันห้วยเรือ จังหวัดอุบลราชธานี” การดำเนินงานวิจัยสำเร็จลุล่วงด้วยดี ด้วยความอนุเคราะห์ให้คำแนะนำที่เป็นประโยชน์จาก รองศาสตราจารย์ ดร.เกรียงศักดิ์ ศรีสุข และรองศาสตราจารย์ ดร.จักรพันธ์ สุทธิรัตน์ นอกจากนี้ยังได้รับการช่วยเหลือจากผู้นำท้องถิ่นและประชาชนในพื้นที่ที่ให้ข้อมูลตลอดจนนำทางพื้นที่ทำให้ผู้วิจัยมีความเข้าใจในพื้นที่ที่เป็นประโยชน์และใช้ประกอบการดำเนินการวิจัยนี้ ผู้วิจัยใคร่ขอขอบคุณเป็นอย่างสูงมา ณ โอกาสนี้

ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์

หัวหน้าโครงการ

กันยายน 2556

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	ก
บทคัดย่อ	ช
บทสรุปผู้บริหาร	ฎ
บทที่ 1 บทนำ	1-1
1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย	1-1
1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการ	1-4
บทที่ 2 ทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	2-1
2.1 งานวิจัยด้านการปนเปื้อนของโลหะหนักในดินและน้ำบาดาล	2-1
2.2 งานวิจัยด้านแบบจำลองน้ำบาดาล	2-3
บทที่ 3 พื้นที่ศึกษา	3-1
3.1 พื้นที่ศึกษา	3-1
บทที่ 4 ระเบียบวิธีวิจัย	4-1
บทที่ 5 ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลและคุณภาพน้ำบาดาล	5-1
5.1 ผลการศึกษาภาคสนาม	5-1
5.2 ผลวิเคราะห์ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลในพื้นที่	5-3
5.3 ผลวิเคราะห์สมบัติเคมีต่างๆ ของน้ำบาดาล	5-6
5.4 ผลวิเคราะห์หาปริมาณของโลหะหนักในปุ๋ยและน้ำบาดาลใช้ในพื้นที่	5-11
บทที่ 6 ผลการทดลองด้านกายภาพ-เคมีและปริมาณโลหะหนักของดิน	6-1
6.1 การเก็บตัวอย่างดินในสนาม	6-1
6.2 ผลการวิเคราะห์ขนาดผลของเม็ดตะกอนในพื้นที่ศึกษา	6-3
6.3 ผลการทดลองหาค่าความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดิน (SWCC)	6-10
6.4 การทดลองการดูดซับของโลหะหนัก	6-14
6.5 การจำลองการไหลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักโดยใช้แบบจำลอง HYDRUS-1D	6-19
6.6 ผลการทดลองการสกัดอย่างต่อเนื่อง (BCR sequential extraction)	6-23
6.7 ศักยภาพในการเคลื่อนตัวของโลหะหนัก	6-27

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 7 ผลการจำลองการไหลและเคลื่อนตัวของโลหะหนัก	7-1
7.1 การสร้างแบบจำลองเชิงแนวความคิด (conceptual model)	7-1
7.2 ผลจากการประเมินค่าความหนาของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ	7-3
7.3 ผลการศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ	7-3
7.4 ผลการศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ	7-9
บทที่ 8 ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากโครงการวิจัย	8-1
8.1 งานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ	8-1
8.2 บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ	8-1
8.3 บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ	8-1
8.4 ผลิตบัณฑิต	8-2

เอกสารอ้างอิง

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก เอกสารนำเสนอในงานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

ภาคผนวก ข บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ

ภาคผนวก ค บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ

สารบัญตาราง

		หน้า
ตารางที่ 4.1	พารามิเตอร์ต่างๆ ของดินที่ทำการตรวจวัด	4-2
ตารางที่ 5.1	ตำแหน่งบ่อน้ำบาดาลระดับต้นที่ทำการเก็บตัวอย่าง	5-2
ตารางที่ 5.2	ระดับน้ำบาดาลและสมบัติทางเคมีของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-5
ตารางที่ 5.3	สมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำบาดาลระดับต้นในพื้นที่ศึกษา	5-10
ตารางที่ 5.4	ปริมาณโลหะหนักในปุ๋ยเคมีเกษตรที่ใช้ในพื้นที่ศึกษา (mg/kg)	5-11
ตารางที่ 5.5	ปริมาณโลหะหนักที่ตรวจพบจากการออกภาคสนามในฤดูฝน ฤดูแล้ง และค่าเฉลี่ยทั้งปี	5-21
ตารางที่ 6.1	สมบัติทางกายภาพและทางเคมีของดินในพื้นที่ศึกษา	6-8
ตารางที่ 6.2	ปริมาณโลหะหนัก As, Cu, Pb and Zn ในสัดส่วนต่างๆ ของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง (หน่วย mg/g, mean±SD)	6-24
ตารางที่ 6.3	เปอร์เซ็นต์ของค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของโลหะหนักแต่ละชนิดของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง	6-25
ตารางที่ 6.4	ศักยภาพการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในพื้นที่ศึกษา	6-28
ตารางที่ 7.1	ค่านำเข้าในการจำลองการไหลของน้ำและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในโปรแกรม HYDRUS 1D	7-1
ตารางที่ 7.2	ค่าเริ่มต้นในการสร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำในแบบจำลองvisual Modflow	7-3
ตารางที่ 7.3	แสดงค่าเปอร์เซ็นต์ไทล์ของความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) ที่ความลึกต่างๆ (หน่วย: มก.ต่อลิตร)	7-5
ตารางที่ 7.4	แสดงค่าเปอร์เซ็นต์ไทล์ของความเข้มข้นของทองแดง (Cu) ที่ความลึกต่างๆ (หน่วย: มก.ต่อลิตร)	7-6
ตารางที่ 7.5	ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) จากบ่อที่ตั้งในพื้นที่ไร่พริก	7-9
ตารางที่ 7.6	ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) จากบ่อที่ตั้งในพื้นที่ไร่พริก	7-9

สารบัญรูป

หน้า

รูปที่ 1.1	ปริมาณความต้องการการใช้น้ำของประเทศไทยในภาคส่วนต่างๆ ปี 2549	1-3
รูปที่ 1.2	พื้นที่ศึกษา ตำบลหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี	1-4
รูปที่ 3.1	แผนที่พื้นที่ศึกษา บริเวณตำบลหัวเรือ อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	3-1
รูปที่ 3.2	แผนที่อุทกธรณีวิทยาประเทศไทย	3-4
รูปที่ 4.1	เครื่อง Pressure chamber	4-2
รูปที่ 5.1	สภาพแปลงพริกการออกภาคสนามครั้งที่ 1-4	5-1
รูปที่ 5.2	แผนที่ขอบเขตพื้นที่ศึกษาและตำแหน่งบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่	5-3
รูปที่ 5.3	แผนที่ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา (หน่วย: เมตร รทก.)	5-4
รูปที่ 5.4	ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-6
รูปที่ 5.5	ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลในฤดูแล้ง อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-6
รูปที่ 5.6	ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลในฤดูฝน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-7
รูปที่ 5.7	ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลตลอดทั้งปี อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-7
รูปที่ 5.8	ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-8
รูปที่ 5.9	ค่าพีเอชของน้ำบาดาลในช่วงหน้าฝน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-8
รูปที่ 5.10	ค่าพีเอชของน้ำบาดาลในช่วงหน้าร้อน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-9
รูปที่ 5.11	ค่าพีเอชของน้ำบาดาลตลอดทั้งปี อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี	5-9
รูปที่ 5.12	ปริมาณสารหนู ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12	5-13
รูปที่ 5.13	แผนที่ปริมาณสารหนู ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี	5-14
รูปที่ 5.14	ปริมาณทองแดง ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12	5-15
รูปที่ 5.15	แผนที่ปริมาณทองแดง ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี	5-16
รูปที่ 5.16	ปริมาณตะกั่ว ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12	5-17
รูปที่ 5.17	แผนที่ปริมาณตะกั่ว ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี	5-18
รูปที่ 5.18	ปริมาณสังกะสี ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12	5-19
รูปที่ 5.19	แผนที่ปริมาณสังกะสี ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อน้ำบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี	5-20
รูปที่ 6.1	ตำแหน่งการเก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพและแปรสภาพ	6-1
รูปที่ 6.2	การเก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพ	6-2

สารบัญรูป (ต่อ)

		หน้า
รูปที่ 6.3	การเก็บตัวอย่างดินแบบแปรสภาพในพื้นที่ศึกษา	6-2
รูปที่ 6.4	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 1	6-3
รูปที่ 6.5	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 2	6-3
รูปที่ 6.6	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 3	6-4
รูปที่ 6.7	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 4	6-4
รูปที่ 6.8	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 5	6-4
รูปที่ 6.9	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 6	6-5
รูปที่ 6.10	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 7	6-5
รูปที่ 6.11	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 8	6-5
รูปที่ 6.12	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 9	6-6
รูปที่ 6.13	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 10	6-6
รูปที่ 6.14	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 11	6-6
รูปที่ 6.15	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 12	6-7
รูปที่ 6.16	การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 1-12	6-7
รูปที่ 6.17	ผลการวิเคราะห์แร่ของประกอบดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 2 (St.2)	6-8
รูปที่ 6.18	ผลการวิเคราะห์แร่ของประกอบดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 6 (St.6)	6-9
รูปที่ 6.19	ผลการวิเคราะห์แร่ของประกอบดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 10 (St.10)	6-9
รูปที่ 6.20	เครื่อง Pressure chamber และตัวอย่างแท่งดินที่แช่น้ำเพื่อให้ดินอิ่มตัว	6-10
รูปที่ 6.21	แสดง soil water characteristics curve ตำแหน่งที่ 1	6-11
รูปที่ 6.22	แสดง soil water characteristics curve ข) ตำแหน่งที่ 2	6-11
รูปที่ 6.23	แสดง soil water characteristics curve ค) ตำแหน่งที่ 3	6-12
รูปที่ 6.24	แสดง soil water characteristics curve ง) ตำแหน่งที่ 4	6-12
รูปที่ 6.25	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดินตำแหน่งที่	6-13

สารบัญรูป (ต่อ)

		หน้า
รูปที่ 6.26	แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดินตำแหน่งที่ 6	6-13
รูปที่ 6.27	แสดงการดูดซับของทองแดง (Cu) ในการทดลองจลพลศาสตร์ในช่วง 3 วัน	6-14
รูปที่ 6.28	แสดงการดูดซับของตะกั่ว (Pb) ในการทดลองจลพลศาสตร์ในช่วง 3 วัน	6-15
รูปที่ 6.29	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Cu	6-16
รูปที่ 6.30	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Pb	6-16
รูปที่ 6.31	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับของ Cu และ Pb ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive sorption system)	6-17
รูปที่ 6.32	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นของ Cu และ Pb ที่คายตัวในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)	6-17
รูปที่ 6.33	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Cu (sorption- desorption) ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)	6-18
รูปที่ 6.34	ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Pb (sorption- desorption) ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)	6-18
รูปที่ 6.35	แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบเดี่ยว	6-19
รูปที่ 6.36	แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบเดี่ยว	6-20
รูปที่ 6.37	แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบแข่งขัน	6-20
รูปที่ 6.38	แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบแข่งขัน	6-21
รูปที่ 6.39	แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนกรกฎาคมในระบบแบบเดี่ยว	6-21
รูปที่ 6.40	แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนกรกฎาคมในระบบแบบเดี่ยว	6-22

สารบัญรูป (ต่อ)

		หน้า
รูปที่ 6.41	ปริมาณโลหะหนักในสัดส่วนต่างๆ ของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง	6-23
รูปที่ 6.42	สัดส่วนของทองแดง ตะกั่ว สารหนูและสังกะสีในดิน 12 ตำแหน่ง	6-25
รูปที่ 6.43	สัดส่วนของ F1 และ F2 ของทองแดง ตะกั่ว สารหนูและสังกะสีในดิน 12 ตำแหน่ง	6-26
รูปที่ 7.1	พื้นที่ผิวด้านบนแสดงลักษณะภูมิประเทศของพื้นที่ศึกษา ซึ่งมีความสูงจากระดับน้ำทะเลประมาณ 120-130 เมตร ส่วนพื้นที่ผิวด้านล่างจำลองระดับน้ำบาดาลในพื้นที่	7-2
รูปที่ 7.2	แผนที่ความหนาของระดับชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในบริเวณพื้นที่ศึกษา ต.หัวเรือ อ.เมือง จ.อุบลราชธานี มาตราส่วน 1:10,000	7-4
รูปที่ 7.3	กราฟแสดงความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) ณ เวลา 5 , 10 และ 15 ปี ตามลำดับ พบว่าความเข้มข้นของทองแดงมีการลดลงตามระดับความลึกที่เพิ่มขึ้น	7-7
รูปที่ 7.4	กราฟแสดงความเข้มข้นของทองแดง (Cu) ณ เวลา 5 , 10 และ 15 ปี ตามลำดับพบว่าความเข้มข้นของทองแดงมีการลดลงตามระดับความลึกที่เพิ่มขึ้น	7-7
รูปที่ 7.5	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของทองแดงและตะกั่ว (mg/L) กับเวลา (วัน) ที่เปลี่ยนแปลงไป ในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำที่ความหนา 2.5 เมตร	7-8
รูปที่ 7.6	ความเข้มข้นและการกระจายตัวของตะกั่ว (Pb) ที่เวลา 5, 15 และ 25 ปี	7-10
รูปที่ 7.7	ความเข้มข้นและการกระจายตัวของทองแดง (Cu) ที่เวลา 5, 15 และ 25 ปี	7-11
รูปที่ 7.8	Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ในพื้นที่ไร่พริก	7-12
รูปที่ 7.9	Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่นอกพื้นที่ไร่พริก	7-12
รูปที่ 7.10	Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของทองแดง (Cu) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ในพื้นที่ไร่พริก	7-13
รูปที่ 7.11	Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของทองแดง (Cu) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่นอกพื้นที่ไร่พริก	7-13

รหัสโครงการ : MRG5480118

ชื่อโครงการ : โครงการการดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขัน กระจายตัวและการจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษาบ้านหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี

ชื่อนักวิจัย: ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์ ภาควิชาธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

E-mail Address : csriler@gmail.com

ระยะเวลาโครงการ : 15 มิ.ย. 2554 – 14 มิ.ย. 2556

พื้นที่บ้านหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานีถือว่าเป็นหนึ่งในพื้นที่เกษตรกรรมที่ค่อนข้างใหญ่ที่มีใช้สารเคมีเกษตรในกิจกรรมทางการเกษตรอื่นๆ โดยเฉพาะการปลูกพริกและนาข้าวซึ่งจะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพในที่สุด ในหลายสิบปีที่ผ่านมาได้มีการสารเคมีเกษตรปริมาณสูงมากในประเทศไทย ซึ่งมีโลหะหนักบางชนิดที่อยู่ในสารเคมีเกษตรเหล่านั้นและอาจจะปนเปื้อนลงสู่ดินและปนเปื้อนเข้าไปในห่วงโซ่อาหารและน้ำบาดาลระดับตื้นในที่สุด จากการศึกษาพบว่าค่าเฉลี่ยของโลหะหนักที่ตรวจพบในบ่อบาดาลในพื้นที่ที่มีค่าต่ำกว่ามาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลสำหรับ As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn สำหรับ Pb ตรวจพบว่ามีปริมาณสูงกว่ามาตรฐานน้ำบาดาลใน 4 บ่อซึ่งอยู่ในบริเวณตอนกลางของพื้นที่ศึกษาโดยมีค่าเฉลี่ยประมาณ $16.66 \pm 18.52 \mu\text{g/l}$ ผลการทดลองแบบแบดท์พบว่าค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับของทองแดงและตะกั่วเท่ากับ 0.0004 และ 0.043 L/kg ตามลำดับ และค่าสัมประสิทธิ์การคายตัวของทองแดงและตะกั่วเท่ากับ 0.0003 และ 0.0008 L/kg ตามลำดับ เมื่อพิจารณาผลรวมระหว่าง exchangeable fraction (F1) และ reductible fraction (F2) ของทองแดงและสังกะสีมีค่าส่วนใหญ่เกิน 50 % อยู่ในช่วงระหว่าง 50.32 ถึง 78.13 % ยกเว้น ตำแหน่งที่ 6, 8 และ 11 แสดงให้เห็นว่ามีโอกาสที่โลหะหนักจะปนเปื้อนลงสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นได้ง่าย ศักยภาพในการเคลื่อนตัว (mobility potential) มีค่าเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ Zn (66.85%) > Cu (59.47%) > Pb (53.34%) > As (27.85%) และพบว่า Cu และ Zn มีค่าผลรวมของ F1 และ F2 สูงกว่า 50 เปอร์เซนต์เกือบทุกจุดที่ทำการสำรวจ ในส่วนสุดท้ายของการศึกษาได้จำลองการเคลื่อนตัวของ โลหะหนักโดยใช้แบบจำลองร่วมระหว่าง HYDRUS-1D และ MODFLOW ผลจากการจำลองได้นำค่าการดูดซับที่ได้จากการทดลองแบบแบดท์มาใช้เป็นค่าเริ่มต้นในการจำลองผลการจำลองพบว่าที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 25, 50, 75 และ 99 มีค่า 11.50, 34.15, 54.97 and 212.37 $\mu\text{g/L}$ ของตะกั่ว และ 14.86, 35.52, 59.11 and 283.99 $\mu\text{g/L}$ ของทองแดง ซึ่งสอดคล้องกับผลการสำรวจภาคสนามทั้ง 4 ครั้งในช่วงศึกษาวิจัย

คำหลัก : น้ำบาดาลระดับตื้น, โลหะหนัก, บ้านหัวเรือ, การสกัดลำดับส่วน

Abstract

Project Code : MRG5480118

Project Title (ชื่อโครงการ): โครงการการดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขัน กระจายตัวและการจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษากันห้วยเรือ จังหวัดอุบลราชธานี

Investigator (ชื่อนักวิจัย): ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ศรีเลิศ โชติพันธรัตน์ ภาควิชาธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

E-mail Address: csrilert@gmail.com

Project Period (ระยะเวลาโครงการ) : 15 มิ.ย. 2554 – 14 มิ.ย. 2556

One of the most agricultural areas, Tambon Hua Rua, Ubon Ratchatani Province, has long been intensively applied agrochemicals in agricultural activities, particularly for planting chilli and rice that may in turn impact negatively to the environment including human health. In few decades, there has long been used agrochemical, i.e. fertilizers, in many areas in Thailand. Heavy metals contained in such chemicals may release into soils and may eventually transfer into the food chain or reach through shallow groundwater. The concentration of detected metals in each well and the overall mean were below the acceptable groundwater standard limits for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn, but Pb levels were higher of 4 wells with an overall average Pb concentration of 16.66 ± 18.52 $\mu\text{g/L}$. The batch experiment was designed to derive sorption coefficient (Kd) value yielding 0.0004 L/kg for Cu and 0.043 L/kg for Pb. The results of the desorption of the previously sorbed Cu and Pb show that the desorption coefficient value yielding 0.0003 L/kg for Cu and 0.0008 L/kg for Pb. Mobility potential of heavy metals in soils was analyzed by the BCR scheme, divided into four sequential fractionation phases and then measured the amount of heavy metals by ICP-MS. The results showed that summation of fraction 1 (exchangeable fraction) and fraction 2 (reducible fraction) of Cu and Zn in most soils were higher than 50%, ranged from 50.32 to 78.13%, except soils collected from point no. 6, 8 and 11, indicating such metals may be easily leached into shallow ground water. The decreasing of mobility potential of metals is in the order of: Zn (66.85%) > Cu (59.47%) > Pb (53.34%) > As (27.85%). Finally, the results of the HYDRUS-1D combined with MODFLOW simulation showed that the percentile 25, 50, 75 and 99 of amounts of Pb to groundwater wells located in the fields were 11.50, 34.15, 54.97 and 212.37 $\mu\text{g/L}$, respectively and

amounts of Cu were 14.86, 35.52, 59.11 and 283.99 $\mu\text{g/L}$, respectively, which were corresponding to observed concentration in shallow groundwater wells in fields.

Keywords (คำหลัก) : Shallow groundwater, Heavy metals, Hua Rua, Sequential extraction

บทสรุปผู้บริหาร

ชื่อโครงการ “การดูดซับและการคายตัวแบบแข่งขัน การกระจายตัวและการจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินและคาดการณ์การปนเปื้อนของโลหะหนักกรณีศึกษาบ้านหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี”

1. ความสำคัญและที่มาของปัญหา

ประเทศไทยเป็นประเทศเกษตรกรรม ประชากรส่วนใหญ่ของประเทศประกอบอาชีพเกษตรกรรมเพื่อต้องการเพิ่มผลผลิตทางการเกษตรให้เพียงพอต่อความต้องการของประชากรที่เพิ่มขึ้นจึงมีการใช้ปุ๋ยเคมีและยาฆ่าแมลงในปริมาณที่สูงขึ้นอย่างต่อเนื่องส่งผลให้มีโอกาสเสี่ยงต่อการปนเปื้อนจากเคมีเกษตรสู่ดินและน้ำบาดาลในที่สุด ในปุ๋ยเคมีมีโลหะหนักบางชนิดเป็นองค์ประกอบ จึงมีการสะสมอยู่ในดินและถูกชะล้างลงสู่ชั้นน้ำบาดาล ดังนั้นในพื้นที่ที่มีการทำเกษตรกรรมเป็นเวลานานย่อมมีการสะสมตัวของโลหะในดินอยู่ในปริมาณสูงและเสี่ยงต่อการชะละลายโลหะหนักที่สะสมอยู่ลงสู่แหล่งน้ำบาดาล วัตถุประสงค์ของงานวิจัยนี้เพื่ออธิบายกระบวนการที่ซับซ้อนของการดูดซับและเคลื่อนตัวของโลหะหนักในดินสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น และเพื่อคาดการณ์โอกาสเสี่ยงในการปนเปื้อนสู่ธรรมชาติ ตลอดจนอธิบายพฤติกรรมของการเคลื่อนตัวและ binding form ของโลหะหนักด้วยการทดลองการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนักในสภาวะที่มีการแข่งขันในการทดลองแบบแบดท์และการสกัดลำดับส่วน (BCR sequential extraction) ร่วมกันเพื่อทราบลักษณะของพันธะของโลหะหนักบนดิน ซึ่งบ่งบอกความสามารถในการถูกชะละลายสู่ธรรมชาติที่แตกต่างกัน และใช้ผลของการทดลองดังกล่าวเป็นตัวบ่งชี้ในการอธิบายการเคลื่อนตัวของโลหะหนักแบบพลศาสตร์ในธรรมชาติ และโอกาสเสี่ยงของการปนเปื้อนสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น และท้ายสุดคาดการณ์การเคลื่อนตัวของโลหะหนักสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นโดยประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ร่วมระหว่างแบบจำลองที่จำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำสู่ชั้นน้ำบาดาล (HYDRUS-1D) และแบบจำลองที่จำลองการไหลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นน้ำบาดาล (MODFLOW/MT3D) เพื่อให้การจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักมีความครบถ้วนสมบูรณ์ขึ้น

2. วัตถุประสงค์

1. เพื่อสำรวจและวิเคราะห์ความเข้มข้นของโลหะหนักต่าง ๆ ที่ปนเปื้อนในดินและน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรม
2. ประเมินความเสี่ยงในการชะละลายของโลหะหนักในดินลงสู่แหล่งน้ำบาดาลระดับตื้น
3. จำลองการปนเปื้อนสู่ระบบชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นโดยพิจารณาโซนที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ

3. ระเบียบวิธีวิจัย

1. ค้นคว้างานวิจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้อง ตลอดจนข้อมูลต่างๆ ที่จำเป็นต้องใช้ในงานวิจัย
2. สำรวจภาคสนามเพื่อกำหนดตำแหน่งของบ่อบาดาลในพื้นที่ศึกษาโดยกำหนดไว้เป็น 2 กลุ่มพื้นที่ ได้แก่ บ่อบาดาลระดับตื้นที่อยู่ในพื้นที่เกษตรกรรมและนอกพื้นที่เกษตรกรรมในด้านเหนือน้ำและท้ายน้ำของพื้นที่เกษตรกรรมจำนวนทั้งสิ้น 12 บ่อสังเกตการณ์ (กระจายรอบพื้นที่ที่มีการกระจายตัวของพื้นที่เกษตรหนาแน่น)
3. เก็บตัวอย่างดินทั้งแบบทำลายโครงสร้างตัวอย่าง (disturbed soil sampling) และแบบไม่ทำลายโครงสร้างตัวอย่าง (undisturb soil sampling) ทั้งในพื้นที่เกษตรกรรมจำนวน 20 ตัวอย่าง แบบสุ่มทั้งนี้ใช้เป็นตัวแทนได้เนื่องจากแผนที่แสดงชนิดดินพบว่าพื้นที่บริเวณนี้มีชนิดของดินไม่เกิน 3 ชนิด และใช้ hand auger เก็บตัวอย่างของดินตามความลึกประมาณ 1 เมตรเพื่อทราบลักษณะการกระจายตัวของโลหะหนักในแนวดิ่ง โดยเฉพาะพื้นที่ที่พบโลหะหนักในน้ำบาดาลสูง 3 จุดจุดละ 1 เมตรเนื่องจากระดับน้ำบาดาลบริเวณนี้เฉลี่ย

ประมาณ 1 เมตร ตัวอย่างดินที่ได้นำมาใช้สำหรับการทดลองการดูดซับ/การคายตัว (sorption/desorption) และ BCR sequential extraction และเพื่อใช้ในการหาค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของดิน และอธิบายที่มาของการปนเปื้อนจากปริมาณโลหะหนักที่มีรูปแบบสัดส่วน (fractionation) ที่ต่างกันตามความลึก

4. หาสมการและพารามิเตอร์ที่เหมาะสมที่อธิบายคุณสมบัติของดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (variably saturated zone) โดยใช้โปรแกรม RETC

5. เก็บตัวอย่างน้ำบาดาลในพื้นที่เกษตรกรรมหนาแน่นและพื้นที่นอกเขตเกษตรกรรมหนาแน่นเพื่อใช้เป็นข้อมูลพื้นฐาน (Background) ในการเปรียบเทียบกันทั้งในช่วงหน้าฝนและหน้าแล้ง

6. ตรวจวัดระดับน้ำในบ่อบาดาลทั้งในหน้าฝนและหน้าแล้งเพื่อทราบทิศทางการไหล ของน้ำบาดาลระดับต้น

7. จัดทำแผนที่แสดงระดับน้ำหรือทิศทางการไหลของน้ำบาดาลระดับชั้นต้นในช่วงเวลาต่างๆ

8. ทดลอง BCR sequential extraction เพื่อทราบ binding form ของการดูดซับของโลหะหนักแต่ละชนิดในดินทั้งในพื้นที่เกษตรกรรมและนอกพื้นที่เกษตรกรรมเพื่อประเมินโอกาสที่โลหะหนักจะถูกชะละลายสู่ดินและน้ำบาดาล

9. ทดลองแบบแบดท์เพื่อหาคุณสมบัติในการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนัก

10. สร้างแบบจำลองเชิงมโนทัศน์และแบบจำลองทางคณิตศาสตร์

11. คาดการณ์การเคลื่อนตัวของโลหะหนักในดินและในน้ำบาดาลระดับต้น

12. วิเคราะห์และประเมินผลการสำรวจทั้งหมดจากข้อมูลต่างๆ ที่มีเพื่อสรุปผลการวิจัย

13. สรุปผลและนำเสนอข้อมูลในรูปแบบบทความทั้งการประชุมวิชาการและวารสารวิชาการ

4. ผลการศึกษา

จากการศึกษาพบว่าทิศทางการไปของน้ำบาดาลหลักไหลจากด้านทิศเหนือ (พื้นที่อ่างเก็บน้ำ) ของพื้นที่ลุ่มสู่ทิศใต้ผ่านพื้นที่ทำการเกษตรหนาแน่น ความลึกเฉลี่ยของระดับน้ำบาดาลประมาณ 2.85 เมตรจากระดับพื้นผิวดิน ค่าพีเอชของน้ำบาดาลเฉลี่ยมีค่าเฉลี่ย 4.71 ซึ่งมีสภาพความเป็นกรด โดยเฉพาะบางบ่อที่มีค่าพีเอชต่ำกว่า 4 ค่าเฉลี่ยของโลหะหนักที่ตรวจพบในบ่อบาดาลในพื้นที่มีค่าต่ำกว่ามาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลสำหรับ As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn แต่สำหรับ Pb ตรวจพบว่ามีปริมาณสูงกว่ามาตรฐานน้ำบาดาลใน 4 บ่อซึ่งอยู่ในบริเวณตอนกลางของพื้นที่ศึกษามีค่าเฉลี่ยประมาณ $16.66 \pm 18.52 \mu\text{g/l}$ ในการศึกษาการดูดซับและคายตัวของโลหะหนักได้เลือกศึกษาเฉพาะ Cu และ Pb เนื่องจากตรวจพบในปริมาณค่อนข้างสูงเมื่อเทียบกับโลหะหนักชนิดอื่นๆ และเป็นโลหะหนักที่มีความเป็นพิษ ผลการศึกษาการดูดซับและการคายตัวพบว่าสัมประสิทธิ์การดูดซับของทองแดงและตะกั่วเท่ากับ 0.0004 L/kg และ 0.043 L/kg และสัมประสิทธิ์การดูดซับของทองแดงและตะกั่วเท่ากับ 0.0003 L/kg และ 0.0008 L/kg จากผลดังกล่าวสามารถกล่าวได้ว่าตะกั่วจะถูกหน่วงไว้ในดินได้ดีกว่าทองแดงและเคลื่อนที่สู่น้ำบาดาลได้ช้ากว่า และเมื่อพิจารณาผลรวมระหว่าง exchangeable fraction (F1) และ reducible fraction (F2) ซึ่งสามารถประเมินโอกาสที่โลหะหนักจะปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้ง่าย กล่าวคือศักยภาพในการเคลื่อนตัว (mobility potential) มีค่าเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ Zn (66.85%) > Cu (59.47%) > Pb (53.34%) > As (27.85%) นอกจากนี้ยังพบว่า Cu และ Zn มีค่าผลรวมของ F1 และ F2 สูงกว่า 50 เปอร์เซ็นต์เกือบทุกจุดที่ทำการสำรวจ ผลการจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักโดยใช้แบบจำลองร่วมระหว่าง HYDRUS-1D และ MODFLOW ซึ่งได้ข้อมูลนำเข้าการทดลองการดูดซับที่ได้จากการทดลองแบบแบดท์มาใช้เป็นค่าเริ่มต้นพบว่าที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 25, 50, 75 และ 99 มีค่าปริมาณ Pb เท่ากับ 11.50, 34.15, 54.97 and 212.37 $\mu\text{g/L}$ และปริมาณ Cu เท่ากับ 14.86, 35.52, 59.11 and 283.99 $\mu\text{g/L}$ ซึ่งสอดคล้องกับค่าปริมาณของ Cu และ Pb ที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 25, 50, 75 และ 99 ของปริมาณโลหะดังกล่าวที่ได้จากการสำรวจภาคสนามทั้ง 4 ครั้ง

ในช่วงศึกษาวิจัย จากการศึกษาี้เสนอแนะให้มีการติดตามตรวจวัดปริมาณโลหะหนักในพื้นที่ศึกษาต่อเนื่องตลอดจนพื้นที่อื่นๆ ที่มีสภาพใกล้เคียงกัน ตลอดจนจำเป็นที่ต้องการศึกษาเพื่อประเมินความเสี่ยงทางด้านสุขภาพของเกษตรกรที่ดื่มน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษาต่อไป

Output จากโครงการวิจัยที่ได้รับทุนจาก สกว.

1. ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการนานาชาติ

1. **Chotpantarat, S.**, Limpakanwech, C., and Sutthirat, C. 2011. Effect of soil water characteristic curves on simulation of nitrate vertical transport in a Thai agricultural soil. Sustainable Environmental Research 21(3): 187-193(Formerly, Journal of Environmental Engineering and Management, JEEAM, indexed in the Chemical Abstracts Service, Cambridge Scientific Abstracts, EBSCO and INSPEC). **Corresponding author.**

2. **Chotpantarat, S.**, Ong, S.K., Sutthirat, C., and Osathaphan, K. 2012. Sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} under single, binary and multi-metal systems through lateritic soil: Modeling. Geoderma 189-190: 278-287. **Impact factor 2.318. Corresponding author.**

3. Wongsasuluk, P., **Chotpantarat, S.**, Siriwong, W., Borjan, M, and Robson, M. 2013. Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area at Ubon Ratchathani Province, Thailand. Environmental Geochemistry and Health Journal. DOI: 10.1007/s10653-013-9537-8. **Impact factor 2.076. (Accepted) Corresponding author.**

2. อื่น ๆ (เช่น ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการในประเทศ การเสนอผลงานในที่ประชุมวิชาการ หนังสือ การจดสิทธิบัตร)

2.1 งานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

1. **Chotpantarat, S.**, Sutthirat, C., and Srisuk, K. 2012. Transport modeling of single and binary metal systems of Pb and Cu through unsaturated soil in an agricultural area: A case study of Hua Rua area, Thailand. The 4th IWA Asia-Pacific Young Water Professionals Conference. Japan, 7-10 Dec., 2012 (Full paper and Oral presentation)

2. **Chotpantarat, S.** and Masipan, T. 2013. Sequential Fractionation of Heavy Metals in Agricultural Soils: A Case Study of Hua Rua Area, Ubon Ratchathani Province. International Conference on Environmental and Hazardous Substance Management, Bangkok, Thailand, 21-23 May, 2013. (Full paper and Oral presentation)

2.2 บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ

1. **Chotpantarat, S.**, 2011. Causes and potential acid generation techniques of acid mine drainage (AMD). Engineering Journal 64(4): 59-66.

* Corresponding author.

Tel.: 0-2218-5442; Fax: 0-2218-5464

E-mail: csrilert@gmail.com or lertc77@yahoo.com

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย

อย่างที่เรารู้กันว่าประเทศไทยเป็นประเทศเกษตรกรรม ประชากรส่วนใหญ่ของประเทศประกอบอาชีพเกษตรกรรมตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบัน พื้นที่กว่า 50 เปอร์เซ็นต์ของประเทศใช้เพื่อการเกษตรกรรม ดังนั้นจึงมีการนำน้ำมาใช้เพื่อการเกษตรมากขึ้น ปริมาณการใช้น้ำของไทยในปี 2549 พบว่ามีการใช้น้ำในการเกษตรกรรมถึง 61% ซึ่งเป็นภาคส่วนที่ใช้น้ำมากที่สุด (รูปที่ 1.1) โดยเฉพาะอย่างยิ่งในชนบทหรือชุมชนขนาดเล็กส่วนใหญ่ที่นอกเขตชลประทานซึ่งใช้น้ำเพื่อการบริโภคมากขึ้นเพราะเชื่อว่าแหล่งน้ำบาดาลเป็นแหล่งน้ำที่มีความสะอาดมากกว่าแหล่งน้ำบนผิวดิน และเพื่อต้องการเพิ่มผลผลิตทางการเกษตรให้เพียงพอต่อความต้องการของประชากรที่เพิ่มขึ้นจึงมีการใช้น้ำบาดาลปุ๋ยเคมีและยาฆ่าแมลงในปริมาณที่สูงขึ้นอย่างต่อเนื่องส่งผลให้มีโอกาสเสี่ยงต่อการปนเปื้อนจากเคมีเกษตรสู่ดินและน้ำบาดาลในที่สุด ในปุ๋ยเคมีมีโลหะหนักบางชนิดเป็นองค์ประกอบ (Eugenia et al., 1995; Ma et al., 2010) โลหะหนักเป็นสารที่คงตัวไม่สามารถสลายตัวได้ในกระบวนการทางธรรมชาติจึงมีการสะสมอยู่ในดินและถูกชะล้างลงสู่ชั้นน้ำบาดาล ดังนั้นในพื้นที่ที่มีการทำเกษตรกรรมเป็นเวลานานย่อมมีการสะสมตัวของโลหะในดินอยู่ในปริมาณสูงและเสี่ยงต่อการชะละลายโลหะหนักที่สะสมอยู่ลงสู่แหล่งน้ำบาดาล (Merian, 1991) ทำให้น้ำในบริเวณนั้นมีความเป็นพิษต่อการอุปโภคบริโภคของคนและสิ่งมีชีวิต และการถูกดูดกลับโดยพืชที่ปลูกในบริเวณนั้นจะนำไปสู่การปนเปื้อนในระบบห่วงโซ่อาหาร นอกจากนี้ในสภาวะที่มีความเป็นกรดสูง (ค่าพีเอชต่ำ) จะยิ่งส่งเสริมให้โลหะหนักที่ตกค้างอยู่มีความสามารถในการดูดซับลดลงและสามารถเคลื่อนตัวสู่ชั้นน้ำบาดาลได้เร็วขึ้น (Chen et al., 2010) สำหรับความเป็นพิษของโลหะหนักขึ้นอยู่กับรูปแบบทางเคมีของสารประกอบของโลหะหนักแต่ละชนิดและเส้นทางที่ร่างกายได้รับเข้าไปไม่ว่าทางระบบหายใจ ระบบทางเดินอาหารและผิวหนัง ตะกั่วส่วนใหญ่จะจับอยู่กับเม็ดเลือดแดง มีผลในการยับยั้งเอ็นไซม์ที่เกี่ยวกับการสร้างเม็ดเลือดแดง นอกจากนี้ตะกั่วยังมีผลต่อดับ หัวใจและเส้นเลือดภาวะเจริญพันธุ์ ไคโรโมโซม และก่อให้เกิดโรคมะเร็ง และความพิการแต่กำเนิดอีกด้วย และทองแดงทำให้เกิดการระคายเคืองและอักเสบที่ตา ระบบหายใจ ระบบทางเดินอาหารและประสาทสัมผัสเสีย และเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้เกิดโรคโลหิตจาง เป็นต้น (Sawyer et al., 2003)

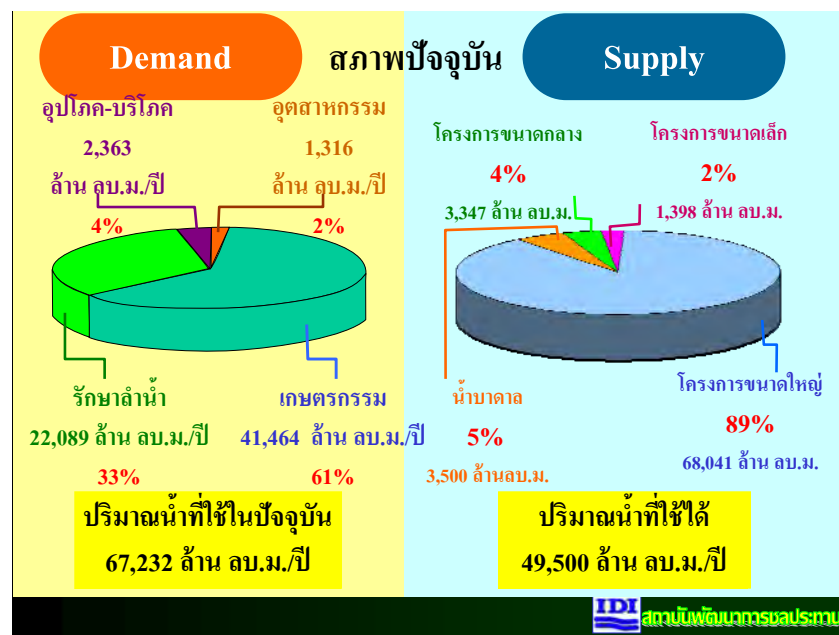
พื้นที่ศึกษาตั้งอยู่ในบริเวณตำบลหัวเรือ อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี (รูปที่ 1.2) เป็นพื้นที่เกษตรกรรมที่มีการปลูกพริกและข้าวเป็นจำนวนมากเป็นเวลากว่า 30 ปี และได้มีการใช้ปุ๋ยเคมีและยาฆ่าแมลงหลายชนิด ในบริเวณพื้นที่ศึกษามีบ่อน้ำบาดาลกระจายอยู่ทั่วบริเวณพื้นที่ดังกล่าว และจากการสำรวจภาคสนามเบื้องต้น พบว่ามีเกษตรกรบางรายได้อุปโภคบริโภคน้ำจากบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่เกษตรกรรมโดยตรง จากผลการศึกษาของ Srithongdee et al. (2009) พบว่าค่าพีเอชในน้ำบาดาลระดับตื้นมีสภาพเป็นกรดมีค่าอยู่ระหว่าง 3.70-4.80 ซึ่งเป็นปัจจัยที่เสี่ยงต่อการชะละลายของโลหะหนักจากสารเคมีเกษตรสู่ดินและน้ำบาดาลระดับตื้นได้ง่ายขึ้น (Chen et al., 2010) พื้นที่ในภาคอีสานมีลักษณะสภาพดินเป็นดินร่วนปนทรายซึ่งน้ำฝนที่ตกลงมาหรือน้ำจากการชลประทานซึมลงสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นได้ค่อนข้างดี ดังนั้นปัจจัยที่กล่าวมาข้างต้นส่งเสริมให้พื้นที่ศึกษา

มีความเสี่ยงสูงต่อการปนเปื้อนโลหะหนักและจำเป็นอย่างยิ่งในการศึกษาเพื่อประเมินและคาดการณ์การปนเปื้อนของโลหะหนักในพื้นที่ดังกล่าว

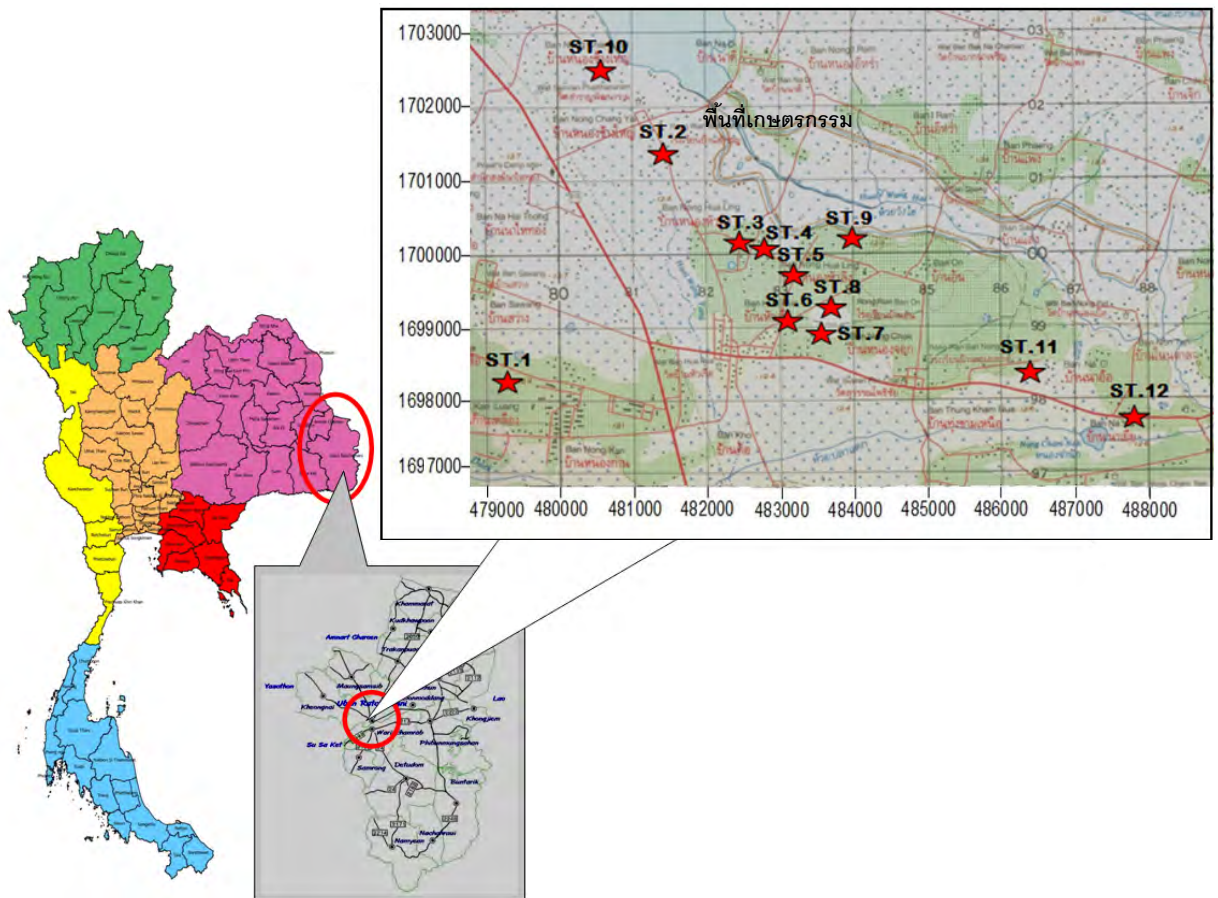
การอธิบายพฤติกรรมของการกระจายตัวและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักเพื่อประเมินความเสี่ยงต่อการปนเปื้อนในดินและน้ำบาดาล และหาแนวทางในการป้องกันหรือฟื้นฟูพื้นที่ที่เหมาะสมมีความสำคัญอย่างยิ่ง หากแต่ในการศึกษาในอดีตจะศึกษาการดูดซับของโลหะเพียงชนิดเดียวบนดินโดยไม่คำนึงผลของโลหะชนิดอื่นที่ถูกชะละลายออกมาด้วยกัน (Kookana and Naida., 1998; Li, 2000; Williams et al., 2003; Pang et al., 2004; Miretzky et al., 2006; Yolcubal and Akyol, 2007) แต่ในธรรมชาติเมื่อมีการชะละลายเกิดขึ้น (Leaching) จะมีโลหะหลายชนิดที่ถูกชะละลายออกมาพร้อมๆ กันและเคลื่อนที่สู่ดินและชั้นน้ำบาดาลในที่สุด และปัจจุบันงานวิจัยเพื่อประเมินโอกาสการปนเปื้อนของโลหะหนักจากพื้นที่เกษตรกรรมสู่ดินและน้ำบาดาลของประเทศไทยยังมีน้อยมาก อีกทั้งการประเมินการปนเปื้อนของโลหะหนักโดยส่วนใหญ่เป็นเพียงการเก็บตัวอย่างและวิเคราะห์ในห้องปฏิบัติการเพื่อหาค่าปริมาณโลหะหนักทั้งหมดในดิน ซึ่งการวิเคราะห์ดังกล่าวไม่สามารถนำผลมาพิจารณาโอกาสเสี่ยงในการเคลื่อนตัว (potential mobility) และปริมาณที่สิ่งมีชีวิตสามารถนำเข้าสู่ร่างกายได้ (bioavailability) (Sayen et al., 2009) นอกจากนี้ไม่สามารถอธิบายกลไกของการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในกรณีที่เกิดการชะละลายของโลหะหนักพร้อมๆ กัน และมีความคลาดเคลื่อนในการนำมาประยุกต์ใช้ในการคาดการณ์โอกาสเสี่ยงที่จะเกิดขึ้นในอนาคต

ดังนั้นเพื่อสามารถอธิบายกระบวนการที่ซับซ้อนของการดูดซับและเคลื่อนตัวของโลหะหนักในดินสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น และเพื่อคาดการณ์โอกาสเสี่ยงในการปนเปื้อนสู่ธรรมชาติ ในการศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อสำรวจและประเมินการปนเปื้อนของโลหะหนักในดินและน้ำบาดาลระดับตื้นด้วยการทดลองการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนักในสภาวะที่มีการแข่งขัน (Competitive sorption/desorption) ในการทดลองแบบแบตช์ (Batch experiment) และ BCR sequential extraction (Keivan et al., 2009) รวมกันเพื่อทราบ binding forms ของโลหะหนักชนิดนั้นๆ บนดิน ซึ่งได้แก่ exchangeable fraction, Fe-Mn oxides fraction, organically complexed fraction และ residual ซึ่งแต่ละส่วน (Fraction) มีความสามารถในการถูกชะละลายสู่ธรรมชาติแตกต่างกัน และใช้ผลของการทดลองดังกล่าวเป็นตัวชี้วัด (indicator) ในการอธิบายการเคลื่อนตัวของโลหะหนักแบบพลศาสตร์ในธรรมชาติ (Heavy metal dynamic) และประเมินโอกาสเสี่ยงของการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากดินสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น (potential mobility) และท้ายสุดคาดการณ์การเคลื่อนตัวของโลหะหนักสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นโดยประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ร่วม (Coupled model) ระหว่างแบบจำลองที่จำลองการชะละลายและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (HYDRUS-1D) ร่วมกับแบบจำลองที่จำลองการไหลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในน้ำใต้ดินในชั้นน้ำบาดาล (MODFLOW/MT3D) เพื่อให้การจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักมีความครบถ้วนสมบูรณ์ขึ้น เนื่องจากข้อจำกัดประการหนึ่งของแบบจำลอง MODFLOW/MT3D ซึ่งเป็นแบบจำลอง 3 มิติที่นิยมในการจำลองการเคลื่อนตัวของมลสารในปัจจุบันมีความจำกัดในการจำลองในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำซึ่งมีผลอย่างมีนัยสำคัญในการประเมินการปนเปื้อนของมลสารจากผิวดินสู่ชั้นน้ำบาดาล (Chotpantararat et al., 2009) ในการจำลองจะใช้พารามิเตอร์ที่ได้จากการทดลอง competitive sorption/desorption และคุณสมบัติเฉพาะของชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Soil Water Characteristic Curve, SWCC)

ของดินในพื้นที่ซึ่งเป็นความสัมพันธ์ระหว่างค่าความชื้นของดิน และความดัน (Suction pressure) เพื่อประเมินการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากผิวดินสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น ประโยชน์จากการศึกษาวิจัยครั้งนี้สามารถใช้เป็นฐานข้อมูลอ้างอิงเพื่อใช้ในการศึกษาการปนเปื้อนของโลหะหนักในพื้นที่เกษตรกรรมอื่นๆในประเทศ อย่างเป็นระบบและอธิบายกลไกการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากดินสู่ชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น ตลอดจนประยุกต์การใช้แบบจำลองร่วมกันของ HYDRUS-1D และ MT3D ในพื้นที่อื่นๆ และใช้ข้อมูลจากผลการศึกษาเพื่อหามาตรการในการฟื้นฟูพื้นที่ที่ปนเปื้อนที่เหมาะสมและประเมินความเสี่ยงเชิงสุขภาพของเกษตรกรในพื้นที่ต่อไป



รูปที่ 1.1 ปริมาณความต้องการการใช้น้ำของประเทศไทยในภาคส่วนต่างๆ ปี 2549
ที่มา: สถาบันพัฒนาการชลประทาน, 2549



รูปที่ 1.2 พื้นที่ศึกษา ตำบลหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการ

1. เพื่อสำรวจและวิเคราะห์ความเข้มข้นของโลหะหนักต่าง ๆ ที่ปนเปื้อนในดินและน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่เกษตรกรรม
2. ประเมินความเสี่ยงในการชะละลายของโลหะหนักในดินลงสู่แหล่งน้ำบาดาลระดับตื้น
3. จำลองการปนเปื้อนสู่ระบบชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นโดยพิจารณาโซนที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ

บทที่ 2

ทบทวนงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 งานวิจัยด้านการปนเปื้อนของโลหะหนักในดินและน้ำบาดาล

Appel และคณะ (2008) ศึกษาดิน 3 ชนิดและทำการวัดค่าการดูดซับของตะกั่ว แคดเมียมและแคลเซียม โดยมีวัตถุประสงค์ในการวิจัย 3 ข้อคือหาขอบเขตที่โลหะหนักถูกดูดซับอยู่ อธิบายปฏิกิริยาระหว่างโลหะและดิน และเพื่อศึกษาพฤติกรรมของโลหะเมื่อลงสู่ดิน จากงานวิจัยพบว่าตะกั่วจะมีการเปลี่ยนรูปน้อยกว่าแคดเมียมและขัดขวางการดูดซับของแคดเมียม นอกจากนี้ยังพบว่าตะกั่วปรากฏอยู่ในดินมากกว่าแคดเมียมและแคลเซียม ดังนั้นตะกั่วน่าจะเป็นโลหะหนักที่มีโอกาสเคลื่อนตัวสู่น้ำบาดาลได้น้อยกว่าแคดเมียมและแคลเซียม

Chaturvedi และคณะ (2006) ศึกษาจลนศาสตร์ของการดูดซับ (kinetic of sorption) ของโลหะหนัก 3 ชนิดคือ ตะกั่ว สังกะสีและแคดเมียม ในดินที่ไม่มีสารอินทรีย์ผสมกับดินที่มีสารอินทรีย์ในอัตราส่วน 1:3 และใช้ 1% hydroxyapatite ซึ่งเป็นสารที่ใช้สำหรับโลหะหนักที่ไม่มีการเคลื่อนที่และมีสมบัติการถูกชะล้าง โดยการใช้การทดลองแบบแบตช์ (batch method) และการหาค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับของไอโซเทอมแบบต่างๆ และมีการใช้สารละลาย KNO_3 เข้มข้น 0.05 M เป็นสารละลายอิเล็กโทรไลต์ จากการทดลองพบว่าค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับของโลหะหนักลดลงตามลำดับดังนี้ ตะกั่ว สังกะสี แคดเมียม แสดงให้เห็นว่าตะกั่วมีความสามารถในการถูกชะล้างน้อยที่สุด

Covelo และคณะ (2007) ศึกษาการดูดซับของโลหะหนัก 5 ชนิดคือ ตะกั่ว ทองแดง แคดเมียม นิกเกิลและสังกะสี ในดิน 11 ชนิดที่มีความเป็นกรดซึ่งเป็นดินที่เก็บจากทางด้านตะวันตกเฉียงเหนือของประเทศสเปน โดยการใช้การทดลองแบบแบตช์ (batch method) และใช้ความเข้มข้นของโลหะหนักเริ่มต้นที่ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร การทดลองพบว่าตะกั่วและทองแดงถูกดูดซับได้มากกว่าโลหะหนักชนิดอื่นๆ และยังพบว่าค่าการดูดซับของตะกั่วและทองแดงมีความสัมพันธ์กับปริมาณสารอินทรีย์ในดินอีกด้วย

Dong และคณะ (2009) ศึกษาความสามารถในการเคลื่อนตัวของตะกั่ว แคดเมียมและโครเมียม (VI) ในดินที่มีการเพาะปลูกและมีการปนเปื้อนของโลหะหนักเหล่านี้ลงสู่น้ำบาดาลในบริเวณตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศจีน โดยการทดลองนี้มีการควบคุมค่า pH เริ่มต้นเท่ากับ 5 และทำการทดลองโดยใช้ไอโซเทอมของ Langmuir และ Freundlich พบว่าข้อมูลการดูดซับของโครเมียม (VI) เป็นไปตามไอโซเทอมเส้นตรงและการดูดซับของโลหะหนักทั้ง 3 ชนิดนี้เข้าสู่สมดุลภายในเวลาไม่กี่ชั่วโมงเท่านั้น โดยตะกั่วมีการดูดซับที่ดีที่สุดและโครเมียม (VI) มีการดูดซับได้น้อยที่สุด นอกจากนี้ยังพบว่าค่าการดูดซับของตะกั่วและแคดเมียมเพิ่มขึ้นตามค่า pH ที่เพิ่มขึ้นอีกด้วย เพราะฉะนั้นโลหะหนักที่มีความสามารถในการเคลื่อนที่มากที่สุดคือ โครเมียม (VI) แคดเมียมและตะกั่วตามลำดับ จากผลการทดลองดังกล่าวทำให้ทราบว่าดินที่ปนเปื้อนโดยน้ำเสียที่มีตะกั่วและแคดเมียมนั้น โลหะหนักทั้งสองชนิดนี้จะเคลื่อนตัวลงสู่ชั้นน้ำบาดาลได้ช้ามากเพราะมีการถูกดูดซับไว้ในดินสูงและมีความสามารถในการเคลื่อนที่ต่ำ ในขณะที่โครเมียม (VI) สามารถเคลื่อนที่ลงสู่ชั้นน้ำบาดาลได้เร็วและถูกดูดซับไว้ในดินเพียงเล็กน้อยเท่านั้น

Hansen และ Maya (1997) ศึกษาการดูดซับของตะกั่วและแคดเมียมในทะเลสาบ Chapalad โดยการทดลองถูกออกแบบให้ศึกษาถึงผลกระทบต่อคุณภาพน้ำ พบว่าตะกั่วสามารถถูกดูดซับได้มากกว่าแคดเมียมและ

ปฏิกิริยาของตะกั่วต่อตะกอนพื้นผิวไม่สามารถคืนสภาพเดิมได้เมื่อเปรียบเทียบกับแคดเมียมที่ความเข้มข้นที่เท่ากัน

Keivan และคณะ (2009) ได้ทำการศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในกากตะกอนบ่อกุง ในเมือง Selangor ประเทศ Malaysia โดยมีขั้นตอนศึกษา 2 วิธีตามการสกัดตามลำดับ (sequential extraction methods) ดังนี้ 1) วิธี Tessier 5 ขั้นตอน 2) วิธี BCR 3 ขั้นตอน จากการวิเคราะห์ตะกอนในบ่อกุงพบว่า Ca, Fe และ Mn มีความเข้มข้นสูงสุดเมื่อเทียบกับ Zn, Cu, Cr, Cd และ Pb และจากการทดลองสกัดตามลำดับ (sequential extraction methods) พบว่า Cd, Mn และ Pb พบมากในรูปแบบของ exchangeable/carbonate แสดงว่ามีการชะล้างได้ง่าย ส่วน Cu และ Zn ส่วนใหญ่อยู่ในรูปแบบ oxidizable form ซึ่งผลของการทดลองพบว่าวิธี BCR จะมีความคล้ายคลึงกับวิธี Tessier แต่เมื่อดูเปอร์เซ็นต์ความถูกต้องที่ได้จากการทดลองแล้วพบว่าวิธี BCR จะมีความถูกต้องมากกว่าวิธี Tessier

Li และคณะ (2008) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของโลหะหนักในพื้นที่เกษตรที่แห้งแล้ง โดยวัดความเข้มข้นของ Cu, Pb, Cr, Hg และ As ในดินในพื้นที่การเกษตรที่แห้งแล้งและดินในพื้นที่ชลประทาน บริเวณหมู่บ้าน Shajiwuan หมู่บ้าน Gangou และ หมู่บ้าน Sifangwu ในตอนกลางของจังหวัดกานซู ประเทศจีน พบว่าความเข้มข้นของโลหะหนักในพื้นที่เกษตรแห้งแล้งมีค่าสูงยกเว้น Hg มีค่าความเข้มข้นต่ำ โดยความเข้มข้นของ Pb มีค่าเกินมาตรฐานประมาณ 72.46% ซึ่งเป็นอันตราย จากการวิเคราะห์ด้วยวิธีองค์ประกอบหลัก (Principal component analysis, PCA) ในการประเมินข้อมูลดินโดยใช้ varimax rotation กับ Kaiser Normalization พบว่าปัจจัยชลประทาน ปัจจัยทางการเกษตรและกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์จะช่วยสนับสนุนความสัมพันธ์ของคุณสมบัติทางเคมีและปัจจัยหลักของการสะสมของ Cu, Pb, Cr, Hg และ As ในพื้นที่เกษตรที่แห้งแล้ง ซึ่งมีการเกิดที่แตกต่างกับพื้นที่เกษตรในเขตพื้นที่ชลประทาน

Nouri และคณะ (2006) ได้ทำการศึกษาปริมาณความเข้มข้นและการกระจายตัวของโลหะหนัก (i.e., Cu, Cd, Ni, Zn) ในชั้นน้ำบาดาล ในแถบจังหวัด Shush และจังหวัด Andimeshk บริเวณตอนใต้ของประเทศอิหร่านซึ่งเป็นพื้นที่ที่มีการทำการเกษตรค่อนข้างสูง โดยพื้นที่ศึกษามีขนาดประมาณ 1,100 km² อยู่ระหว่างแม่น้ำ Dez และ Karkhe โดยได้ทำการแบ่งพื้นที่ศึกษาออกเป็น 4 บริเวณ คือ A, B, C และ D จากนั้นทำการเก็บตัวอย่าง 168 ตัวอย่างจาก 42 บ่อ ในระหว่างเดือน เมษายน พฤษภาคม สิงหาคม และเดือนกันยายน ปี 2004 และนำมาหาค่าความเข้มข้นของโลหะหนักในน้ำตัวอย่างโดยใช้เครื่อง AAS ซึ่งจากการทดลองสรุปได้ว่าความเข้มข้นของ Cu, Zn และ Ni ต่ำกว่าค่ามาตรฐาน (Cu 1.3 มก./ลิตร และ Zn 5 มก./ลิตร) และพบว่า Cd 4.8 เปอร์เซ็นต์จากตัวอย่างทั้งหมดมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าค่ามาตรฐาน (Cd 0.005 mg/L) จากการศึกษาพบว่าความเข้มข้นของโลหะหนักบริเวณตอนใต้มีค่ามากกว่าบริเวณตอนเหนือของพื้นที่ศึกษา เนื่องจากทางตอนใต้มีพื้นที่เกษตรกรรมและพื้นที่อุตสาหกรรมมากกว่า และทิศทางการไหลของน้ำในพื้นที่ศึกษาโดยปกติจะไหลจากทิศเหนือไปยังทางทิศใต้ของจังหวัด Shush จึงน่าจะเป็นอีกสาเหตุหนึ่งที่ทำให้มีการปนเปื้อนของโลหะหนักและสารปนเปื้อนอื่นอยู่ในปริมาณมาก

Nastha และคณะ (2010) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของโลหะหนักในดินในบริเวณที่มีการทำเหมืองและปล่อยทิ้งไว้ ซึ่งส่วนที่เหลือจากการผลิตแร่เมื่อสะสมตัวในดินเป็นเวลานานๆ ก็จะส่งผลทำให้ดินมีการปนเปื้อนของโลหะหนักในปริมาณที่สูงขึ้น ซึ่งได้ศึกษาความเข้มข้นและการเปลี่ยนแปลงลักษณะของโลหะหนัก (i.e., As,

Cd, Cu, Pb และ Zn) ในตัวอย่างดินจาก Kocani (Macedonia) โดยได้ใช้เครื่อง ICP-AES และอุปกรณ์การดูดซับโลหะหนักของดิน ซึ่งผลปรากฏพบ As, Cd, Cu, Pb และ Zn ที่มีปริมาณความเข้มข้นสูง ซึ่งตรวจพบในดินตัวอย่างจากพื้นที่ VII-2 ซึ่งอยู่ใกล้กับเหมือง Zletovo และแม่น้ำ Zletovska ซึ่งอยู่ทางด้านตะวันตกของ Kocani โดยได้ทำการเก็บน้ำจากด้านตะวันตกของเหมือง Zletovo ซึ่งลักษณะของโลหะหนักที่มีการกระจายตัวในดินมีการกระจายตัวจากมากไปน้อยดังนี้ $Pb > As > Cd > Zn > Cu$ ดังนั้นความสามารถในการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจะเพิ่มขึ้นจากมากไปน้อย $As > Cu > Pb > Zn > Cd$

Rybicka และคณะ (1995) ศึกษาการดูดซับของแคดเมียม ทองแดง ตะกั่ว สังกะสีและนิกเกิลใน illite, beidellite และ montmorillonite โดยใช้ multichamber device ซึ่งใช้ศึกษาอัตราการดูดซับของโลหะในดินที่มีความแตกต่างกันเล็กน้อย การทดลองพบว่าตะกั่วและทองแดงถูกดูดซับไว้ใน illite ในปริมาณที่สูงถึงร้อยละ 80 ถึง 90 ในขณะที่สังกะสี นิกเกิลและแคดเมียมถูกดูดซับไว้เพียงร้อยละ 40 ถึง 50 เท่านั้น

Santos และคณะ (2002) ได้ทำการศึกษา speciation ของ Zn, Cd, Pb และ Cu ในน้ำบาดาลจำนวน 10 บ่อ ในชั้นน้ำตะกอนน้ำพา (alluvial aquifers) ของแม่น้ำ Guadamar ซึ่งได้รับผลกระทบจากการขุดเหมือง Aznalcollar ซึ่งจากการศึกษาทางเคมีพบว่า น้ำในบ่อตัวอย่างมีค่าพีเอชต่ำ และมีค่าการนำไฟฟ้าสูง โดยวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักโดยใช้เครื่องมือ inductively coupled plasma source atomic emission Spectroscopy (ICP-AES) ซึ่งจากการศึกษาปริมาณโลหะหนักและนำมาศึกษา speciation ซึ่งผลที่ได้สะท้อนให้เห็นว่า Pb และ Cu มีการเปลี่ยนแปลงรูปแบบได้น้อย ซึ่งตรงข้ามกับ Zn และ Cd ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงรูปแบบได้ตลอด

Vega และคณะ (2006) ศึกษาการดูดซับของดินในเหมืองซึ่งมีโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ เช่น แคดเมียม โครเมียม ทองแดง นิกเกิล ตะกั่วและสังกะสี พบว่าดินส่วนใหญ่มีตะกั่วปนเปื้อนอยู่มากที่สุดและนิกเกิลปนเปื้อนอยู่ในดินน้อยที่สุด โดยพบว่าการดูดซับของตะกั่วในดินนั้นขึ้นกับปริมาณสารอินทรีย์ในดินและดินที่มีปริมาณแร่ gibbsite, goethite และ mica จะมีการดูดซับโครเมียมไว้ในปริมาณมาก

Wong และคณะ (2002) ได้ทำการศึกษาปริมาณโลหะหนักในดินบริเวณพื้นที่เกษตรกรรมและพื้นที่ปลูกข้าวบริเวณปากแม่น้ำ Pearl ซึ่งเป็นภูมิภาคที่มีการพัฒนามากที่สุดของประเทศจีน โดยได้ทำการเก็บดิน 3 บริเวณ ดังนี้ คือ บริเวณที่มีการทำการเกษตรในพื้นที่ศึกษา 38 ตัวอย่าง ดินบริเวณที่มีการเพาะปลูกข้าว 16 ตัวอย่าง และดินตามธรรมชาติ 18 ตัวอย่าง จากนั้นได้ทำการตรวจวัดปริมาณโลหะหนักในดินด้วยเครื่อง Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES) จากการศึกษพบว่า ดินในบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม พื้นที่ปลูกข้าว และดินตามธรรมชาติมีการปนเปื้อนของ Cd และ Pb ซึ่งดินในบริเวณพื้นที่เกษตรกรรมยังพบโลหะหนักมากที่สุดซึ่งอาจสันนิษฐานได้ว่าน่าจะมาจากการใช้ปุ๋ยเคมีและยาฆ่าแมลง

2.2 งานวิจัยด้านแบบจำลองน้ำบาดาล

กรมโยธาธิการ (2538) ใช้แบบจำลอง MODFLOW ในการจำลองสภาพน้ำบาดาลในจังหวัดกำแพงเพชร เพื่อหาความเหมาะสมในการเติมน้ำลงในชั้นหินอุ้มน้ำพร้อมทำการทดลองเติมน้ำด้วยสระภาคสนาม สรุปได้ว่าชั้นหินอุ้มน้ำมีความเหมาะสมและน้ำดิบที่มีอยู่ในเกณฑ์ที่ใช้ได้แต่มีตะกอนปะปนเล็กน้อย **พิศาล และ บัญชา (2547)** ประยุกต์ใช้แบบจำลอง MODFLOW เมื่อเปรียบเทียบกับโปรแกรม SGDP และ MIKE SHE พบว่ามีความน่าเชื่อถือมากกว่ามีความยืดหยุ่น และสะดวกในการเพิ่มเติมหรือปรับแก้ไขข้อมูลอีกทั้งเป็นโปรแกรมสาธารณะ

ส่วนการศึกษาน้ำบาดาลบริเวณจังหวัดสุโขทัยพบว่า การสูบที่ปลอดภัยจะอยู่ในช่วง 35-40 ลูกบาศก์เมตร/ปี ซึ่งจะไม่ทำให้สมดุลของชั้นน้ำเปลี่ยนแปลงไป แต่ในปัจจุบันมีอัตราการสูบต่างๆ กันในแต่ละปี ตั้งแต่ 35-55 ลูกบาศก์เมตร

รณัท (2554) จำลองการไหลของน้ำบาดาลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในเชิง 3 มิติในพื้นที่ศึกษา นี้จากการใช้โปรแกรม Visual MODFLOW โดยใช้ข้อมูลคุณสมบัติของชั้นน้ำและระดับน้ำบาดาล พบว่าน้ำบาดาลระดับตื้นมีการไหลจากทิศเหนือ (recharge zone) ไปสู่ทิศใต้ (discharge zone) ภายในชั้นหินอุ้มน้ำของดินทราย และหินทรายและได้มีการนำข้อมูล เช่น สมบัติการซึมผ่านและบริเวณที่มีการเติมน้ำ เป็นต้น มาปรับเทียบค่าเพื่อให้ได้แบบจำลองที่มีความถูกต้องมากยิ่งขึ้น จากแบบจำลองพบว่าโลหะหนักมีการเคลื่อนตัวตามการไหลของชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น

ปัทมา (2553) ได้ทำการศึกษาการดูดซับและจำลองการเคลื่อนตัวของตะกั่วและทองแดงในพื้นที่นี้ โดยมีการนำค่าตัวแปรที่ได้จากการทดลองไปใช้ในแบบจำลอง HYDRUS-1D พบว่าหากค่าสมบัติการดูดซับ (K_d) มีค่ามากจะทำให้การเคลื่อนตัวของโลหะหนักช้า และจะพบการปนเปื้อนของโลหะหนักในน้ำบาดาลในปริมาณที่น้อย แต่ถ้าค่าสมบัติการดูดซับ (K_d) มีค่าน้อย โลหะหนักจะสามารถเคลื่อนตัวได้เร็วและจะพบการปนเปื้อนในน้ำบาดาลในปริมาณที่สูง

สุธาสนี (2553) ได้ทำการศึกษาการกระจายตัวของความเป็นกรด-ด่างในน้ำบาดาลในพื้นที่นี้ พบว่าบริเวณที่มีการทำการเกษตรกรรมหนาแน่น ประกอบกับมีการใช้สารเคมีทางการเกษตรหลายชนิด เช่น ปุ๋ยเคมี จะมีความเป็นกรดสูงกว่าบริเวณรอบข้างที่มีการทำการเกษตรที่น้อยกว่า ซึ่งน้ำบาดาลที่มีการปนเปื้อนของโลหะหนักมาก จะทำให้น้ำมีสภาพเป็นกรด (จากการศึกษาพบว่าน้ำมี pH เฉลี่ยเท่ากับ 4.67) และยังสัมพันธ์กับทิศทางการไหลของน้ำและค่าความชันทางชลศาสตร์ (Hydraulic gradient) ซึ่งพบว่าบริเวณตอนกลางของพื้นที่ซึ่งมีค่าความชันทางชลศาสตร์น้อย จะมีความเข้มข้นของโลหะหนักมาก เนื่องจากเกิดการชะล้างของปุ๋ยลงไป ทำให้มีการสะสมตัวของโลหะหนักในปริมาณที่มาก ส่วนบริเวณที่ค่าความชันทางชลศาสตร์มาก จะมีปริมาณความเข้มข้นของโลหะน้อย เนื่องมาจากน้ำที่ไหลไป

Ayenew และคณะ (2008) ทำแบบจำลองการไหลของน้ำบาดาล ที่ตอนกลางของประเทศอียิปต์ พบว่าการไหลของเส้นทางน้ำหลักมีความลึกไม่เกิน 50 เมตรและถูกจำกัดการไหลโดยแนวรอยเลื่อน และรอยแตกในชั้นหิน ชั้นระดับน้ำตื้นยังถูกควบคุมจากสภาพภูมิประเทศและความแตกต่างของชั้นน้ำ ส่งผลให้เกิดสภาพแบบน้ำพุ บริเวณตอนเหนือ ตะวันตก ตะวันตกเฉียงเหนือในของพื้นที่ที่สำคัญถ้ายังคงมีการปนเปื้อนของน้ำผิวดินอยู่และหากมีการสูบน้ำบาดาลในปริมาณที่สูงเช่นเดิมจะส่งผลกระทบต่อ การปนเปื้อนของชั้นน้ำบาดาลได้ในอนาคต

Reimann และคณะ (2007) ได้ทำการศึกษาการเคลื่อนตัวของสารในชั้นไม่อุ้มน้ำด้วยน้ำโดยใช้แบบจำลอง HYDRUS-2D และชั้นอุ้มน้ำด้วยน้ำโดยใช้แบบจำลอง MODFLOW ในพื้นที่เกษตรกรรมทางตอนเหนือของประเทศเยอรมัน โดยเน้นศึกษาตรงบริเวณรอยต่อระหว่างชั้น พบว่าการเคลื่อนตัวของสารบริเวณเหนือระดับน้ำบาดาลเป็นแบบ 3 มิติ ทำให้ความเข้มข้นของสารที่จะเคลื่อนตัวลงสู่ชั้นน้ำบาดาลลดลง เนื่องจากบริเวณดังกล่าวเป็นบริเวณที่ได้รับอิทธิพลจากแรงคาпилลารี (Capillary force) ระหว่างน้ำและเม็ดตะกอน ส่งผลให้ค่าอัตราการไหลซึมของน้ำ (Hydraulic conductivity) มีค่าลดลง

Tsou และWhittemore (2001) ศึกษาการเชื่อมโยงระหว่างโปรแกรม GIS กับแบบจำลอง MODFLOW ผลการศึกษาพบว่าโปรแกรม GIS ช่วยในการจัดการวิเคราะห์และแสดงภาพของข้อมูลต่างๆ และสามารถแสดงค่าพารามิเตอร์ของโมเดลและผลลัพธ์ อีกทั้งสร้างข้อมูลสำหรับช่วยในการตัดสินใจและหาคำตอบของแบบจำลอง

Van der Griff and Griffioen (2007) ได้ทำการศึกษาและพัฒนาแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในพื้นที่รับน้ำ 3 แห่งที่ดินปนเปื้อนโลหะหนักจากโรงกลั่นแร่สังกะสี ซึ่งอยู่ในเขตการปกครอง Kempen ประเทศเนเธอร์แลนด์ โดยนำข้อมูลจากแบบจำลองการเคลื่อนตัวของแคดเมียมและสังกะสีในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำและแบบจำลองการไหลของน้ำบาดาลมาใช้ควบคู่กัน ซึ่งการไหลของน้ำในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำนั้นส่วนใหญ่เป็นการเคลื่อนที่ในแนวดิ่ง ส่วนการเคลื่อนที่ของน้ำในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำจะเป็นการเคลื่อนที่แบบ 3 มิติ ทำให้เมื่อมีการนำความเข้มข้นของโลหะหนักของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำตรงบริเวณระดับน้ำบาดาลจากแบบจำลอง HYDRUS-1D ซึ่งเป็นรอยต่อระหว่างชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำกับชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำมาใช้เสมือนเป็นความเข้มข้นที่ชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำได้รับ สำหรับใช้ในการจำลองการเกิดปฏิกิริยาการเคลื่อนที่ของน้ำบาดาลต่อไป โดยการเคลื่อนที่ของน้ำบาดาลในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำนั้นใช้แบบจำลอง MODFLOW และ MT3DMS จากการศึกษาพบว่าแคดเมียมและสังกะสีมีการกระจายตัวบริเวณระดับน้ำบาดาลมากกว่าบริเวณดินชั้นบนสุด พบว่าแคดเมียมและสังกะสีเคลื่อนตัวลงมาได้ลึกสุดประมาณ 70-100 cm.เท่านั้น โดยปกติแล้วแคดเมียมจะเคลื่อนที่ได้ช้าในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำเนื่องจากที่ pH เป็นกลาง แคดเมียมจะถูกดูดซับได้ดี นอกจากนี้ผู้ศึกษาได้คาดการณ์ความเข้มข้นของแคดเมียมและสังกะสีในช่วงปี ค.ศ. 1950-2050 โดยค่าความเข้มข้นสูงสุดมีการเปลี่ยนแปลงได้ตามปัจจัยสำคัญคือคุณสมบัติทางเคมีของดิน ดังนั้นแบบจำลองก็สามารถปรับแก้ตัวแปรให้เข้ากับสถานการณ์ของแต่ละพื้นที่รับน้ำได้ จึงเป็นประโยชน์ต่อการคาดการณ์การเคลื่อนตัวและผลกระทบจากการปนเปื้อนของโลหะในชั้นน้ำบาดาลในอนาคตได้

บทที่ 3 พื้นที่ศึกษา

3.1 พื้นที่ศึกษา

บริเวณพื้นที่เกษตรกรรม ตำบลหัวเรือ อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี ครอบคลุมแผนที่ภูมิประเทศ **รูปที่ 3.1** มาตราส่วน 1: 50,000 ราว 59391 มีพิกัดอยู่ระหว่าง ลองติจูด $104^{\circ}45' E$ ถึง $105^{\circ}00' E$ และละติจูด $15^{\circ}15' N$ ถึง $15^{\circ}30' N$



รูปที่ 3.1 แผนที่พื้นที่ศึกษา บริเวณตำบลหัวเรือ อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี

3.1.1 ลักษณะภูมิประเทศ

จังหวัดอุบลราชธานี ตั้งอยู่ในแอ่งโคราช (Khorat basin) ลักษณะโดยทั่วไปเป็นที่สูงต่ำเป็นที่ราบสูงลาดเอียงไปทางตะวันออกมีแม่น้ำโขง เป็นแนวเขตกับจังหวัดอุบลราชธานีกับสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว มีแม่น้ำชีไหลมาบรรจบกับ แม่น้ำมูลซึ่งไหลผ่านกลางจังหวัด จากทิศตะวันตกมายังทิศตะวันออกแล้วไหลลงสู่แม่น้ำโขง ที่อำเภอ โขงเจียม และมีลำน้ำใหญ่ ๆ อีกหลายสาย ได้แก่ ลำเซบก ลำโดมใหญ่ ลำโดมน้อยและมีภูเขา สลับซับซ้อนหลายแห่ง ทางบริเวณชายแดน ตอนใต้ที่สำคัญคือ เทือกเขาบรรทัดและเทือกเขาพนมดงรักซึ่งกันอาณาเขตระหว่างจังหวัดอุบลราชธานีกับสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว และกัมพูชา ลักษณะภูมิสัณฐานของ จังหวัดอุบลราชธานี แบ่งออกโดยสังเขป ดังนี้

บริเวณที่เป็นสันดินริมน้ำ (River levee) เกิดจากตะกอนลำน้ำที่พัดพามาทับถม สภาพพื้นที่เป็นเนินสันดินริมฝั่งแม่น้ำโขง และบางบริเวณสันดินริมฝั่งลำเซบาย

บริเวณที่เป็นแบบลานตะพักลำน้ำ (Terrace) ที่เกิดจากการกระทำของขบวนการของน้ำนานมาแล้ว ประกอบด้วยบริเวณที่เป็นลานตะพักลำน้ำระดับต่ำ ระดับกลางและระดับสูง ลักษณะพื้นที่ที่มีทั้งที่เป็นที่ราบแบบลูกคลื่นลอนลาดจนถึงลูกคลื่นลอนชันจะอยู่ถัดจากบริเวณที่ราบลุ่มน้ำท่วมถึงขึ้นมาพื้นที่เหล่านี้จะพบในบริเวณทั่วไปของจังหวัดกล่าวคือทางตอนเหนือทางตะวันออกและทางใต้บางแห่งใช้สำหรับทำนาและบางแห่งใช้สำหรับปลูกพืชไร่

บริเวณที่เป็นแอ่ง (Depression) หรือที่ราบต่ำหลังแม่น้ำ (Back swamp) เกิดจากการกระทำของขบวนการของน้ำ พบบางแห่งในบริเวณริมแม่น้ำโขง แม่น้ำชี ลำเซบายและลำโดมใหญ่ จะมีน้ำแช่ขังนานใน ฤดูฝน

บริเวณที่เป็นเนินตะกอนรูปพัด (Coalescing fans) สภาพพื้นที่แบบนี้มีลักษณะเด่น คือ รูปร่างจะเป็นรูปพัด เกิดจากหินในบริเวณเหล่านั้น ถูกทำให้แตกหักสะสมอยู่กับพวกที่มีอนุภาคละเอียดกว่าเมื่อฝนตกลงมาในปริมาณมาก กำลังของน้ำจะมีมากจนสามารถพัดพาเอาตะกอนเหล่านั้นออกมานอกหุบเขาได้ เมื่อมาถึงนอกหุบเขาหรือเชิงเขา สภาพพื้นที่ก็จะเป็นที่ราบทางน้ำไหลกระจายออกไป ทำให้กำลังของน้ำลดลงก็จะตกตะกอนในบริเวณน้ำจะพบบ่อยทางตอนใต้และทางตะวันตกของจังหวัด

บริเวณที่เป็นเนินที่เกิดจากการไหลของธารลาวา (Lava flow hill) เป็นเนินเขาที่เกิดจากการไหลของธารลาวา ดินบริเวณนี้จะมีศักยภาพทางการเกษตรสูง ซึ่งเป็นผลจากการสลายตัวผุพังของหินบะซอลต์ บริเวณนี้จะพบอยู่ในอำเภอน้ำยืน

บริเวณที่ลาดเชิงเขา (Foot hill slope) เป็นที่ลาดเชิงเขาที่ตะกอนบริเวณที่เกิดจากขบวนการของน้ำ นานมาแล้วทับถมกันบริเวณนี้ จะพบอยู่ในอำเภอโขงเจียม อำเภอพิบูลมังสาหาร อำเภอศรีเมืองใหม่ และอำเภอตระการพืชผล

3.1.2 ลักษณะภูมิอากาศ

ฤดูฝนจะเริ่มตั้งแต่เดือนพฤษภาคมเรื่อยไปจนถึงปลายเดือนตุลาคม และมักปรากฏเสมอว่าฝนทั้งช่วงในเดือนมิถุนายน ถึงเดือนกรกฎาคม แต่ระยะเวลาการทิ้งช่วงมักจะไม่เหมือนกันในแต่ละปี และในช่วงปลายฤดูฝนมักจะมีพายุดีเปรสชันฝนตกชุกบางปีอาจมีภาวะน้ำท่วมแต่ไม่รุนแรงนัก

ฤดูหนาว เนื่องจากเป็นจังหวัดที่ตั้งอยู่ทางทิศตะวันออกสุดของประเทศ ทำให้ได้รับอิทธิพลลมมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือก่อนภูมิภาคอื่น อุณหภูมิจะเริ่มลดต่ำลงตั้งแต่เดือนตุลาคมและสิ้นสุดปลายเดือนมกราคม

ฤดูร้อน ถึงแม้ว่าเคยปรากฏบ่อยครั้งว่าอากาศยังคงหนาวเย็นยืดเยื้อมาจนถึงปลายเดือนกุมภาพันธ์ โดยส่วนใหญ่แล้วอากาศจะเริ่มอบอุ่น ในเดือนกุมภาพันธ์ไปจนถึงประมาณต้นเดือนพฤษภาคมซึ่งอาจจะมีฝนเริ่มตกอยู่บ้างในปลายเดือนเมษายน แต่ปริมาณน้ำฝนมักจะไม่เพียงพอเพาะปลูก

นอกจากนั้นลักษณะภูมิอากาศทั่วไป คล้ายคลึงกับจังหวัดอื่น ๆ ในภาคตะวันออกเฉียงเหนือคือ จะมีอากาศร้อนและค่อนข้าง หนาวในฤดูหนาว ส่วนในฤดูฝนจะมีฝนตกชุก ในช่วงเดือนมกราคมถึงเดือนพฤศจิกายน 2541 มีฝนตกประมาณ 106 วัน ปริมาณน้ำฝนวัดได้ 1,297.3 มิลลิเมตร

3.1.3 ลักษณะธรณีวิทยา

พื้นที่ศึกษาอยู่ในหมวดหินมหาสารคาม (Maha Sarakham Formation) ประกอบด้วยชั้นเกลือหิน (Rock salt) เป็นลักษณะเด่น ส่วนบนเป็นหินทรายแป้ง สีน้ำตาลแดง สีส้ม ลักษณะหินจะผุมาก สลับหินโคลนสีน้ำตาลแดง ลักษณะเป็นชั้นหนา มีชั้นทรายแทรกมีอายุประมาณยุคครีเทเชียสตอนปลาย (Upper Cretaceous) หมวดหินนี้กระจายตัวระหว่างหมวดหินโคกกรวดและหมวดหินภูพาน

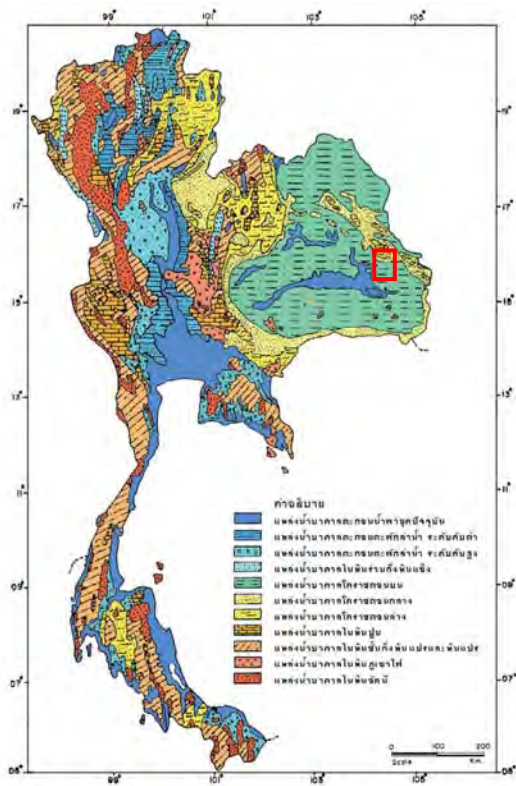
3.1.4 ศักยภาพแหล่งน้ำใต้ดินในจังหวัดอุบลราชธานี

ตะกอนน้ำพา ประกอบด้วยตะกอนหินร่วนของชั้นกรวดและทรายโดยการนำพาของทางน้ำในอดีตและปัจจุบัน ดังนั้นชั้นน้ำบาดาลได้แก่ พื้นที่ราบลุ่มของแม่น้ำสายสำคัญ เช่น แม่น้ำโขง แม่น้ำชี และแม่น้ำมูล รองลงมาได้แก่แม่น้ำเลย แม่น้ำศรีสงครามและลำห้วยสายใหญ่ เป็นต้น สำหรับอำเภอเมืองอุบลราชธานีจะได้อิทธิพลมาจาก

แม่น้ำมูล สำหรับแม่น้ำมูลชั้นตะกอนจะแผ่คลุมพื้นที่เป็นบริเวณกว้างและยาวตลอดแม่น้ำ เริ่มตั้งแต่เขตอำเภอ เมืองนครราชสีมา เรื่อยลงมาถึงอำเภอเมืองอุบลราชธานี ซึ่งชั้นตะกอน กรวด และทราย จะมีความหนาแน่นไม่แน่นอนทำให้มีขีดจำกัดในเรื่องของปริมาณน้ำ

ตะกอนตะพักลำน้ำ เป็นชั้นน้ำบาดาลที่ได้จากชั้นกรวด และทราย เช่นเดียวกันแต่ลักษณะการวางตัวในแง่ของสภาพภูมิประเทศจะมีความแตกต่างอย่างเห็นได้ชัดกับตะกอนน้ำพา ซึ่งจะเป็นบริเวณของชั้นตะกอนที่ปรากฏในบริเวณที่ไม่สอดคล้องกับลำน้ำปัจจุบัน ซึ่งหมายถึงเป็นตะกอนที่สะสมตัวตามร่องน้ำหรือที่ลุ่มต่ำในอดีต มักพบเป็นหย่อมๆตามขอบด้านภายในแอ่งโคราช รวมถึงการสะสมตัวของตะกอนที่เกิดจากการสึกกร่อนและผุพังอยู่กับที่หรือมีการพัดพามาไม่ไกลจากแหล่ง โดยทั่วไปชั้นตะกอนเหล่านี้มักจะให้ปริมาณน้ำน้อยถึงปานกลาง ขึ้นอยู่กับการคั่งขนาดและเรียงตัวของชั้นกรวดและทราย

ชั้นน้ำบาดาลโคราชตอนบน เป็นชั้นน้ำบาดาลที่ประกอบด้วยหมวดหินโคกกรวด มหาสารคามและภูทอก โดยพื้นที่ตำบลหัวเรือ อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี ทางกรมทรัพยากรธรณีจัดให้อยู่ในหมวดหินมหาสารคาม อยู่ในกลุ่มหินโคราช ประกอบด้วยชั้นเกลือหินเป็นลักษณะเด่น แทรกสลับด้วยหินทราย หินทรายแป้ง หินดินดาน สีน้ำตาลแดง ม่วง แดง รวมถึงชั้นยิปซัม และแอนไฮไดรต์ มักพบทั่วไปในแอ่งโคราชและแอ่งสกลนคร มีอายุประมาณยุคครีเทเชียสตอนปลาย อย่างไรก็ตามในบางพื้นที่มักจะเป็นน้ำเค็มเนื่องมาจากประการแรกเกิดการสะสมตัวของตะกอนพร้อมกับเกลือและประการที่สอง อาจเกิดการแผ่กระจายของน้ำเค็มจากแหล่งชั้นเกลือระดับตื้นเข้าสู่ชั้นน้ำบาดาล ดังแสดงในรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 แผนที่อุทกธรณีวิทยาประเทศไทย
(กรมทรัพยากรธรณีวิทยา)
กรอบสีแดงหมายถึงบริเวณพื้นที่ศึกษา

บทที่ 4

ระเบียบวิธีวิจัย

1. ค้นคว้างานวิจัยต่างๆ ที่เกี่ยวข้อง ตลอดจนข้อมูลต่างๆ ที่จำเป็นต้องใช้ในการวิจัย เช่น แผนที่ภูมิประเทศ แผนที่อุทกธรณีวิทยา แผนที่ธรณีวิทยา แผนที่การใช้ที่ดิน เป็นต้น เพื่อใช้ในการวางแผนในการวิจัยและเก็บตัวอย่าง

2. สืบราคาศสนามเพื่อกำหนดตำแหน่งของบ่อบาดาลในพื้นที่ศึกษาโดยกำหนดไว้เป็น 2 กลุ่มพื้นที่ได้แก่ บ่อบาดาลระดับดินที่อยู่ในพื้นที่เกษตรกรรมและนอกพื้นที่เกษตรกรรมในด้านเหนือน้ำและท้ายน้ำของพื้นที่เกษตรกรรมดังแสดงในรูปที่ 2 ทั้งหมดจำนวนทั้งสิ้น 12 บ่อสังเกตการณ์

3. เก็บตัวอย่างดินทั้งแบบทำลายโครงสร้างตัวอย่าง (disturbed soil sampling) และแบบไม่ทำลายโครงสร้างตัวอย่าง (undisturbed soil sampling) ทั้งในพื้นที่เกษตรกรรมหนาแน่นจำนวน ตัวอย่างและพื้นที่นอกเขตเกษตรกรรมหนาแน่นรวมจำนวน 10 ตัวอย่าง และใช้ hand auger เก็บตัวอย่างของดินตามความลึกเพื่อใช้สำหรับการทดลองการดูดซับ/การคายตัว (sorption/desorption) และ BCR sequential extraction และเพื่อใช้ในการหาค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ทำการวัดดังตารางที่ 4.1 โดยแบ่งเป็น

3.1 พารามิเตอร์ที่ได้จากตัวอย่างที่เก็บแบบทำลายโครงสร้าง เช่น พีเอช (pH) ของดิน ค่า CEC อินทรีย์สารในดิน (organic matter) เนื้อดิน (soil texture) bulk density เป็นต้น นอกจากนี้วิเคราะห์หา Mineralogical composition โดยใช้เครื่อง XRF (X-ray fluorescence spectrophotometer) และวิเคราะห์หาปริมาณโลหะหนักโดยใช้เครื่อง ICP-OES (Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometer)

3.2 พารามิเตอร์ที่วัดจากตัวอย่างดินที่เก็บแบบไม่ทำลายตัวอย่าง ได้แก่ bulk density ค่าสัมประสิทธิ์ในการซึมผ่าน ความพรุน และทดลองหาคุณสมบัติของดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำโดยใช้เครื่อง Pressure chamber ดังรูปที่ 4.1 เพื่อนำมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณความชื้นและความดันของน้ำในดิน (soil water characteristics curve, SWCC) ซึ่งมีผลต่อการประเมินการไหลของน้ำและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักสู่บ่อบาดาลระดับดิน เพื่อหาปริมาณความชื้นที่เปลี่ยนแปลงกับความดันของน้ำในดิน ตามวิธี ASTM D 6836

8.4 หาสมการและพารามิเตอร์ที่เหมาะสมที่อธิบายคุณสมบัติของดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (variably saturated zone) โดยใช้โปรแกรม RETC (van Genuchten et al., 1991)

8.5 วิเคราะห์ตัวอย่างบู่เคมีชนิดต่างๆ ที่เกษตรกรใช้ในพื้นที่เพื่อวิเคราะห์หาปริมาณของโลหะหนัก (total multi-elemental analysis) ที่มีอยู่ในบู่เคมีโดยใช้ตัวอย่างบู่ที่ได้บดแล้วหนัก 0.5 มก. และย่อยด้วยกรด HCl เข้มข้น 3 มล. ร่วมกับกรด HNO_3 9 มล. ในเครื่อง Microwave ตามขั้นตอนที่ระบุไว้ในวิธี EPA 3052 ก่อนทำการปรับปริมาตรเท่ากับ 50 มล. หลังจากนั้นนำสารละลายที่ได้ไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง ICP-OES

ตารางที่ 4.1 พารามิเตอร์ต่างๆ ของดินที่ทำการตรวจวัด

property	method	reference
pH	Soil/water ratio of 1:2.5 (W/W) โดยใช้พีเอชมิเตอร์	Ma et al., 2010
CEC	1 M NH_4OAc (pH7) solution extraction	Pansu and Gautheyrou, 2006
Organic matter	Wet oxidation method	Walkey and Black, 1934
Soil texture	Sieve and sedimentation methods	Allen, 1974
Bulk density	Determine from soil cores	Blake and Hartge, 1986
Porosity	Determine from soil cores	Blake and Hartge, 1986
Hydraulic conductivity	Falling head permeability method	ASTM D 7100
SWCC	Test methods for determination of the soil water	ASTM D 6836-02, 2003



รูปที่ 4.1 เครื่อง Pressure chamber

8.6 เก็บตัวอย่างน้ำบาดาลในพื้นที่เกษตรกรรมหนาแน่นและพื้นที่นอกเขตเกษตรกรรมหนาแน่นเพื่อใช้เป็นข้อมูลพื้นฐาน (Background) ในการเปรียบเทียบกับพื้นที่เกษตรกรรมดังตำแหน่งที่ระบุไว้ในรูปที่ 1.1 ทั้งในช่วงหน้าฝนและหน้าแล้งโดยหยดกรด HNO_3 2-3 หยดในตัวอย่างน้ำบาดาลที่เก็บในสนามเพื่อรักษาสภาพของโลหะหนักที่มีอยู่ในน้ำและแช่ไว้ในถังน้ำแข็งที่อุณหภูมิ 4°C ก่อนจะนำกลับห้องปฏิบัติการเพื่อวัดปริมาณของโลหะหนักในน้ำในแต่ละช่วงเวลา

8.7 ตรวจวัดระดับน้ำในบ่อบาดาลทั้งในหน้าฝนและหน้าแล้งเพื่อทราบทิศทางการไหลของน้ำบาดาลระดับ
ต้น

8.8 จัดทำแผนที่แสดงระดับน้ำหรือทิศทางการไหลของน้ำบาดาลระดับชั้นต้นในช่วงเวลาต่างๆ

8.9 ทดลอง BCR sequential extraction เพื่อทราบรูปแบบของการดูดซับ (binding form) ของโลหะหนัก
แต่ละชนิดในดินเพื่อประเมินโอกาสที่โลหะหนักจะถูกชะละลายสู่ดินและน้ำบาดาลโดยทดลองกับตัวอย่างดินซึ่ง
รวมถึงตัวอย่างดินที่เก็บตามความลึกด้วยเพื่อพิจารณารูปแบบของการดูดซับ (binding form) ของโลหะต่างๆ ตาม
ความลึก ก่อนการทำการทดลอง BCR sequential extraction จะต้องเตรียมตัวอย่างดินโดยการร่อนตัวอย่างดิน
แห้งให้มีขนาดเล็กกว่า 2 มม.

ขั้นตอนการสกัดอย่างต่อเนื่องด้วยวิธี BCR scheme (Perez and Valiente, 2005; Pueyo et al., 2008) ซึ่งมีวิธีการสกัดอย่างต่อเนื่อง 4 ขั้นตอนดังนี้

ขั้นที่ 1 (Exchangeable and weak acid soluble fraction) เติม acetic acid (CH_3COOH) 20 ml (0.11 mol/l) และตะกอนดิน (sludge) 1 กรัม ลงในขวดขนาด 100 ml นำไปใส่เครื่องเขย่าที่อุณหภูมิ $22 \pm 5^\circ\text{C}$ ด้วยความเร็วรอบ 30 ± 10 rpm นาน 16 ชั่วโมง จากนั้นนำสารละลายไปปั่นด้วยเครื่อง centrifuge ที่ 3000 rpm นาน 20 นาที ตัวทำละลายจะถูกแยกส่วนโดยส่วนที่เป็นของเหลวที่ลอยเหนือตะกอนจะถูกแยกออกมาแล้วกรองแยกส่วนใสด้วยกระดาษกรองเบอร์ 41 ได้ Extract step 1 แล้วใส่ภาชนะปิดสนิทจากนั้นนำไปวิเคราะห์ทันที ส่วนตะกอนที่เหลือจะนำไปผสม

น้ำกลั่น 20 ml และเขย่าด้วยเครื่อง shaker นาน 15 นาที และนำไปปั่นที่ 3000 rpm นาน 20 นาทีเพื่อส่วนที่ลอยเหนือตะกอนออก

ขั้นที่ 2 (reducible fraction) เติม hydroxylamine hydrochloride ($\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$) 40 ml (0.5 mol/l) (ปรับค่าพีเอชเท่ากับ 1.5 ด้วย HNO_3 2 mol/L) ที่เตรียมใหม่ลงกับส่วนที่เหลือจากขั้นตอนแรกลงในหลอด centrifuge ขนาด 100 ml นำไปใส่เครื่องเขย่าที่อุณหภูมิ $22 \pm 5^\circ\text{C}$ ด้วยความเร็วรอบ 30 ± 10 rpm นาน 16 ชั่วโมง จากนั้นนำสารละลายไปปั่นด้วยเครื่อง centrifuge ที่ 3000 rpm นาน 15 นาที ตัวทำละลายจะถูกแยกส่วนออกมาแล้วกรองแยกส่วนใสด้วยกระดาษกรองเบอร์ 41 ได้ Extract step 2 แล้วใส่ภาชนะปิดสนิทจากนั้นนำไปวิเคราะห์ทันที ส่วนตะกอนที่เหลือจะนำไปผสมน้ำกลั่น 20 ml และเขย่าด้วยเครื่อง shaker นาน 15 นาที และนำไปปั่นต่อ 3000 rpm นาน 20 นาทีเพื่อส่วนที่ลอยเหนือตะกอนออกเช่นเดียวกัน

ขั้นที่ 3 (oxidisable fraction) เติม hydrogen peroxide (H_2O_2) 10 ml (8.8 mol/l) ลงในหลอด centrifuge ที่ได้จากขั้นตอนที่ 2 ทั้งไว้ที่อุณหภูมิห้องนาน 1 ชั่วโมงเขย่าเป็นครั้งคราวที่อุณหภูมิ $22 \pm 5^\circ\text{C}$ และ 1 ชั่วโมงต่อมาที่อุณหภูมิ $85 \pm 2^\circ\text{C}$ เขย่าเป็นครั้งคราว ต่อมาเปิดฝา tube และเพิ่มความร้อนขึ้นอีกจนสารใน tube ลดลงเหลือปริมาณน้อยกว่า 3 ml ต่อมาใส่ hydrogen peroxide (H_2O_2) 10 ml ลงไปปิดฝาและนำไปตั้งที่อุณหภูมิ $85 \pm 2^\circ\text{C}$ ต่อมา 1 ชั่วโมง โดยเขย่า ต่อมาเปิดฝา tube จนสารใน tube ลดลงเหลือปริมาณ 1 ml ใส่ ammonium acetate ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) 50 ml (1.0 mol/l) ลงในสารที่ได้ (หลังทำให้เย็น) ปรับค่าพีเอชเท่ากับ 2 และนำไปใส่เครื่องเขย่าที่ 30 ± 10 rpm ที่อุณหภูมิ $22 \pm 5^\circ\text{C}$ นาน 16 ชั่วโมง แยกสารเหลวออกมาด้วยวิธีการเช่นเดียวกับขั้นตอนที่ 1 ได้ Extract step 3

ขั้นที่ 4 (residual fraction) นำตะกอนที่เหลือจากขั้นตอนที่ 3 (residue) ไปย่อยด้วย Aqua regia (2.3 ml. HCl + 0.77 ml HNO₃ + น้ำ 2.3 ml) ด้วยเครื่อง Microwave digester จะได้สารละลายออกมาได้ Extract step 4 จากนั้นนำสารละลายข้างต้นที่สกัดแล้วทั้งหมดมาวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักด้วยเครื่อง ICP-OES ทำการทดลองซ้ำจากขั้นที่ 1 – 4 ซ้ำ กับตัวอย่างอื่นๆ

8.10 ทดลองแบบแบตช์ (batch sorption experiment) เพื่อหาคุณสมบัติในการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนัก (sorption/desorption) โดยพิจารณาจากโลหะที่มีโอกาสเสี่ยงที่ถูกชะละลายสู่ธรรมชาติได้ง่ายและมีความเป็นพิษสูง (toxicity) ในดินทั้งการดูดซับแบบเดี่ยว (single metal systems) และแบบมีการแข่งขัน (competitive system) เพื่อประเมินกระบวนการ sorption reversibility ซึ่งช่วยในการอธิบายถึงโอกาสเสี่ยงที่โลหะหนักชนิดนั้นจะคายจากผิวดินและเคลื่อนที่สู่น้ำใต้ดินในที่สุด (Sastre et al., 2007) ตลอดจนปริมาณของโลหะหนักที่คงค้างอยู่ในดิน (retained metal) โดยสามารถคำนวณโลหะที่คงค้างอยู่ในดินโดยใช้สมการที่ 3

$$A_{retained} = A_{sorbed} - A_{desorbed} = \int_0^{\alpha} K_F C_e^{\beta} dC_e - \int_0^{\alpha} K_{Fd} C_e^{\beta d} dC_e \quad (3)$$

8.11 สำรวจคุณสมบัติทางอุทกธรณีวิทยาของชั้นน้ำ เช่น ค่าสัมประสิทธิ์การซึมผ่านของน้ำ เป็นต้น

8.12 สร้างแบบจำลองเชิงมโนทัศน์และแบบจำลองทางคณิตศาสตร์โดยประยุกต์ใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ร่วม (Coupled model) ระหว่างแบบจำลองที่จำลองการชะละลายและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักจากชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (HYDRUS-1D) ร่วมกับแบบจำลองที่จำลองการไหลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในน้ำใต้ดินในชั้นน้ำบาดาล (MODFLOW/MT3D) โดยใช้พารามิเตอร์ที่ได้จากการพิจารณาคุณสมบัติของดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ กล่าวคือ สมการที่อธิบายการไหลของน้ำในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัว เช่น van Genuchten หรือ Brook and Corey เป็นต้น และคุณสมบัติของการดูดซับของโลหะในกรณี single และ competitive system

8.13 คาดการณ์การเคลื่อนตัวของโลหะหนักในดินและในน้ำบาดาลระดับต้น

8.14 วิเคราะห์และประเมินผลการสำรวจทั้งหมดจากข้อมูลต่างๆ ที่มีเพื่อสรุปผลการวิจัย

8.15 สรุปผลและนำเสนอข้อมูลในรูปแบบบทความทั้งการประชุมวิชาการและวารสารวิชาการ

บทที่ 5

ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลและคุณภาพน้ำบาดาล

5.1 ผลการศึกษาภาคสนาม

การออกภาคสนามมีวัตถุประสงค์เพื่อเก็บตัวอย่าง ปุ๋ย ดินและน้ำเพื่อวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักที่พบ โดยการออกภาคสนามครั้งที่ 1 เป็นช่วงปลายฤดูปลูกพริกและออกภาคสนามครั้งที่ 2 เป็นช่วงระยะพักดินโดยมีการปลูกพืชหมุนเวียนแทนก่อนจะเริ่มต้นปลูกพริกในฤดูถัดไป ดังแสดงในรูปที่ 5.1 และตารางที่ 5.1 แสดงตำแหน่งบ่อน้ำบาดาลระดับดินที่เก็บตัวอย่างโดยมีรายละเอียดของบริเวณพื้นที่ทำการเก็บตัวอย่างดังนี้



รูปที่ 5.1 สภาพแปลงพริกการออกภาคสนามครั้งที่ 1 -4

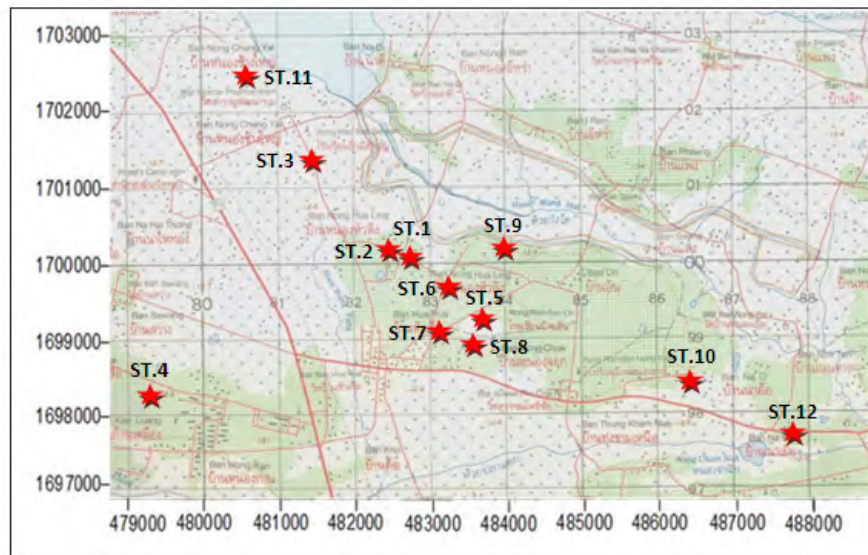
ตารางที่ 5.1 ตำแหน่งบ่อน้ำบาดาลระดับต้นที่ทำการเก็บตัวอย่าง

Location	Grid (x)	Grid (y)	Name	Ground surface Elevation*(m)
1	482809	1700103	บ้านผู้ใหญ่	124
2	482543	1700208	ทองดี	121
3	481445	1701485	ปัญญา	125
4	479334	1698338	บึงอร	126
5	483768	1699325	คำถา อบอุ้น	125
6	483218	1699760	พิศ จอมหงส์	128
7	483186	1699127	ประกาศ วันดี	132
8	483615	1698930	คำบุ	128
9	484076	1700218	วิรัช	129
10	486499	1698419	วราภรณ์	126
11	480622	1702595	บ้านหนองช้างใหญ่	119
12	487854	1697752	บ้านนาเยีย	126

* ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง

5.1.1 ขั้นตอนการเก็บน้ำตัวอย่างในภาคสนาม

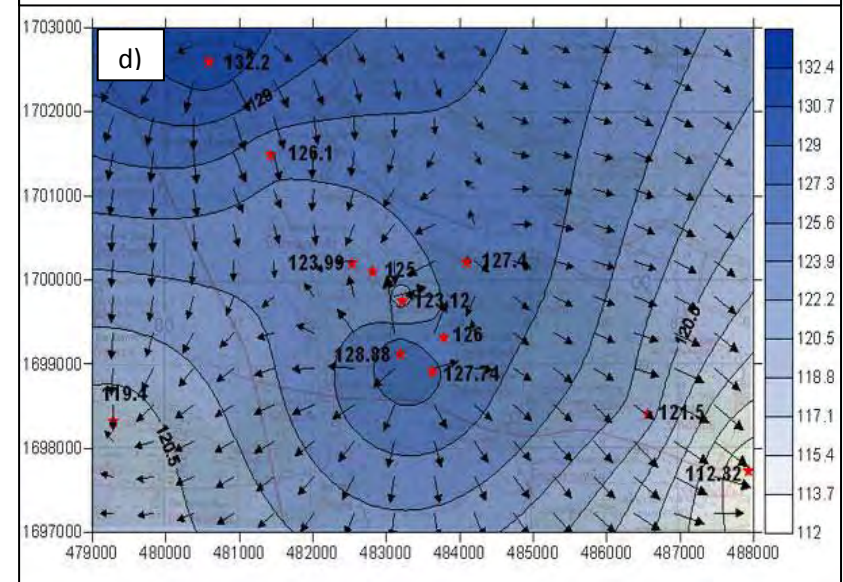
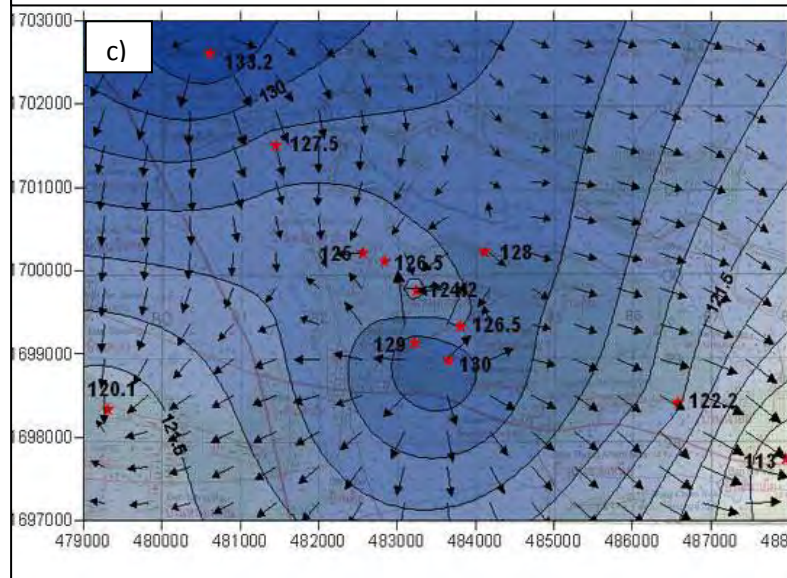
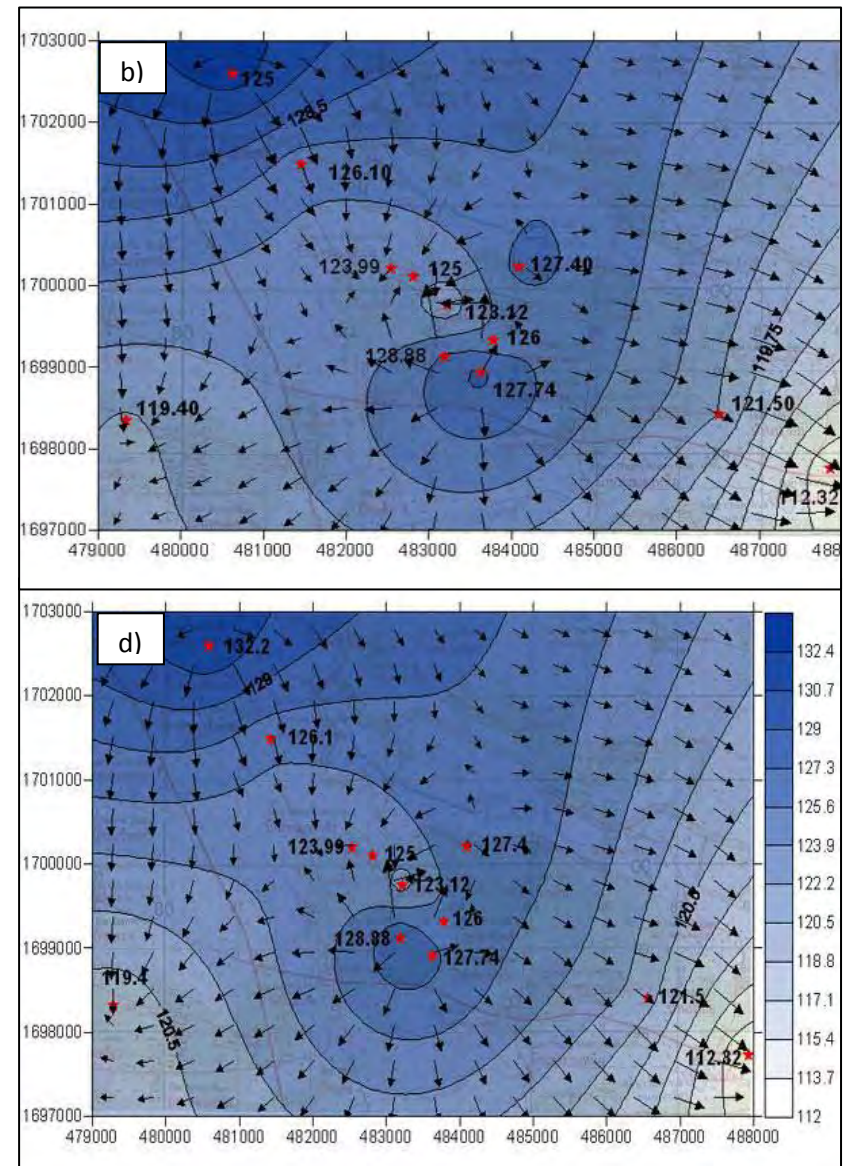
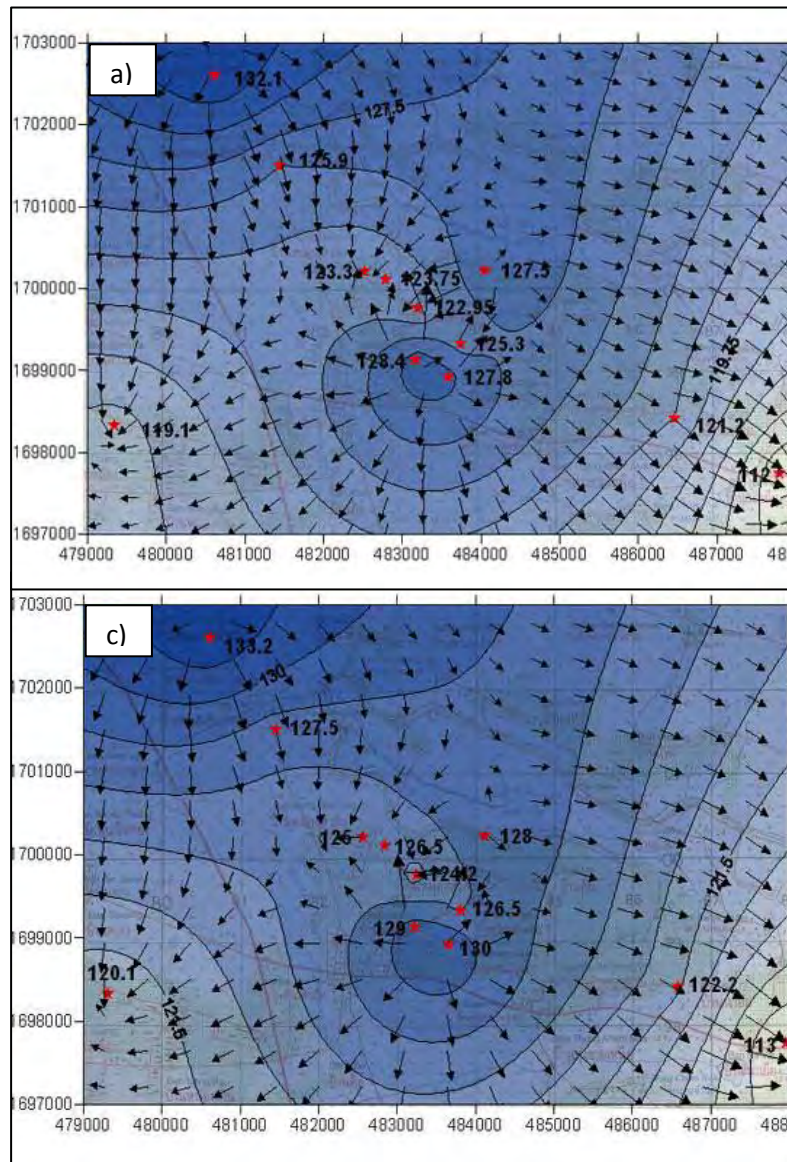
1. เลือกตำแหน่งบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ในบริเวณพื้นที่ศึกษา (รูปที่ 5.2) ทั้งสิ้นจำนวน 12 บ่อ ซึ่งเป็นบ่อน้ำบาดาลระดับต้นอยู่ในบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม
2. เตรียมเครื่องมือที่ใช้ในภาคสนาม ได้แก่ เครื่องมือวัดค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ค่าความสามารถในการนำไฟฟ้า (electric conductivity, EC) และเครื่องมือวัดความลึกของน้ำใต้ดิน
3. เก็บตัวอย่างน้ำบาดาลในขวด polypropylene โดยทำการวัดระดับน้ำบาดาล หลังจากนั้นปั้มน้ำขึ้นมาทิ้งไว้ประมาณ 5 -10 นาที เพื่อปั้มน้ำที่ขังในบ่อออกมาและให้น้ำบาดาลที่อยู่บริเวณรอบบ่อไหลเข้าไปแทนที่หลังจากนั้นหยดกรด HNO_3 ประมาณ 2-3 หยดเพื่อให้ค่าพีเอชประมาณ 2 และนำไปวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักในห้องปฏิบัติการด้วยเครื่อง Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer (ICP-MS): Perkin Elmer SCIEX ELAN 6000



รูปที่ 5.2 แผนที่ขอบเขตพื้นที่ศึกษาและตำแหน่งบ่อบาดาลในพื้นที่

5.2 ผลวิเคราะห์ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลในพื้นที่

จากการออกภาคสนามเพื่อสำรวจระดับน้ำพบว่าค่าระดับน้ำมีค่าตั้งแต่ 112-132.1 เมตร (รทก.) ค่าเฉลี่ยระดับน้ำในพื้นที่เท่ากับ 123.12 เมตร (รทก.) และเมื่อนำค่าระดับมาสร้างแผนที่การไหลของน้ำบาดาลแสดงในรูปที่ 5.3 (ครั้งที่ 1 – 4) และตารางที่ 5.3 ซึ่งมีทิศทางการไหลในแนวตะวันตกเฉียงเหนือ-ตะวันออกเฉียงใต้ และทิศเหนือ-ทิศใต้ ซึ่งลักษณะการไหลสอดคล้องกับลักษณะทางภูมิประเทศ ซึ่งทางด้านทิศเหนือเป็นที่ตั้งของอ่างเก็บน้ำ และมีแนวลำน้ำที่ไหลในแนวตะวันออกเฉียงใต้



รูปที่ 5.3 แผนที่ทิศทางการไหลของน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา (หน่วย: เมตร รทก.)
a) ครั้งที่ 1 27 มิ.ย. 2010 b) ครั้งที่ 2 8 ส.ค. 2010 c) ครั้งที่ 3 29 พ.ย 2010 d) ครั้งที่ 4 19 ม.ค. 2011

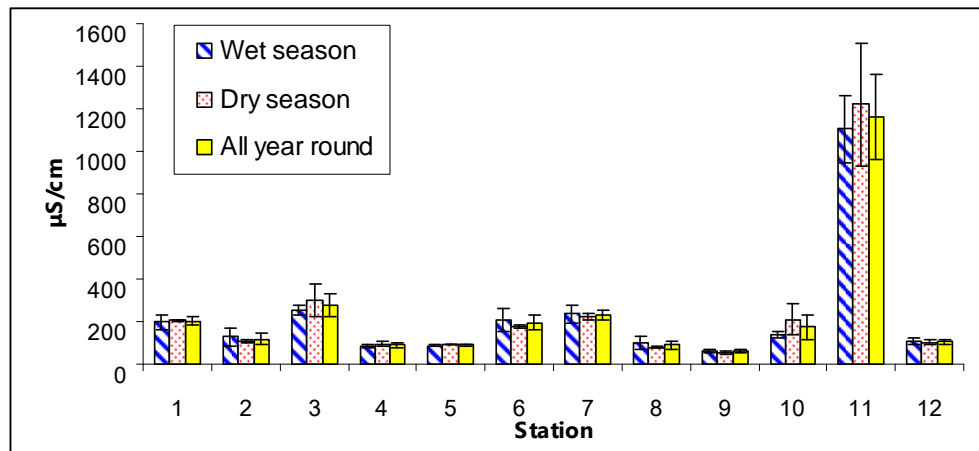
ตารางที่ 5.2 ระดับน้ำบาดาลและสมบัติทางเคมีของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี

Station		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Ave.+ SD
Elevation		128.00	127.00	129.00	122.00	128.00	126.00	131.00	132.00	130.00	124.00	137.00	115.00	127.42 ± 5.50
Wet Season	pH	3.93 ± 0.18	4.02 ± 0.06	4.18 ± 0.18	4.26 ± 0.5	4.20 ± 0.09	4.60 ± 1.29	4.30 ± 0.58	4.68 ± 0.74	4.64 ± 0.35	4.17 ± 0.17	7.25 ± 0.93	4.74 ± 0.19	4.78 ± 1.14
	Groundwater Level													
	(m MSL)	123.88 ± 0.18	123.40 ± 0.14	125.85 ± 0.07	120.18 ± 1.52	125.40 ± 0.14	122.45 ± 0.71	127.70 ± 0.99	128.40 ± 0.85	127.38 ± 0.18	121.35 ± 0.21	132.55 ± 0.64	111.58 ± 0.60	124.18 ± 5.23
	Conductivity (µS/cm)	196.20 ± 31.40	127.45 ± 41.37	254.00 ± 25.46	85.00 ± 9.90	85.05 ± 3.46	209.50 ± 53.32	235.90 ± 41.15	97.30 ± 30.97	62.75 ± 7.42	141.10 ± 15.98	1104.50 ± 156.27	106.25 ± 16.33	225.42 + 284.13
	Well Depth (m)	4.13 ± 0.18	3.60 ± 0.14	3.15 ± 0.07	1.83 ± 1.52	2.60 ± 0.14	3.55 ± 0.71	3.30 ± 0.99	3.60 ± 0.85	2.63 ± 0.18	2.65 ± 0.21	4.45 ± 0.64	3.43 ± 0.60	3.24 ± 0.73
Dry Season	pH	4.01 ± 0.16	4.03 ± 0.11	4.74 ± 0.57	4.64 ± 0.02	5.40 ± 0.64	4.19 ± 0.21	4.24 ± 0.32	4.21 ± 0.07	4.72 ± 0.03	4.61 ± 0.59	8.29 ± 1.47	5.24 ± 0.01	4.65 ± 0.57
	Groundwater Level													
	(m MSL)	125.75 ± 1.06	124.50 ± 0.71	126.80 ± 0.99	119.75 ± 0.49	126.25 ± 0.35	123.66 ± 0.76	128.94 ± 0.08	128.87 ± 1.60	127.70 ± 0.42	121.85 ± 0.49	132.70 ± 0.71	112.66 ± 0.48	124.95 ± 5.17
	Conductivity (µS/cm)	205.50 ± 4.95	110.8 ± 7.35	299.00 ± 74.95	95.75 ± 8.27	92.50 ± 2.97	179.55 ± 8.41	223.50 ± 12.02	80.70 ± 4.24	54.95 ± 5.73	209.25 ± 73.19	1220.00 ± 289.91	101.80 ± 10.04	239.44 ± 317.36
	Well Depth (m)	2.25 ± 1.06	2.51 ± 0.71	2.20 ± 0.99	2.25 ± 0.49	1.75 ± 0.35	2.34 ± 0.76	2.06 ± 0.08	3.13 ± 1.60	2.30 ± 0.42	2.15 ± 0.49	4.30 ± 0.71	2.34 ± 0.48	2.46 ± 0.66
All Year Round	pH	3.97 ± 0.14	4.02 ± 0.07	4.46 ± 0.47	4.45 ± 0.36	4.80 ± 0.79	4.40 ± 0.49	4.27 ± 0.38	4.44 ± 0.51	4.68 ± 0.21	4.39 ± 0.44	7.77 ± 1.17	4.99 ± 0.31	4.71 ± 0.72
	Groundwater Level													
	(m MSL)	3.19 ± 1.33	3.06 ± 0.77	2.68 ± 0.67	2.04 ± 0.30	2.18 ± 0.60	2.95 ± 0.86	2.68 ± 0.88	3.37 ± 0.33	2.47 ± 0.23	2.4 ± 0.35	4.38 ± 0.11	2.89 ± 0.77	2.85 ± 0.79
	Conductivity (µS/cm)	200.85 ± 19.12	119.13 ± 26.09	276.50 ± 52.57	90.38 ± 9.70	88.78 ± 5.04	194.53 ± 35.64	229.70 ± 25.77	89.00 ± 20.44	58.85 ± 7.04	175.18 ± 58.47	1162.25 ± 201.5	104.03 ± 11.36	232.43 ± 9.92
	Well Depth (m)	3.19 ± 1.33	3.06 ± 0.77	2.68 ± 0.67	2.04 ± 0.30	2.18 ± 0.60	2.95 ± 0.86	2.68 ± 0.88	3.37 ± 0.33	2.47 ± 0.23	2.4 ± 0.35	4.38 ± 0.11	2.89 ± 0.77	2.85 ± 0.79

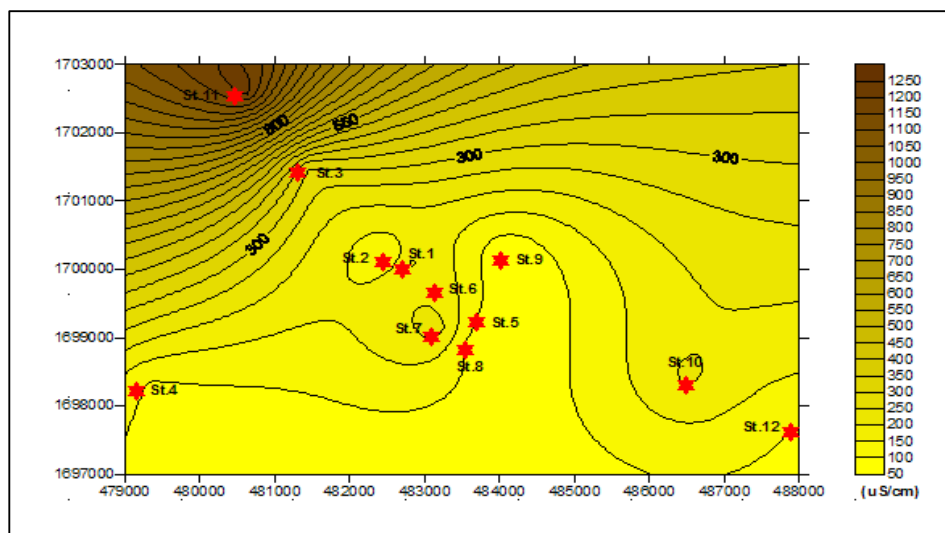
5.3 ผลวิเคราะห์สมบัติเคมีต่าง ๆ ของน้ำบาดาล

5.3.1 สมบัติการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาล

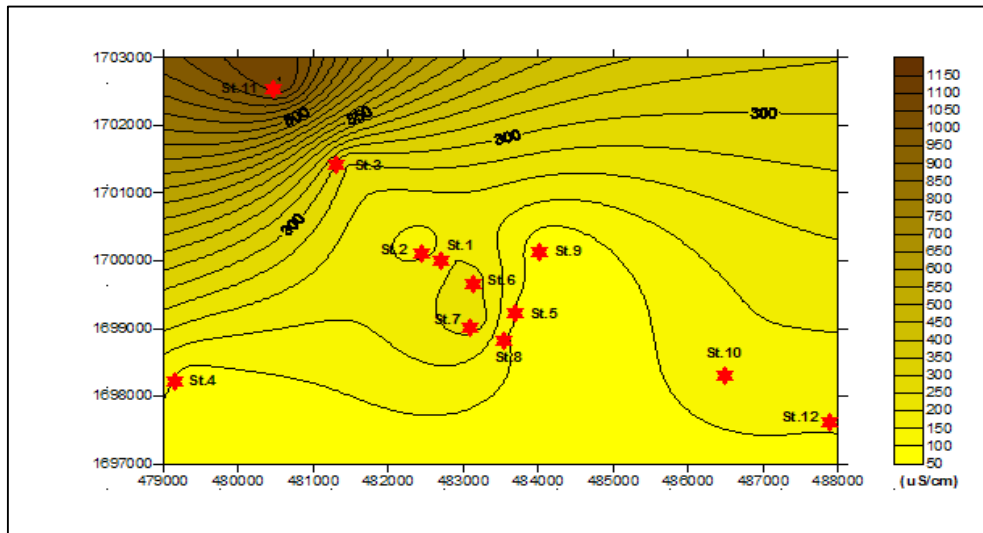
ผลวิเคราะห์สมบัติของน้ำบาดาลค่าการนำไฟฟ้า (EC) ดังแสดงในรูปที่ 5.4-5.7 และตารางที่ 5.4 พบว่าค่าการนำไฟฟ้ามีค่าสูงสุดที่บ่อน้ำบาดาลที่ 11 มีค่าประมาณ 1,200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ โดยมีค่าสูงสุดในช่วงหน้าแล้งและมีค่าน้อยที่สุดที่บ่อที่ 9 มีค่าประมาณ 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ และเส้นชั้นเท่าของค่าการนำไฟฟ้าในฤดูแล้ง ฤดูฝนและค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี (รูปที่ 5.5-5.7) จากผลการตรวจวัดพบว่าในบริเวณทางด้านเหนือของพื้นที่ที่มีค่าการนำไฟฟ้าค่อนข้างสูงทั้ง 2 ช่วง



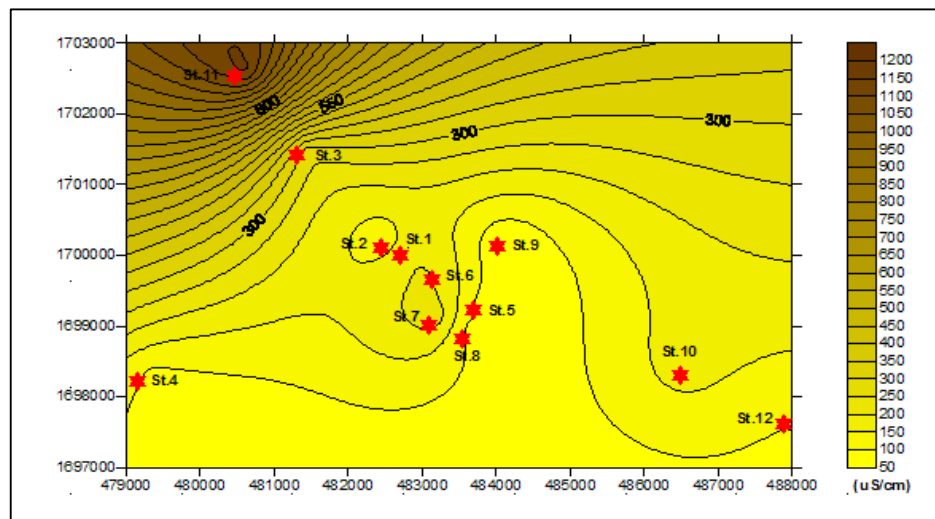
รูปที่ 5.3 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



รูปที่ 5.4 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลในฤดูแล้ง อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



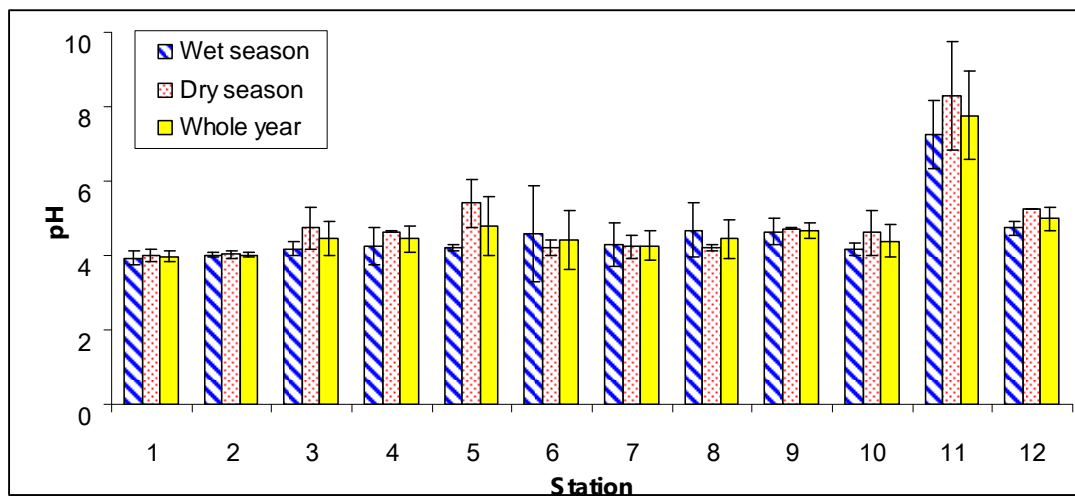
รูปที่ 5.6 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลในฤดูฝน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



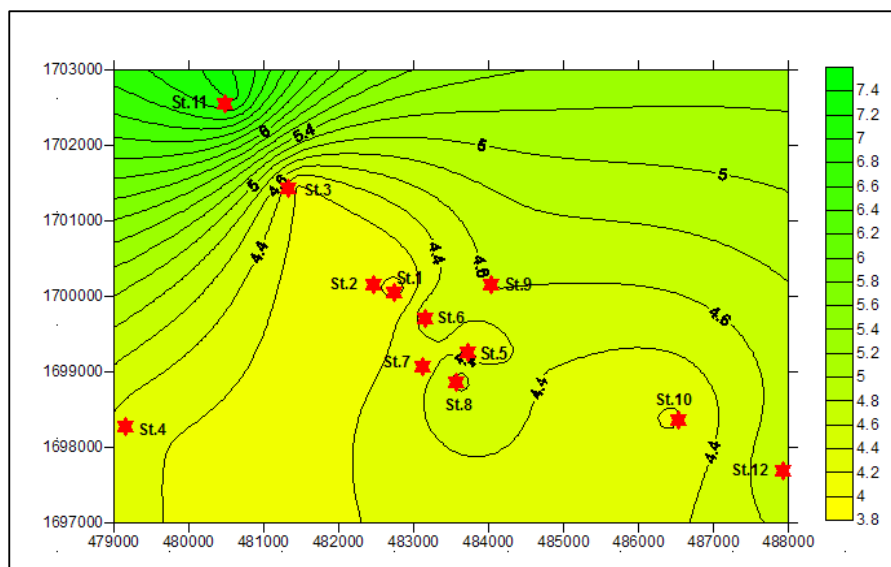
รูปที่ 5.7 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาลตลอดทั้งปี อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี

5.3.2 ค่าพีเอชของน้ำบาดาล

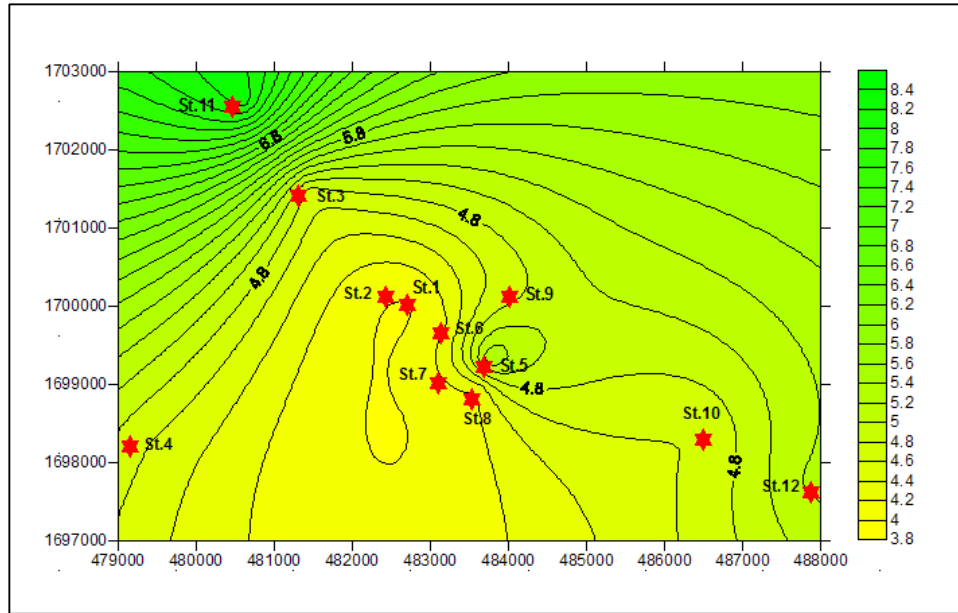
ค่าพีเอชของน้ำบาดาล (pH) ของแต่ละช่วงฤดูกาลและค่าตลอดทั้งปี แสดงในรูปที่ 5.8 และ ตารางที่ 5.4 และเส้นชั้นเท่าของค่าพีเอชแสดงในรูปที่ 5.9-5.11 ค่าพีเอชในน้ำบาดาลมีค่าโดยส่วนใหญ่ เป็นกรดโดยเฉพาะในบริเวณตอนกลางของพื้นที่ศึกษา



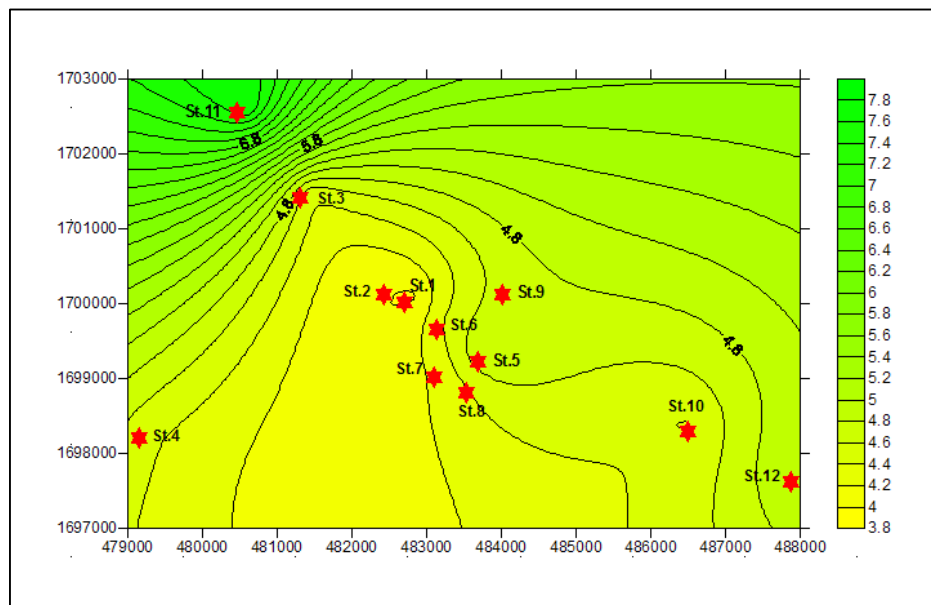
รูปที่ 5.8 ค่าการนำไฟฟ้าของน้ำบาดาล อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



รูปที่ 5.9 ค่าพีเอชของน้ำบาดาลในช่วงหน้าฝน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



รูปที่ 5.10 ค่าพีเอชของน้ำบาดาลในช่วงหน้าร้อน อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี



รูปที่ 5.11 ค่าพีเอชของน้ำบาดาลตลอดทั้งปี อำเภอเมือง จังหวัดอุบลราชธานี

ตารางที่ 5.3 สมบัติทางกายภาพและเคมีของน้ำบาดาลระดับตื้นในพื้นที่ศึกษา

	Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Ave.+ SD
	Ground surface elevation	128.00	127.00	129.00	122.00	128.00	126.00	131.00	132.00	130.00	124.00	137.00	115.00	127.42 ± 5.50
Wet Season	pH	3.93 ± 0.18	4.02 ± 0.06	4.18 ± 0.18	4.26 ± 0.5	4.20 ± 0.09	4.60 ± 1.29	4.30 ± 0.58	4.68 ± 0.74	4.64 ± 0.35	4.17 ± 0.17	7.25 ± 0.93	4.74 ± 0.19	4.78 ± 1.14
	Groundwater Level	123.88 ± 0.18	123.40 ± 0.14	125.85 ± 0.07	120.18 ± 1.52	125.40 ± 0.14	122.45 ± 0.71	127.70 ± 0.99	128.40 ± 0.85	127.38 ± 0.18	121.35 ± 0.21	132.55 ± 0.64	111.58 ± 0.60	124.18 ± 5.23
	Conductivity (µS/cm)	196.20 ± 31.40	127.45 ± 41.37	254.00 ± 25.46	85.00 ± 9.90	85.05 ± 3.46	209.50 ± 53.32	235.90 ± 41.15	97.30 ± 30.97	62.75 ± 7.42	141.10 ± 15.98	1104.5 ±156.27	106.25 ± 16.33	225.42 + 284.13
	Well Depth (m)	4.13 ± 0.18	3.60 ± 0.14	3.15 ± 0.07	1.83 ± 1.52	2.60 ± 0.14	3.55 ± 0.71	3.30 ± 0.99	3.60 ± 0.85	2.63 ± 0.18	2.65 ± 0.21	4.45 ± 0.64	3.43 ± 0.60	3.24 ± 0.73
Dry Season	pH	4.01 ± 0.16	4.03 ± 0.11	4.74 ± 0.57	4.64 ± 0.02	5.40 ± 0.64	4.19 ± 0.21	4.24 ± 0.32	4.21 ± 0.07	4.72 ± 0.03	4.61 ± 0.59	8.29 ± 1.47	5.24 ± 0.01	4.65 ± 0.57
	Groundwater Level	125.75 ± 1.06	124.50 ± 0.71	126.80 ± 0.99	119.75 ± 0.49	126.25 ± 0.35	123.66 ± 0.76	128.94 ± 0.08	128.87 ± 1.60	127.70 ± 0.42	121.85 ± 0.49	132.70 ± 0.71	112.66 ± 0.48	124.95 ± 5.17
	Conductivity (µS/cm)	205.50 ± 4.95	110.8 ± 7.35	299.00 ± 74.95	95.75 ± 8.27	92.50 ± 2.97	179.55 ± 8.41	223.50 ± 12.02	80.70 ± 4.24	54.95 ± 5.73	209.25 ± 73.19	1220.0 ± 89.91	101.80 ± 10.04	239.44 ± 317.36
	Well Depth (m)	2.25 ± 1.06	2.51 ± 0.71	2.20 ± 0.99	2.25 ± 0.49	1.75 ± 0.35	2.34 ± 0.76	2.06 ± 0.08	3.13 ± 1.60	2.30 ± 0.42	2.15 ± 0.49	4.30 ± 0.71	2.34 ± 0.48	2.46 ± 0.66
All Year Round	pH	3.97 ± 0.14	4.02 ± 0.07	4.46 ± 0.47	4.45 ± 0.36	4.80 ± 0.79	4.40 ± 0.49	4.27 ± 0.38	4.44 ± 0.51	4.68 ± 0.21	4.39 ± 0.44	7.77 ± 1.17	4.99 ± 0.31	4.71 ± 0.72
	Groundwater Level	3.19 ± 1.33	3.06 ± 0.77	2.68 ± 0.67	2.04 ± 0.30	2.18 ± 0.60	2.95 ± 0.86	2.68 ± 0.88	3.37 ± 0.33	2.47 ± 0.23	2.4 ± 0.35	4.38 ± 0.11	2.89 ± 0.77	2.85 ± 0.79
	Conductivity (µS/cm)	200.85 ± 19.12	119.13 ± 26.09	276.50 ± 52.57	90.38 ± 9.70	88.78 ± 5.04	194.53 ± 35.64	229.70 ± 25.77	89.00 ± 20.44	58.85 ± 7.04	175.18 ± 58.47	1162.25 ± 201.5	104.03 ± 11.36	232.43 ± 9.92
	Well Depth (m)	3.19 ± 1.33	3.06 ± 0.77	2.68 ± 0.67	2.04 ± 0.30	2.18 ± 0.60	2.95 ± 0.86	2.68 ± 0.88	3.37 ± 0.33	2.47 ± 0.23	2.4 ± 0.35	4.38 ± 0.11	2.89 ± 0.77	2.85 ± 0.79

จากผลการตรวจวัดค่าพีเอชพบว่าในบริเวณส่วนกลางของพื้นที่มีค่าสภาวะเป็นกรดซึ่งสอดคล้องกับปริมาณโลหะหนักที่พบสูงกว่าพื้นที่รอบข้างเนื่องจากเกิดการชะละลายของปริมาณโลหะหนักที่ปนเปื้อนในดินสู่สิ่งแวดล้อมได้ง่ายในสภาวะกรด (acidic condition) นอกจากนี้ผลจากการวิเคราะห์ค่าดังกล่าวพบว่าน้ำมีค่าความเป็นกรดสูง ซึ่งไม่เหมาะต่อการนำมาบริโภคเพราะค่าพีเอชต่ำกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดโดยกรมควบคุมมลพิษที่กำหนดไว้ในช่วงค่า 6.5-8.2

5.4 ผลวิเคราะห์หาปริมาณของโลหะหนักในปุ๋ยและน้ำบาดาลใช้ในพื้นที่

5.4.1 ผลการวิเคราะห์ปริมาณของโลหะหนักในปุ๋ย

นำปุ๋ยที่ผ่านการบดย่อยด้วย $\text{HF}/\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ ด้วยเครื่อง Microwave หลังจากได้สารละลายออกมา จากนั้นนำสารละลายข้างต้นที่สกัดมาวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักทั้งหมดด้วยเครื่อง Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer (ICP-MS) ตามวิธี EPA 3052 จากการสำรวจและสัมภาษณ์เกษตรกรและร้านขายปุ๋ยเคมีเกษตรในพื้นที่พบว่าโดยทั่วไปเกษตรกรสวนพริกใช้ปุ๋ยอยู่ 4 ชนิดดังนี้ Yara Mila, กระต่าย, Top one, อะโกรเฟต ผลการวิเคราะห์ปริมาณของโลหะหนักในปุ๋ยเคมีเกษตรดังแสดงในตารางที่ 5.5

ตารางที่ 5.4 ปริมาณโลหะหนักในปุ๋ยเคมีเกษตรที่ใช้ในพื้นที่ศึกษา (mg/kg)

Fertilizers (mg/kg)	Ag	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Yara Mila	0.24	145.95	0.00	0.07	3.79	2.56	209.03	2.34	0.91	4.58
กระต่าย	0.20	1.20	1.18	0.07	0.00	0.26	1.17	0.00	1.53	0.43
Top One	0.18	848.22	0.00	0.05	22.04	1.20	1552.60	5.38	0.00	49.85
อะโกรเฟต	0.15	2352.90	2.14	0.41	13.22	1.21	1817.13	1.54	1.80	4.20

จากตารางที่ 5.5 จะสังเกตพบว่าปริมาณโลหะหนักที่พบในปริมาณที่ค่อนข้างสูงเมื่อเปรียบเทียบกับชนิดอื่นๆ ได้แก่ Cu Ni Pb และ Zn อย่างไรก็ตามปริมาณโลหะหนักดังกล่าวมีปริมาณไม่เกินค่ามาตรฐานของดินที่ใช้ประโยชน์เพื่อการอยู่อาศัยและเกษตรกรรม (ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 25 (พ.ศ.2547)) จากการทดลองเพื่อประเมินโอกาสที่โลหะอยู่รูปแบบ (form) ที่สามารถหลุดออกมาได้ง่ายในธรรมชาติ Exchangeable (F1) Reducible (F2) กล่าวคือจะมีโอกาสในการปนเปื้อนลงสู่หน้าผิวดินและน้ำบาดาลได้ง่ายพบว่าปุ๋ยกระต่ายและอะโกรเฟตมีโอกาสจะถูกชะละลายออกมาได้ง่ายกว่าปุ๋ย Yara Mila และ Top one

5.4.2 ผลการวิเคราะห์ปริมาณของโลหะหนักในน้ำบาดาล

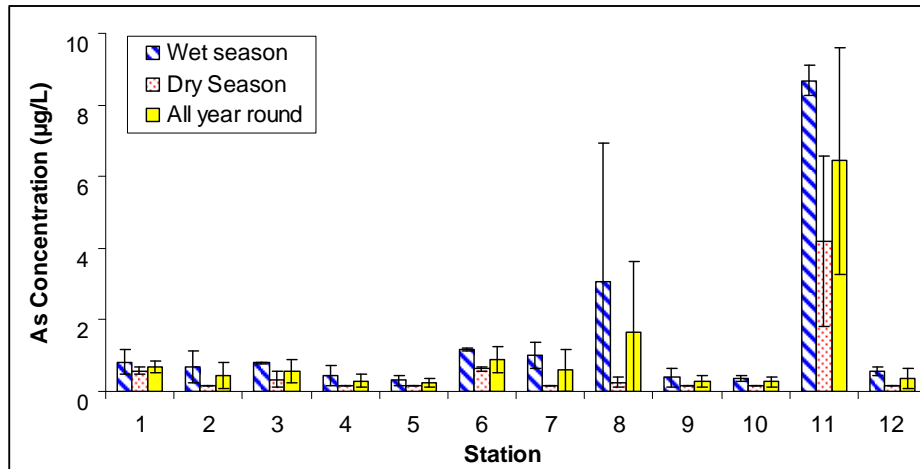
จากการเก็บน้ำบาดาลจากการออกทั้ง 4 ครั้งโดยแบ่งเป็น 2 ครั้งในฤดูร้อนและ 2 ครั้งในฤดูฝน ผลการวิเคราะห์สมบัติทางกายภาพแสดงในตารางที่ 5.4 และผลการวิเคราะห์แสดงปริมาณความเข้มข้นของโลหะหนักในฤดูร้อน ฤดูฝนและค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปีแสดงในตารางที่ 5.6 และเมื่อทำการพิจารณาเชิงพื้นที่เพื่อวิเคราะห์การกระจายตัวของปริมาณโลหะหนัก 4 ชนิดที่มีปริมาณค่อนข้างสูงได้แก่ Pb Cu As และ Zn แสดงในรูปที่ 5.12 – 5.15 ตามลำดับ ค่าเฉลี่ยของ Zn ($86.37 \mu\text{g/L}$) > Cu ($79.81 \mu\text{g/L}$) > Pb ($21.35 \mu\text{g/L}$) > As ($1.06 \mu\text{g/L}$)

สารหนู (Arsenic, As)

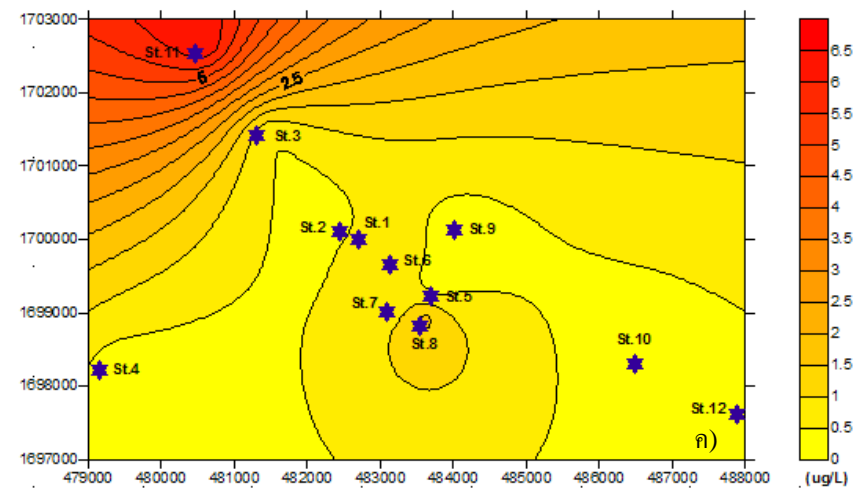
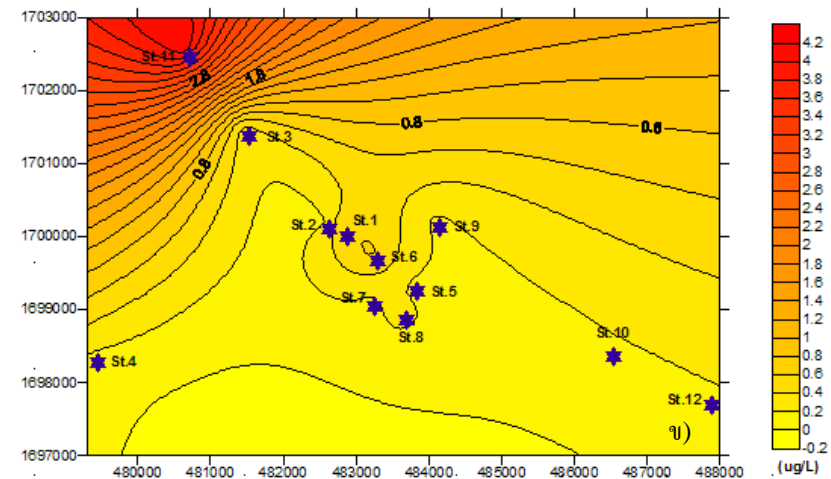
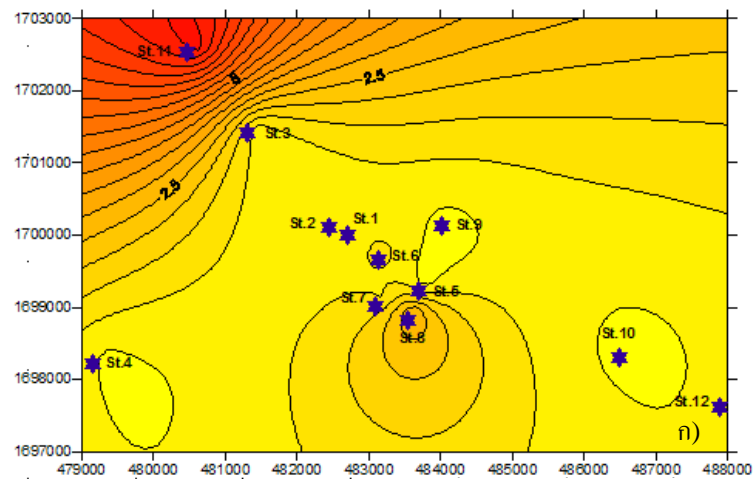
ปริมาณของสารหนูที่ปนเปื้อนในน้ำบาดาลในช่วงฤดูฝนมีค่าระหว่าง $0.32\text{--}8.68 \mu\text{g/L}$ และค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1.52 \pm 2.37 \mu\text{g/L}$ และปริมาณของสารหนูที่ปนเปื้อนในน้ำบาดาลในช่วงฤดูร้อนมีค่าระหว่าง $0.17\text{--}5.87 \mu\text{g/L}$ และค่าเฉลี่ยเท่ากับ $0.60 \pm 1.14 \mu\text{g/L}$ ค่าเฉลี่ยของสารหนูตลอดทั้งปีอยู่ในช่วง $0.25 \pm 0.11 \mu\text{g/L}$ (สถานี 5) ถึง $6.44 \pm 3.17 \mu\text{g/L}$ (สถานี 11) ค่าเฉลี่ยเท่ากับ $1.06 \pm 1.74 \mu\text{g/L}$ ปริมาณสารหนูสูงสุดที่บ่อ 11 (ตารางที่ 5.5 และรูปที่ 5.28-5.29)

มาตรฐานของสารหนูในน้ำบาดาลที่ใช้สำหรับดื่มมีค่าเท่ากับ 0.05, 0.01, 0.01 mg/L จากกรมควบคุมมลพิษ (PCD), WHO และ EU ตามลำดับ (Pollution Control Department, 2004; WHO, 1993; EU, 1998) พบว่าค่าปริมาณสารหนูในบ่อบาดาลมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำดื่มบ่อบาดาล

ปริมาณของสารหนูที่ตรวจพบที่บ่อที่ 11 มีค่าสูงกว่าบ่อบาดาลอื่นๆ ซึ่งอาจจะเกิดจากผลของค่าพีเอชที่เป็นเบสในบ่อดังกล่าว ในขณะที่บ่ออื่นที่มีสภาพเป็นกรด จากการศึกษาค้นคว้าของ Takeno (2005) รายงานว่าสารหนูที่อยู่ในรูปของ H_2AsO_3^- มีความสามารถในการละลายน้ำได้ง่ายที่ค่าพีเอชสูงหรือในสภาพเบส ดังนั้นพอจะสรุปได้ว่าที่ค่าพีเอชสูงอาจจะส่งผลในปริมาณสารหนูมีค่าสูง นอกจากนี้การศึกษาค้นคว้าของ Claesson and Fagerberg (2003) พบว่ารูปแบบที่จะพบในน้ำบาดาลได้แก่ อาร์เซไนต์ (arsenite, As(III)) ได้แก่ H_2AsO_3^- และ H_3AsO_3 และอาร์เซเนต (arsenate, As(V)) ได้แก่ H_2AsO_4^- และ HAsO_4^{2-} และพบว่าค่าพีเอชที่ตรวจพบในน้ำบาดาลบริเวณ Santiago del Estero ประเทศอาร์เจนตินามีค่าอยู่ในช่วง 6.4 ถึง 9.3 โดยที่ปริมาณสารหนูมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อค่าพีเอชมีค่าสูงขึ้น



รูปที่ 5.12 ปริมาณสารหนู (µg/L) ของบ่อบาดาลระดับต้นบ่อที่ 1-12

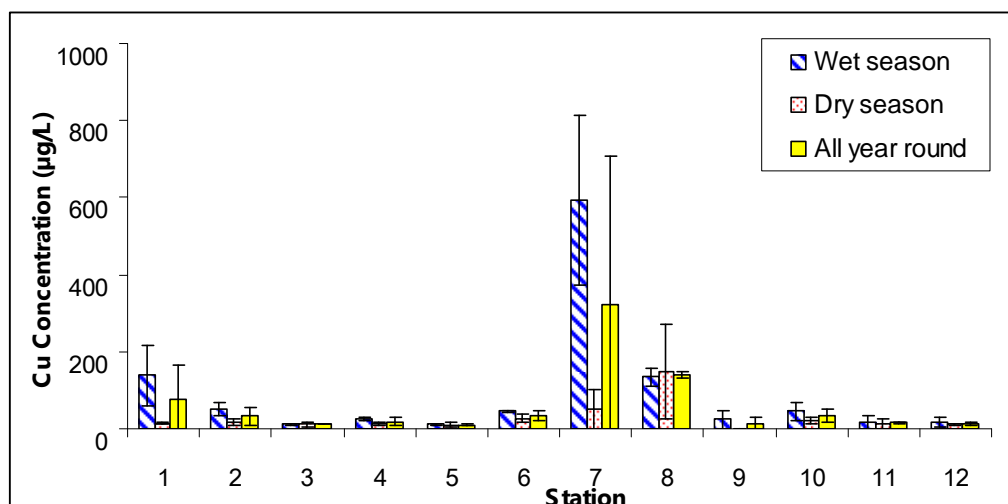


รูปที่ 5.13 แผนที่ปริมาณสารหนู ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับดินบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูแล้ง ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

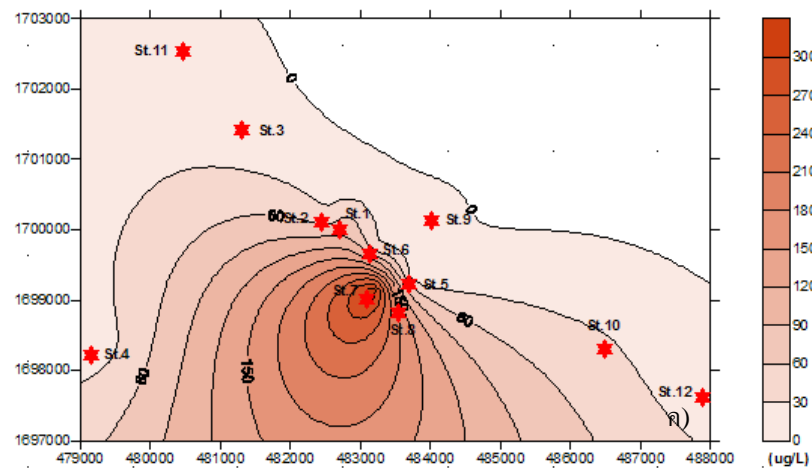
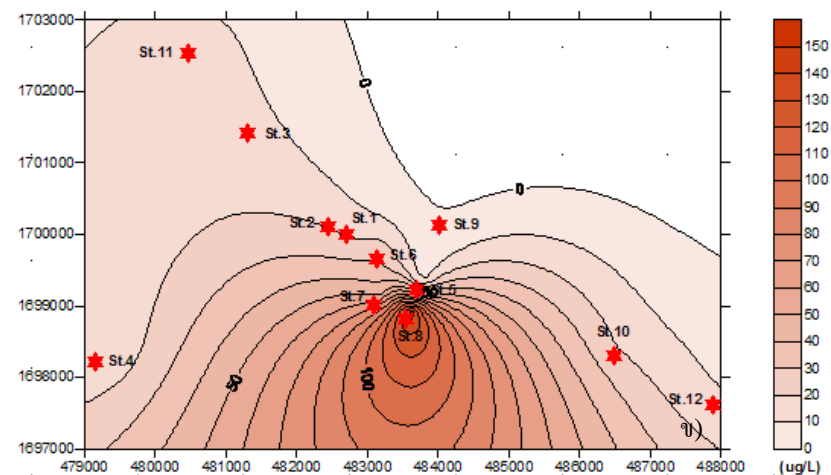
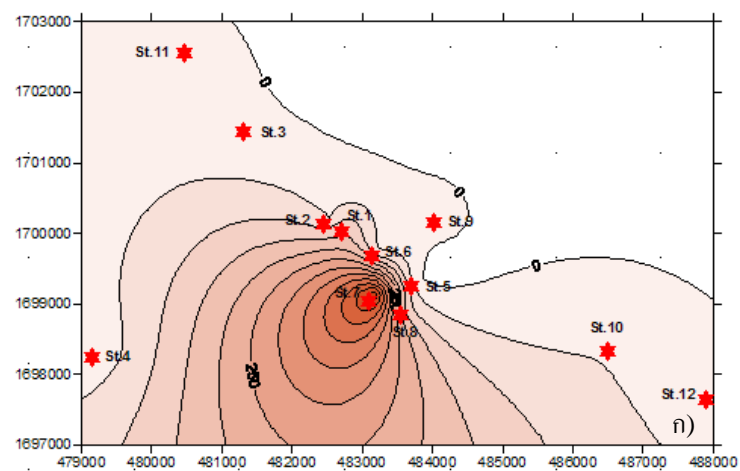
ทองแดง Copper (Cu)

ปริมาณทองแดงในน้ำบาดาลในช่วงหน้าฝนค่าในช่วง 4.27 ถึง 751.0 $\mu\text{g/L}$ และมีค่าเฉลี่ยของทองแดง $92.49 \pm 164.27 \mu\text{g/L}$ ปริมาณทองแดงในน้ำบาดาลในช่วงหน้าร้อนค่าในช่วง 0.58 ถึง 234.0 $\mu\text{g/L}$ และมีค่าเฉลี่ยของทองแดง $28.03 \pm 39.47 \mu\text{g/L}$ ค่าเฉลี่ยของทองแดงตลอดทั้งปีอยู่ในช่วง $10.03 \pm 1.23 \mu\text{g/L}$ (บ่อที่ 5) ถึง $323.23 \pm 384.35 \mu\text{g/L}$ (บ่อที่ 7) มีค่าเฉลี่ยของทุกบ่อตลอดทั้งปีเท่ากับ $60.26 \pm 90.98 \mu\text{g/L}$ ปริมาณของทองแดงที่บ่อที่ 7 มีค่าสูงสุด ปริมาณทองแดงแสดงในรูปที่ 5.14-5.15 และตารางที่ 5.5

มาตรฐานของทองแดงในน้ำบาดาลที่ใช้สำหรับดื่มมีค่าเท่ากับ 1.5, 2, 2 mg/L จากกรมควบคุมมลพิษ (PCD), WHO และ EU ตามลำดับ (Pollution Control Department, 2004; WHO, 1993; EU, 1998) โดยไม่พบว่าปริมาณทองแดงในบ่อบาดาลทุกบ่อไม่เกินค่ามาตรฐานของน้ำดื่ม หากเปรียบเทียบปริมาณทองแดงของบ่อต่างๆ โดยการใช้การทดสอบแบบที (t-test) ระหว่างฤดูร้อนและฤดูฝนพบว่าไม่มีความแตกต่างของปริมาณทองแดงอย่างมีนัยสำคัญ ($p>0.05$)



รูปที่ 5.14 ปริมาณทองแดง ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับดินบ่อที่ 1-12

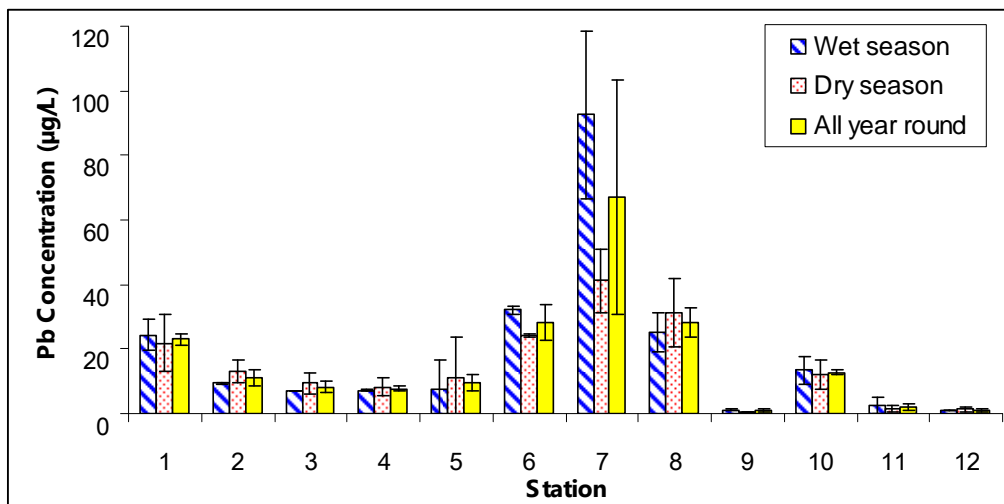


รูปที่ 5.15 แผนที่ปริมาณทองแดง ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับดินบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ถุดูฝน ข) ถุดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

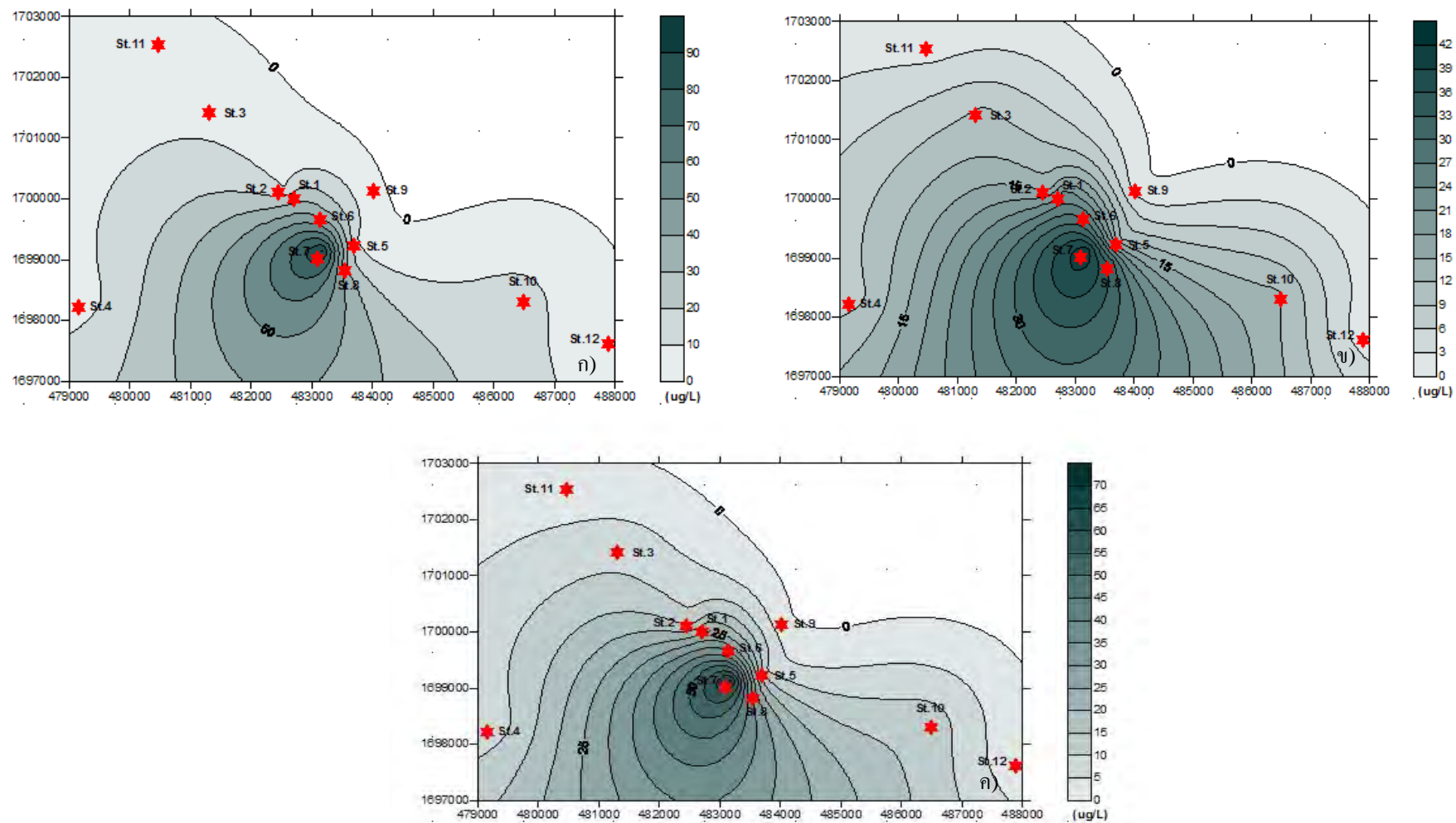
ตะกั่ว (Pb)

ปริมาณทองแดงในน้ำบาดาลในช่วงหน้าฝนค่าในช่วง 0.82 ถึง 92.55 µg/L และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 18.64 ± 25.38 µg/L ปริมาณทองแดงในน้ำบาดาลในช่วงหน้าร้อนค่าในช่วง 0.65 to 48.10 µg/L และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 14.67 ± 4.38 µg/L ค่าเฉลี่ยของตะกั่วตลอดทั้งปีอยู่ในช่วง 0.95 ± 0.42 µg/L ถึง 66.85 ± 36.35 µg/L และค่าเฉลี่ยของทุกบ่อตลอดทั้งปีเท่ากับ 16.66 ± 18.52 µg/L ปริมาณของตะกั่วพบสูงสุดที่บ่อที่ 1 และปริมาณตะกั่วที่ตรวจพบในบ่อบาดาลอื่นๆ แสดงในรูปที่ 5.16-5.17 และตารางที่ 5.5

มาตรฐานของตะกั่วในน้ำบาดาลที่ใช้สำหรับดื่มมีค่าเท่ากับ 0.05, 0.01, 0.01 mg/L จากกรมควบคุมมลพิษ (PCD), WHO และ EU ตามลำดับ (Pollution Control Department, 2004; WHO, 1993; EU, 1998) โดยไม่พบว่าปริมาณทองแดงในบ่อบาดาลทุกบ่อไม่เกินค่ามาตรฐานของน้ำดื่ม หากเปรียบเทียบปริมาณทองแดงของบ่อต่างๆ โดยการใช้การทดสอบแบบที (t-test) ระหว่างฤดูร้อนและฤดูฝนพบว่าไม่มีความแตกต่างของปริมาณตะกั่วอย่างมีนัยสำคัญ ($p>0.05$)



รูปที่ 5.16 ปริมาณตะกั่ว (µg/L) ของบ่อบาดาลระดับดินบ่อที่ 1-12

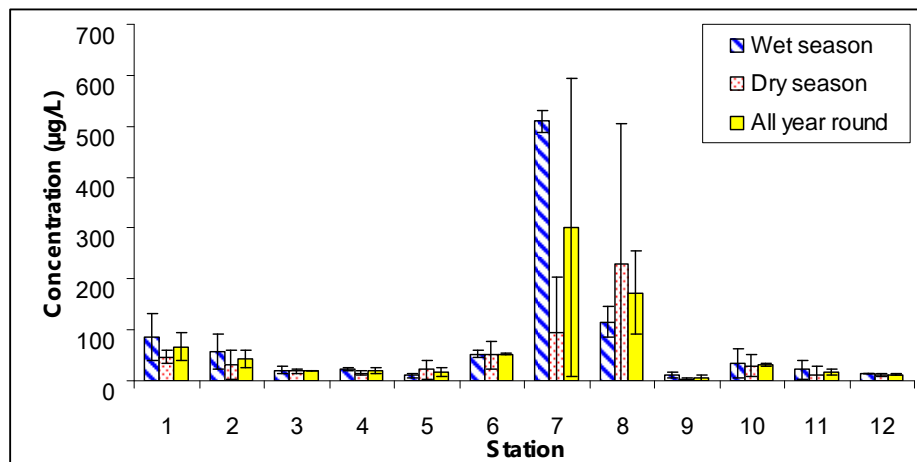


รูปที่ 5.17 แผนที่ปริมาณตะกั่ว ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับดินบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

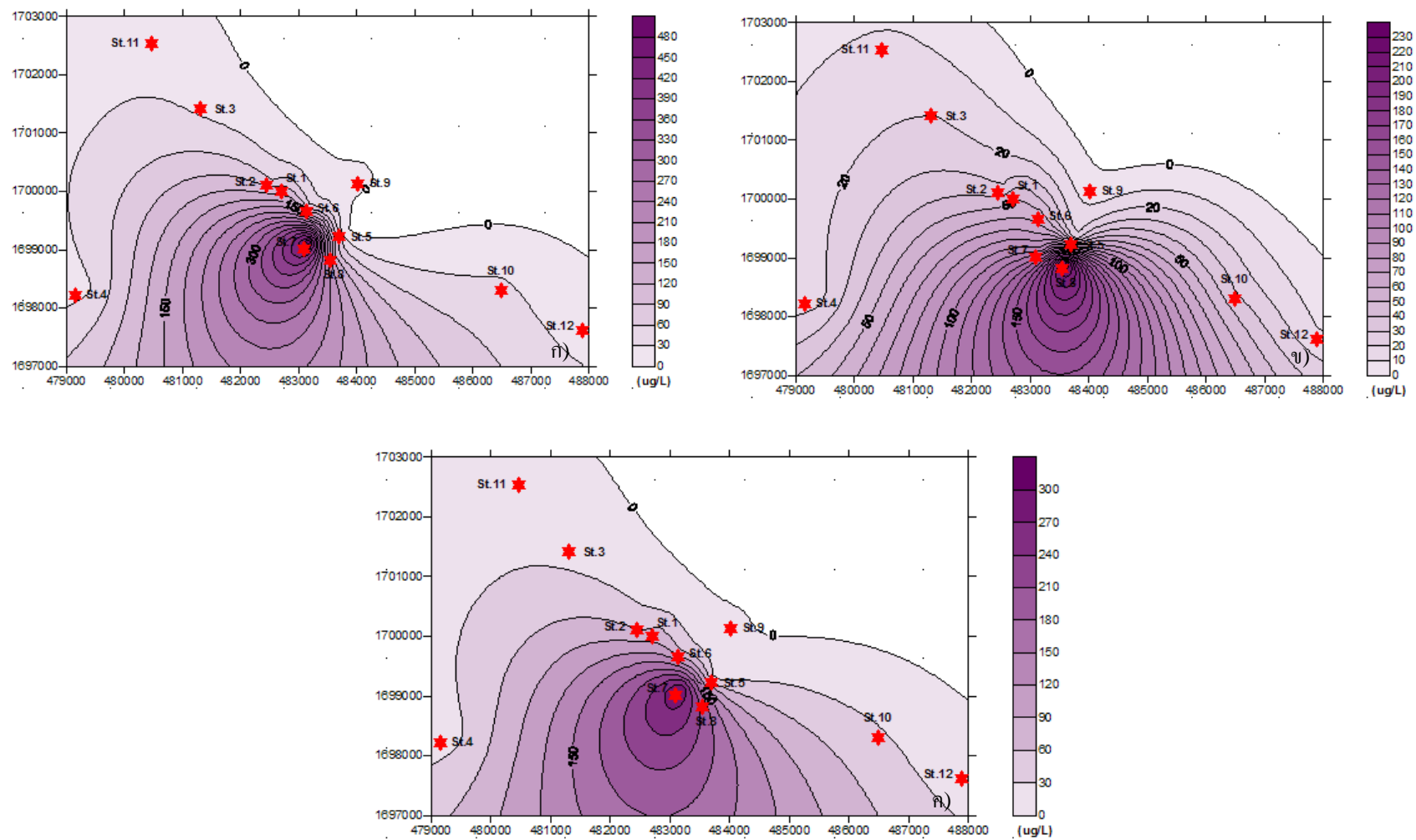
สังกะสี (Zn)

ปริมาณสังกะสีในน้ำบาดาลในช่วงหน้าฝนค่าในช่วง 10.05 ถึง 509.50 $\mu\text{g/L}$ และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $79.53 \pm 139.27 \mu\text{g/L}$ ปริมาณสังกะสีในน้ำบาดาลในช่วงหน้าร้อนค่าในช่วง 1.70 ถึง 424.0 $\mu\text{g/L}$ และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ $47.32 \pm 62.89 \mu\text{g/L}$ ค่าเฉลี่ยของสังกะสีตลอดทั้งปีอยู่ในช่วง $6.94 \pm 5.73 \mu\text{g/L}$ ถึง $302.43 \pm 292.85 \mu\text{g/L}$ และค่าเฉลี่ยของทุกบ่อตลอดทั้งปีเท่ากับ $63.43 \pm 87.75 \mu\text{g/L}$ ปริมาณของสังกะสีพบสูงสุดที่บ่อที่ 7 และปริมาณตะกั่วที่ตรวจพบในบ่อบาดาลอื่นๆ แสดงในรูปที่ 5.18-5.19 และตารางที่ 5.5

มาตรฐานของตะกั่วในน้ำบาดาลที่ใช้สำหรับดื่มมีค่าเท่ากับ 15 และ 3 mg/L จากกรมควบคุมมลพิษ (PCD) และ WHO ตามลำดับ (Pollution Control Department, 2004; WHO, 1993) โดยไม่พบว่าปริมาณสังกะสีในบ่อบาดาลทุกบ่อไม่เกินค่ามาตรฐานของน้ำดื่ม หากเปรียบเทียบปริมาณสังกะสีของบ่อต่างๆ โดยใช้การทดสอบแบบที (t-test) ระหว่างฤดูร้อนและฤดูฝนพบว่าไม่มีความแตกต่างของปริมาณตะกั่วอย่างมีนัยสำคัญ ($p>0.05$)



รูปที่ 5.18 ปริมาณสังกะสี ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับต้นบ่อที่ 1-12



รูปที่ 5.19 แผนที่ปริมาณสังกะสี ($\mu\text{g/L}$) ของบ่อบาดาลระดับตื้นบ่อที่ 1-12 ระหว่าง ก) ฤดูฝน ข) ฤดูร้อน ค) ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

ตารางที่ 5.5 ปริมาณโลหะหนักที่ตรวจพบจากการออกภาคสนามในฤดูฝน ฤดูแล้ง และค่าเฉลี่ยทั้งปี

Time	Metals	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8	Station 9	Station 10	Station 11	Station 12	Ave.+ SD
Wet Season	As	0.81 ± 0.34	0.68 ± 0.44	0.80 ± 0.02	0.44 ± 0.28	0.32 ± 0.02	1.15 ± 0.04	1.00 ± 0.36	3.06 ± 3.87	0.39 ± 0.25	0.36 ± 0.07	8.68 ± 0.42	0.56 ± 0.11	1.52 ± 2.37
	Cd	0.13 ± 0.01	0.22 ± 0.13	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.25 ± 0.05	0.31 ± 0.21	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.16 ± 0.06
	Cr	0.51 ± 0.15	0.15 ± 0.01	3.84 ± 5.05	0.14 ± 0.00	0.15 ± 0.01	0.25 ± 0.00	0.26 ± 0.03	0.93 ± 0.30	0.25 ± 0.15	0.14 ± 0.00	0.78 ± 0.51	1.14 ± 0.00	0.71 ± 1.04
	Cu	137.85 ± 76.58	50.30 ± 16.12	11.10 ± 1.41	25.55 ± 3.89	10.90 ± 2.13	44.75 ± 3.75	595.00 ± 220.62	134.00 ± 22.63	23.40 ± 24.33	44.50 ± 24.32	16.19 ± 16.85	16.30 ± 11.74	92.49 ± 164.27
	Pb	24.30 ± 4.81	9.46 ± 0.28	7.02 ± 0.18	7.20 ± 0.32	7.81 ± 9.04	32.10 ± 1.13	92.55 ± 26.09	25.00 ± 6.08	1.24 ± 0.18	13.50 ± 4.38	2.64 ± 2.60	0.82 ± 0.03	18.64 ± 25.38
	Hg	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00
	Ni	8.89 ± 2.99	4.73 ± 0.44	6.15 ± 1.79	5.80 ± 0.18	5.51 ± 3.54	18.90 ± 2.26	12.65 ± 0.35	4.27 ± 1.43	3.88 ± 2.60	9.07 ± 2.31	0.91 ± 0.72	1.64 ± 0.76	6.87 ± 4.99
	Zn	85.85 ± 46.88	56.25 ± 34.72	20.80 ± 7.21	22.80 ± 2.69	10.05 ± 4.88	52.85 ± 6.15	509.50 ± 21.92	115.50 ± 30.41	10.99 ± 5.68	33.70 ± 28.85	22.10 ± 18.82	14.00 ± 0.71	79.53 ± 139.27
Dry Season	As	0.58 ± 0.09	0.17 ± 0.00	0.33 ± 0.22	0.17 ± 0.00	0.17 ± 0.00	0.63 ± 0.07	0.17 ± 0.00	0.26 ± 0.13	0.17 ± 0.00	0.17 ± 0.00	4.19 ± 2.38	0.17 ± 0.00	0.60 ± 1.14
	Cd	0.14 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.14 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.16 ± 0.05	0.17 ± 0.00	0.14 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.14 ± 0.01
	Cr	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00	0.44 ± 0.00
	Cu	14.40 ± 1.84	17.05 ± 7.71	12.17 ± 5.98	11.89 ± 3.41	9.16 ± 6.42	26.90 ± 10.75	51.45 ± 49.30	146.95 ± 123.11	0.99 ± 0.59	20.35 ± 8.27	13.69 ± 13.60	11.33 ± 2.64	28.03 ± 39.47
	Pb	21.90 ± 8.63	13.05 ± 3.61	9.49 ± 3.27	8.27 ± 2.59	11.30 ± 12.59	24.15 ± 0.64	41.15 ± 9.83	31.25 ± 10.54	0.53 ± 0.17	12.13 ± 4.49	1.48 ± 1.17	1.28 ± 1.89	14.67 ± 4.38
	Hg	0.96 ± 0.64	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00	0.14 ± 0.26
	Ni	6.03 ± 1.71	4.23 ± 0.83	6.29 ± 0.37	5.64 ± 1.38	3.25 ± 0.68	12.35 ± 0.07	12.75 ± 3.04	5.22 ± 0.02	1.26 ± 1.08	6.35 ± 2.59	0.38 ± 0.00	1.03 ± 0.02	5.40 ± 3.95
	Zn	47.30 ± 14.14	30.70 ± 28.14	19.45 ± 4.17	14.90 ± 4.81	22.02 ± 19.06	50.85 ± 26.52	95.35 ± 108.40	230.75 ± 273.30	2.89 ± 1.68	30.05 ± 20.58	12.80 ± 15.70	10.78 ± 2.44	47.32 ± 62.89

ตารางที่ 5.5 (ต่อ) ปริมาณโลหะหนักที่ตรวจพบจากการออกภาคสนามในฤดูฝน ฤดูแล้ง และค่าเฉลี่ยทั้งปี

Time	Metals	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8	Station 9	Station 10	Station 11	Station 12	Ave.+ SD
All Year Round	As	0.69 ± 0.16	0.43 ± 0.36	0.56 ± 0.33	0.30 ± 0.19	0.25 ± 0.11	0.89 ± 0.36	0.59 ± 0.59	1.66 ± 1.98	0.28 ± 0.16	0.27 ± 0.13	6.44 ± 3.17	0.36 ± 0.28	1.06 ± 1.74
	Cd	0.14 ± 0.01	0.18 ± 0.06	0.14 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.15 ± 0.02	0.21 ± 0.06	0.23 ± 0.12	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.15 ± 0.03
	Cr	0.48 ± 0.05	0.30 ± 0.21	2.14 ± 2.40	0.29 ± 0.21	0.30 ± 0.21	0.35 ± 0.13	0.35 ± 0.13	0.69 ± 0.35	0.35 ± 0.13	0.29 ± 0.21	0.61 ± 0.24	0.79 ± 0.49	0.58 ± 0.52
	Cu	76.13 ± 87.29	33.68 ± 23.51	11.64 ± 0.76	18.72 ± 9.66	10.03 ± 1.23	35.83 ± 12.62	323.23 ± 384.35	140.48 ± 9.16	12.20 ± 15.85	32.43 ± 17.08	14.94 ± 1.77	13.82 ± 3.51	60.26 ± 90.98
	Pb	23.10 ± 1.70	11.26 ± 2.54	8.26 ± 1.75	7.74 ± 1.76	9.56 ± 2.47	28.13 ± 5.62	66.85 ± 36.35	28.13 ± 4.42	0.95 ± 0.42	12.82 ± 0.97	2.06 ± 0.82	1.05 ± 0.33	16.66 ± 18.52
	Hg	0.51 ± 0.64	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.13
	Ni	7.46 ± 2.02	4.48 ±0.35	6.22 ± 0.10	5.72 ± 0.11	4.38 ± 1.60	15.63 ± 4.63	12.70 ± 0.07	4.75 ± 0.67	2.57 ± 1.85	7.71 ± 1.92	0.65 ± 0.37	1.34 ± 0.43	6.13 ± 4.38
	Zn	66.58 ± 27.26	43.48 ± 18.07	20.13 ± 0.95	18.85 ± 5.59	16.04 ± 8.46	51.85 ± 1.41	302.43 ± 292.85	173.13 ± 81.49	6.94 ± 5.73	31.88 ± 2.58	17.45 ± 6.58	12.39 ± 2.28	63.43 ± 87.75

บทที่ 6

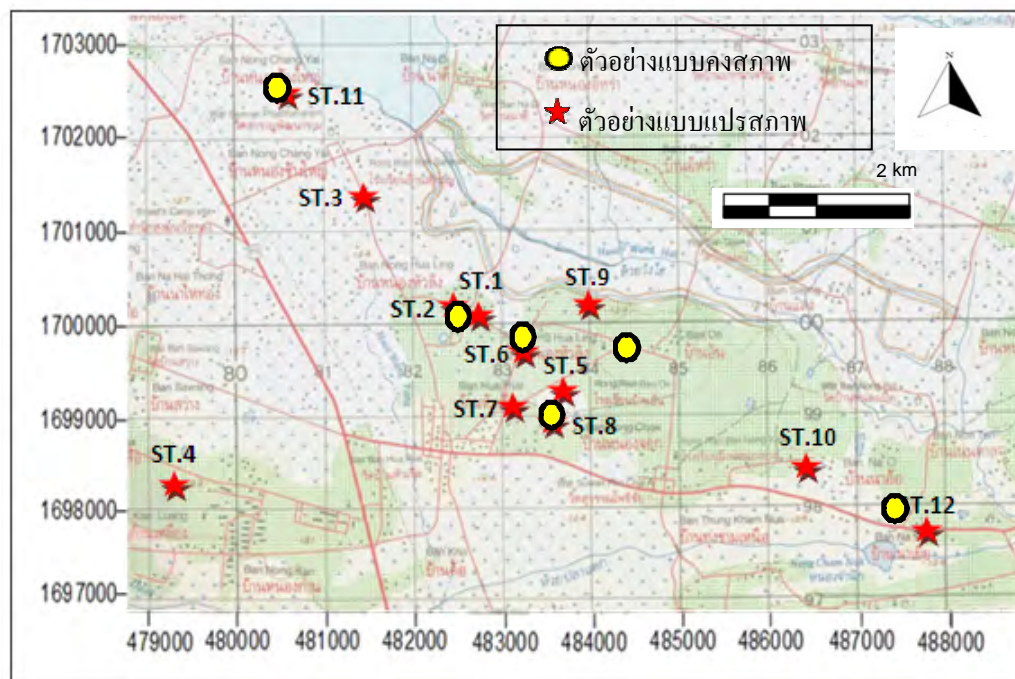
ผลการทดลองด้านกายภาพ-เคมีและปริมาณโลหะหนักของดิน

6.1 การเก็บตัวอย่างดินในสนาม

1. ขั้นตอนการเก็บตัวอย่างดินในภาคสนาม แบ่งเป็น 2 ประเภท ได้แก่การเก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพ และแบบแปรสภาพ ดังแสดงตำแหน่งในรูปที่ 6.1 ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1.1 เก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพ คือ การเก็บตัวอย่างดินที่เป็นแท่งเพื่อคงสภาพของดินให้เหมือนกับดินในสนาม ในการศึกษานี้ทำการเก็บตัวอย่างที่ระดับความลึกจากผิวดินประมาณ 10 เซนติเมตร สำหรับตำแหน่งในการเลือกเก็บตัวอย่าง 2 ตำแหน่ง ได้แก่ บริเวณต้นน้ำ (ST 11) และ บริเวณท้ายน้ำ (ST 12) ตำแหน่งละ 3 ตัวอย่าง ดังแสดงในรูปที่ 6.2 เพื่อวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพของดินดังนี้

- 1) ความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดิน (SWCC)
- 2) ค่าความพรุนของดิน (soil porosity)
- 3) ค่าความหนาแน่นของดิน (bulk density)
- 4) ค่าความสามารถในการซึมผ่าน (hydraulic conductivity)



รูปที่ 6.1 ตำแหน่งการเก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพและแปรสภาพ



รูปที่ 6.2 การเก็บตัวอย่างดินแบบคงสภาพ

1.2 เก็บตัวอย่างดินแบบแปรสภาพ เพื่อวิเคราะห์การกระจายของดินและปริมาณโลหะหนักในสัดส่วนรูปแบบต่างๆ ในดิน รูปที่ 6.3 ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1) เลือกบริเวณที่จะเก็บตัวอย่างดินทั้งหมด 12 ตัวอย่างรอบบ่อบาดาลที่เก็บน้ำบาดาลตัวอย่างบริเวณที่ปลูกพริกในบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม

2) ขุดดินลึกลงไปจากผิวดิน 5 เซนติเมตร จากนั้นขุดลงไปอีก 10 เซนติเมตร เก็บตัวอย่างดินประมาณ 1 กิโลกรัม ใส่ถุงซิปล็อค

3) เก็บตัวอย่างดินตามระดับความลึกด้วยโดยเก็บที่ระดับความลึก 15 ซม. 30 ซม. 60 ซม. และที่ 1 เมตร ที่ตำแหน่ง ST2, ST10 และ ST11 เพื่อวิเคราะห์ปริมาณโลหะหนักในแนวดิ่ง

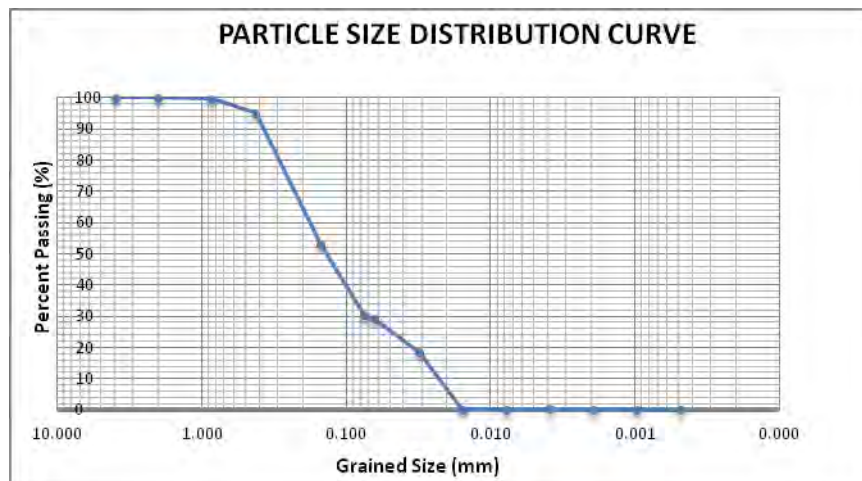
4) จากนั้นนำดินตัวอย่างไปสกัดด้วยวิธี BCR scheme (Perez and Valiente, 2005) และดำเนินการวัดความเข้มข้นของธาตุโลหะหนักด้วยเครื่อง Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS)



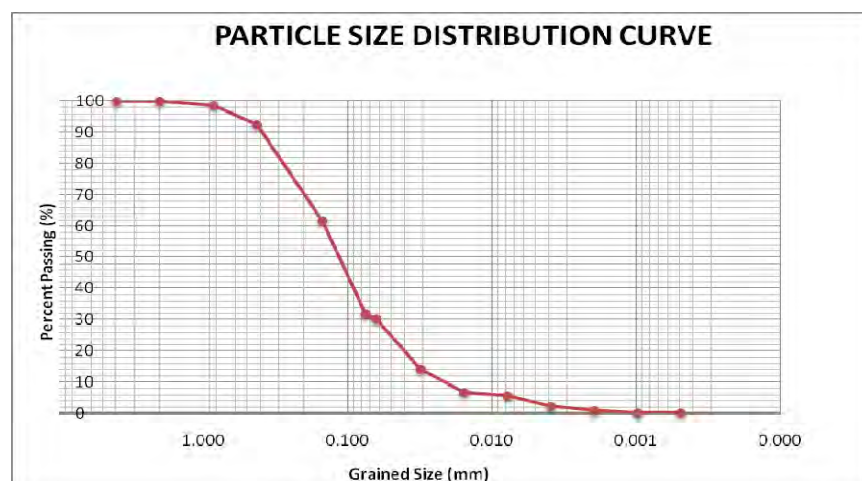
รูปที่ 6.3 การเก็บตัวอย่างดินแบบแปรสภาพในพื้นที่ศึกษา

6.2 ผลการวิเคราะห์ขนาดผลของเม็ดตะกอนในพื้นที่ศึกษา

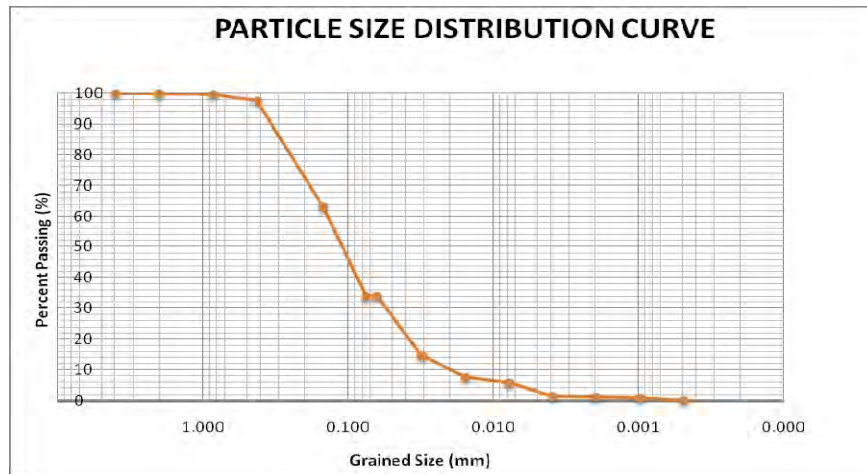
นำตัวอย่างดินที่เก็บแบบแปรสภาพมาหาประเภทของเนื้อดินในห้องปฏิบัติการโดยการทำ Sieve Analysis Test โดยใช้ตะแกรงร่อนเบอร์ 4, 10, 20, 40, 100 และ 200 ตาม ASTM D 421-85, ASTM D 422-63 และ Pipette analysis Test เพื่อทำการสร้างกราฟแสดงขนาดผลของเม็ดดิน (Grain size distribution curve) ของดินตำแหน่งที่ 1 (ST1) ถึงตำแหน่งที่ 12 (ST12) ซึ่งแสดงในรูปที่ 6.4-6.15 และกราฟแสดงขนาดผลเฉลี่ยในรูปที่ 6.16 พบว่าดินส่วนใหญ่เป็น sand และ loamy sand



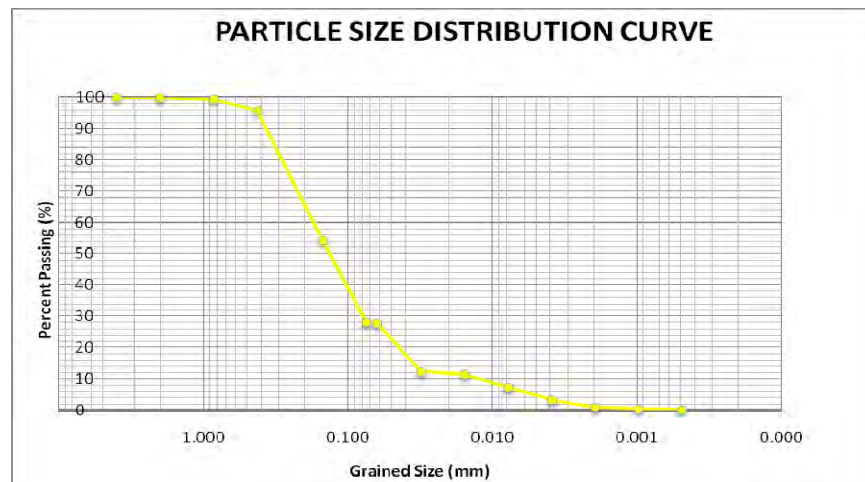
รูปที่ 6.4 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 1



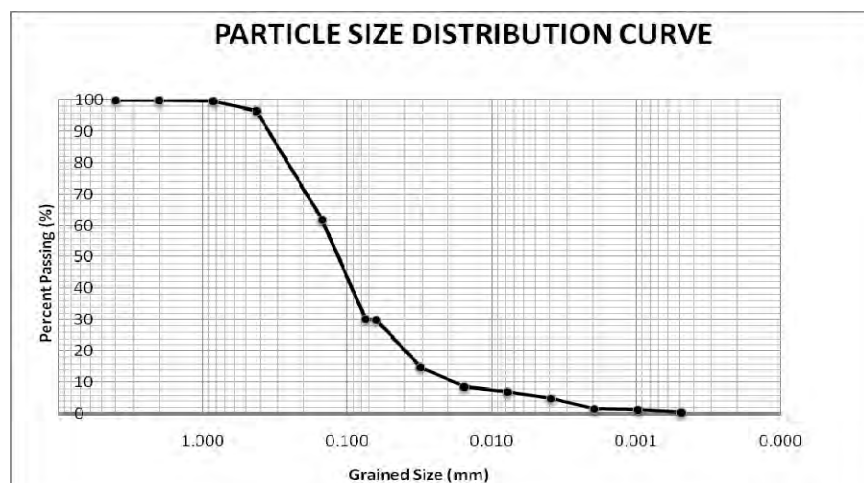
รูปที่ 6.5 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 2



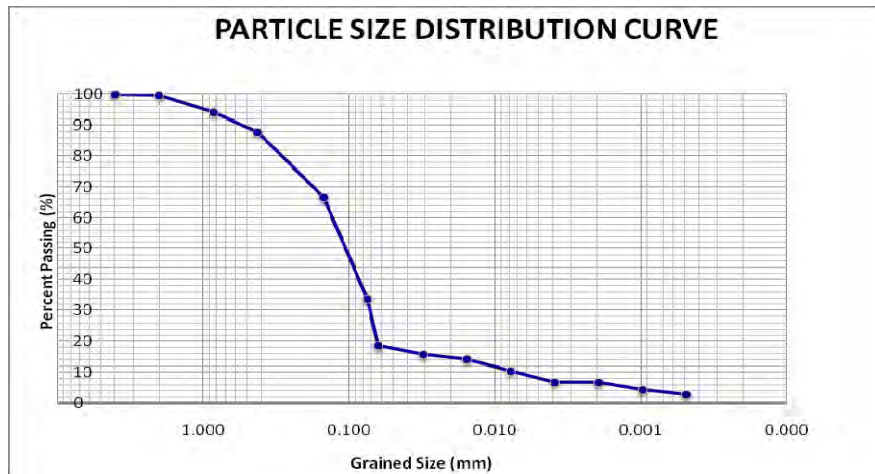
รูปที่ 6.9 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 6



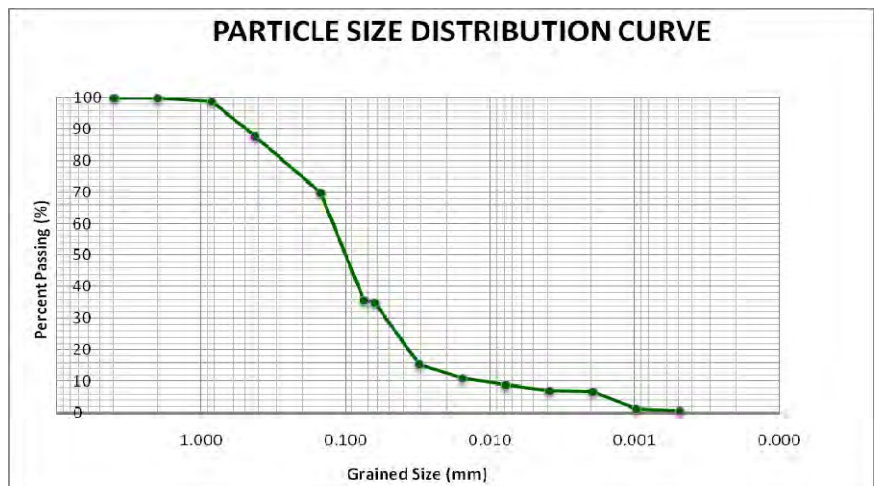
รูปที่ 6.10 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 7



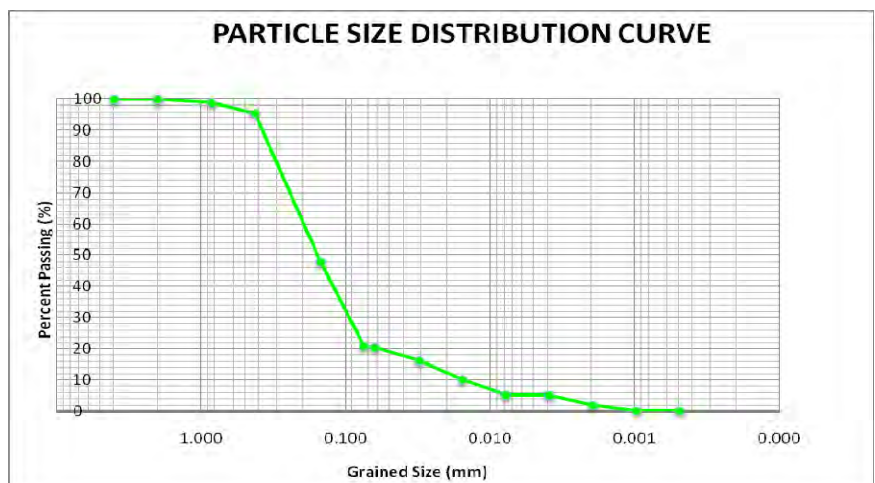
รูปที่ 6.11 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 8



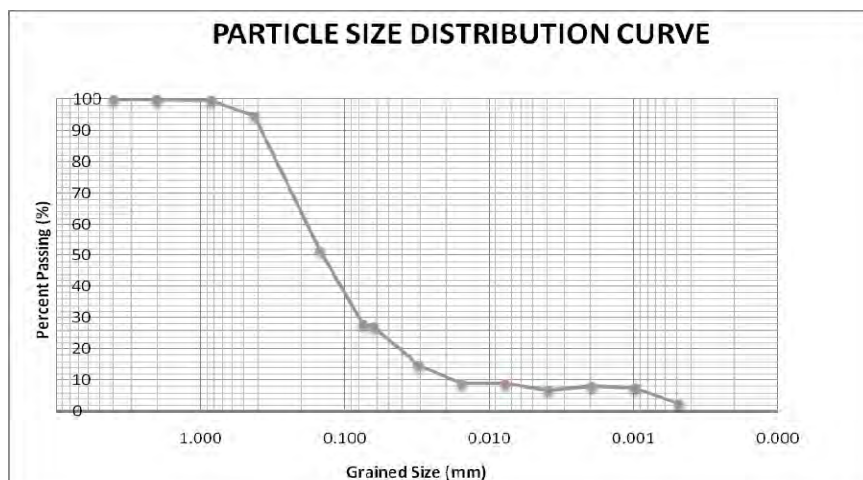
รูปที่ 6.12 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 9



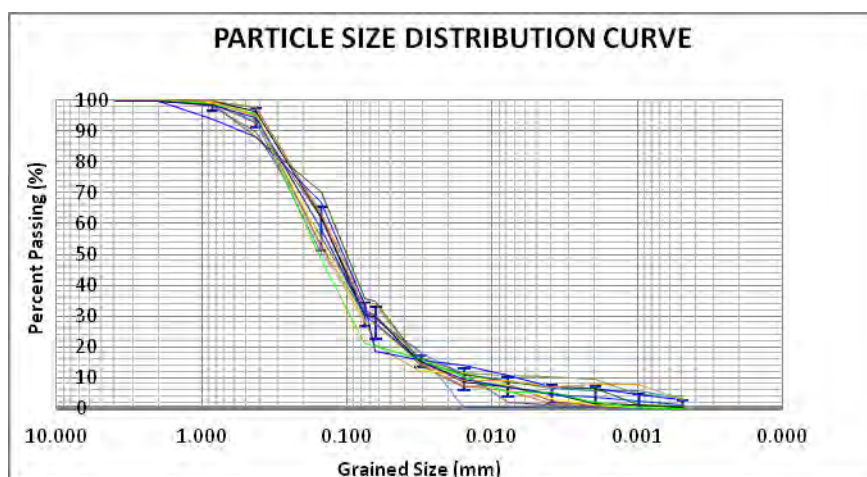
รูปที่ 6.13 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 10



รูปที่ 6.14 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 11



รูปที่ 6.15 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 12



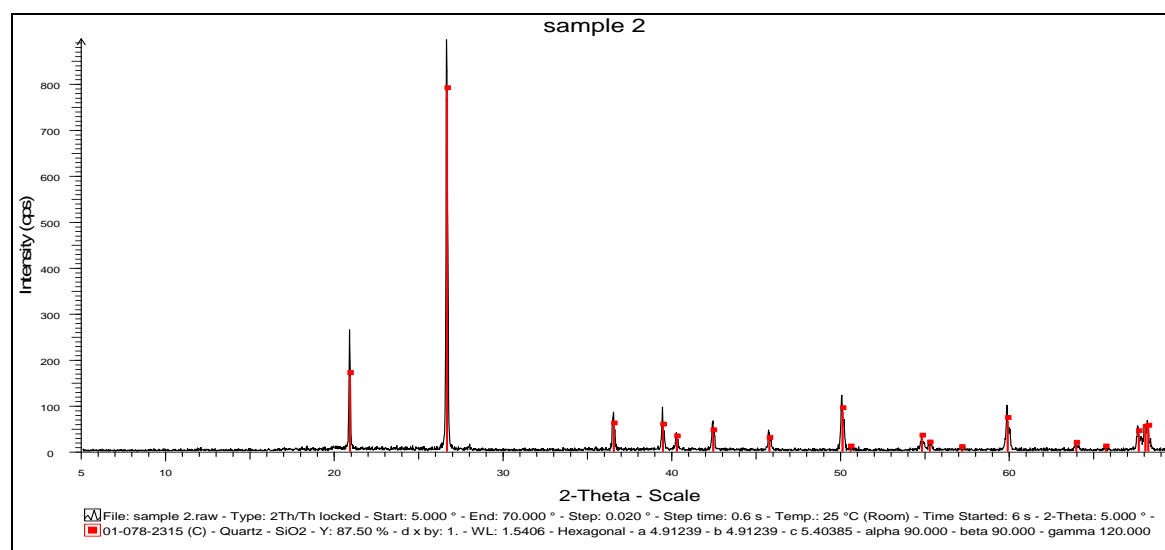
รูปที่ 6.16 การกระจายขนาดของดินตำแหน่งที่ 1-12

จากผลการทดสอบสมบัติของดินทางกายภาพและเคมีของตัวอย่างดินตัวแทน แสดงในตารางที่ 6.1 ซึ่งได้จากการผสมตัวอย่างดินจากทั้ง 12 จุด เพื่อดำเนินการทดลองการดูดซับของโลหะหนักในการทดลองจลพลศาสตร์ (Kinetic sorption experiment) และการทดลองการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนัก (Sorption/desorption batch experiment) ต่อไป

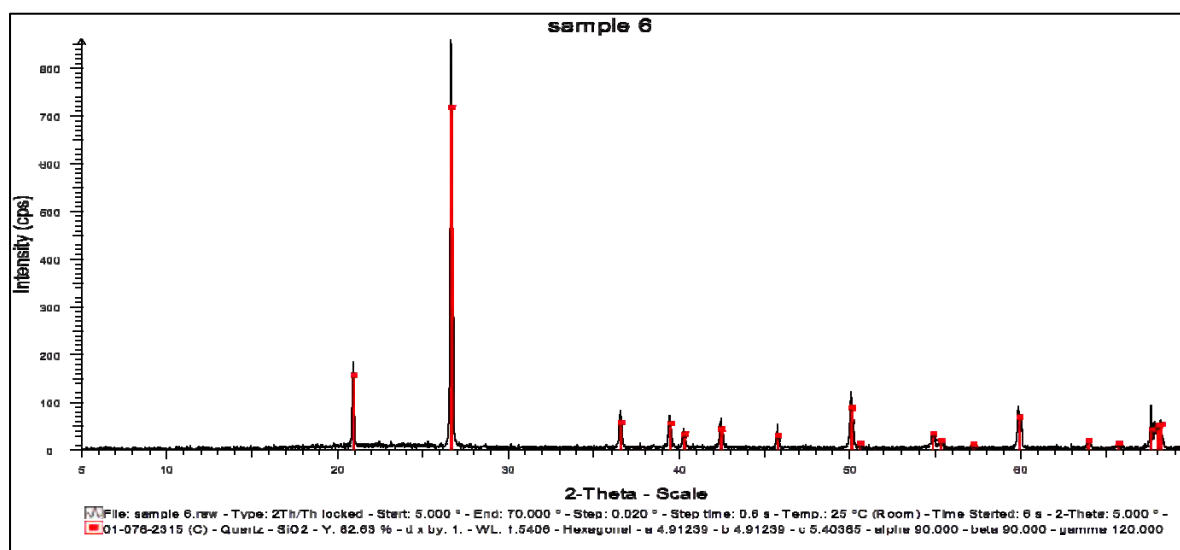
ตารางที่ 6.1 สมบัติทางกายภาพและทางเคมีของดินในพื้นที่ศึกษา

Site	Soil texture	Sand %	Silt %	clay %	Hydraulic conductivity, Ks cm day ⁻¹	Organic matter %	CEC cmol kg ⁻¹	Bulk density g cm ⁻¹	Porosity cm ³ cm ⁻³
1-12	Loamy sand	77.0	15.0	8.0	11.73±4.57	1.06	2.3	1.56±0.06	0.43±0.06

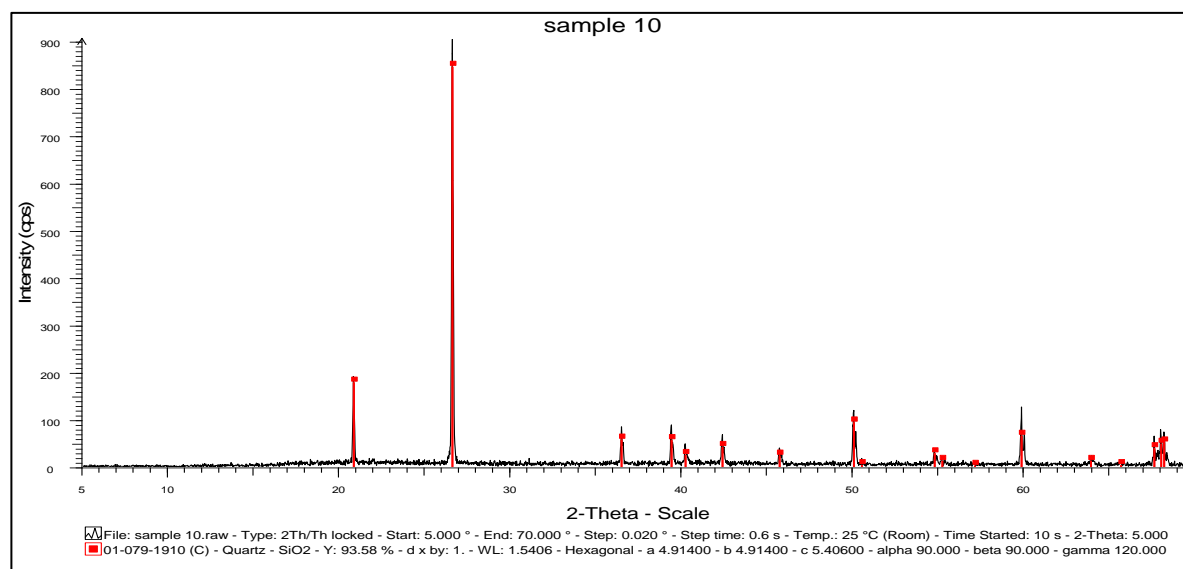
จากการนำตัวอย่างดินที่ถูกเก็บจากบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลมาวิเคราะห์หาแร่องค์ประกอบในดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) พบว่าแร่ที่เป็นองค์ประกอบในดินในพื้นที่ศึกษานั้นส่วนใหญ่แล้วเป็นแร่ Quartz (SiO₂) ทั้งหมดดังรูปที่ 6.17-6.19 เป็นผลการวิเคราะห์ของตัวอย่างดินตำแหน่งที่ 2, 6 และ 10 ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณทรายที่มีสัดส่วนมากและค่าอัตราการซึมของดินมีค่าเท่ากับ 11.73 ซม.ต่อวัน ซึ่งตรงกับชนิดดินกลุ่ม B ตามการจัดกลุ่มดินของแผนที่ดินของกรมพัฒนาที่ดินโดยจัดเป็นทรายแป้งหรือดินร่วน (Silt loam or loam) ส่งผลให้โลหะหนักมีการดูดซับอยู่กับผิวดินได้น้อย จึงมีโอกาสนในการชะละลายลงสู่ชั้นน้ำด้านล่างได้สูงทำให้ปนเปื้อนในน้ำบาดาลในที่สุด



รูปที่ 6.17 ผลการวิเคราะห์แร่องค์ประกอบดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 2 (St.2)



รูปที่ 6.18 ผลการวิเคราะห์แร่ของตัวอย่างดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 6 (St.6)



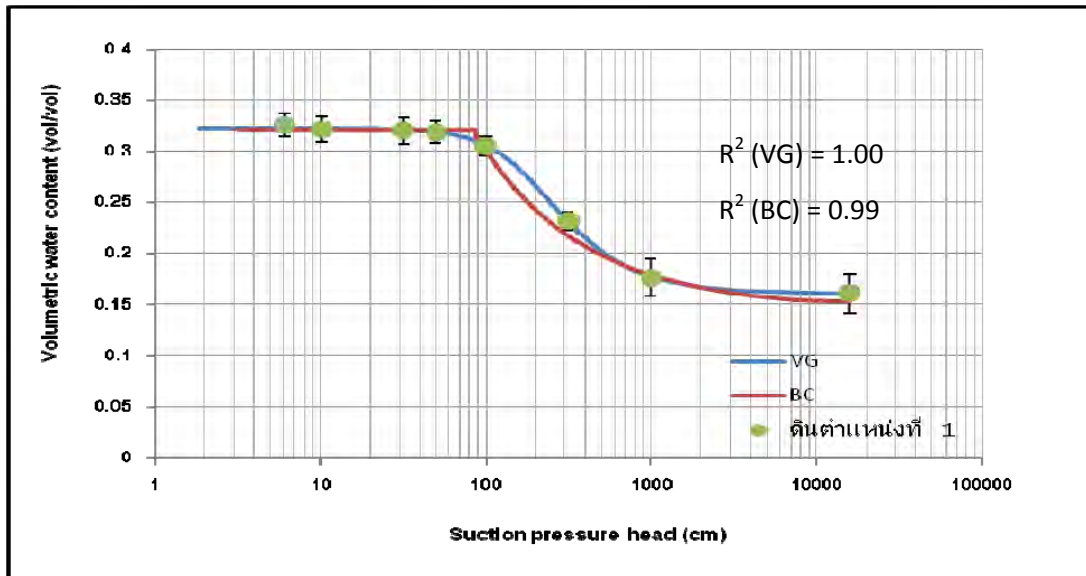
รูปที่ 6.19 ผลการวิเคราะห์แร่ของตัวอย่างดินโดยเครื่องมือ X-ray Diffractometer (XRD) จากดินบริเวณรอบบ่อน้ำบาดาลในพื้นที่ศึกษา ตำแหน่งที่ 10 (St.10)

6.3 ผลการทดลองหาค่าความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดิน (SWCC)

จากการเก็บตัวอย่างดินที่เก็บแบบคงสภาพ (undisturbed sample) มาหาความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดิน (SWCC) โดยใช้วิธี Pressure extraction ตาม ASTM D 6836 โดยกำหนดให้ค่า pF เท่ากับ 0.8, 1.0, 1.5, 1.7, 2.0, 2.5, 3.0 และ 4.2 ซึ่งได้ทำการทดลองที่ห้องปฏิบัติ การปฐพีวิทยา กรมวิชาการ เกษตร โดยใช้เครื่อง Pressure chamber (รูปที่ 6.20) เมื่อนำกระบอกเก็บตัวอย่างดินเข้าเครื่อง Pressure Chamber แล้วทำการปรับค่าความดันไปที่ค่าแรกสุด ($pF=0.8$) รอให้ความดันและปริมาณน้ำในดินถึงจุดสมดุล (ใช้เวลา ประมาณ 1 นาทีต่อ 1 ค่าความดัน) สังเกตได้จากน้ำจะหยุดไหลออกจากท่อสายยางที่ต่อออกมาจากภายใน Pressure Chamber นำตัวอย่างออกมาชั่งน้ำหนัก เพื่อหาค่าความชื้นของดิน (soil water content) หลังจากนั้นนำ กระบอกเก็บตัวอย่างดินเข้าเครื่อง Pressure Chamber เพื่อเพิ่มความดันจุดความดันต่อไป ทำตามขั้นตอนดังกล่าว จนได้ค่าความดันที่จุดต่างๆ จากนั้นก็นำข้อมูลมาสร้างกราฟหาความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของ น้ำในดิน (SWCC) ในการทดลองนี้ทดสอบตัวอย่างทั้งสิ้น 18 ตัวอย่างจาก 6 จุดซึ่งอยู่ใกล้เคียงกับตำแหน่งบ่อน้ำบาดาล 1 โดยเก็บตัวอย่างจุดละ 3 ตัวอย่าง และผลของการทดลองอธิบายโดยสมการของ van Genuchten (VG) และ Brook and Corey (BC) พบว่าสมการของ van Genuchten (VG) อธิบายความสัมพันธ์นี้ได้ดีกว่า Brook and Corey (BC) (Brooks and Corey, 1964) ในการอธิบายจุดข้อมูลดังกล่าวได้ใช้โปรแกรม RETC (van Genuchten et al., 1991) ผลจากการทดลองของดินตำแหน่งต่างๆ แสดงในรูปที่ 6.21- รูปที่ 6.24

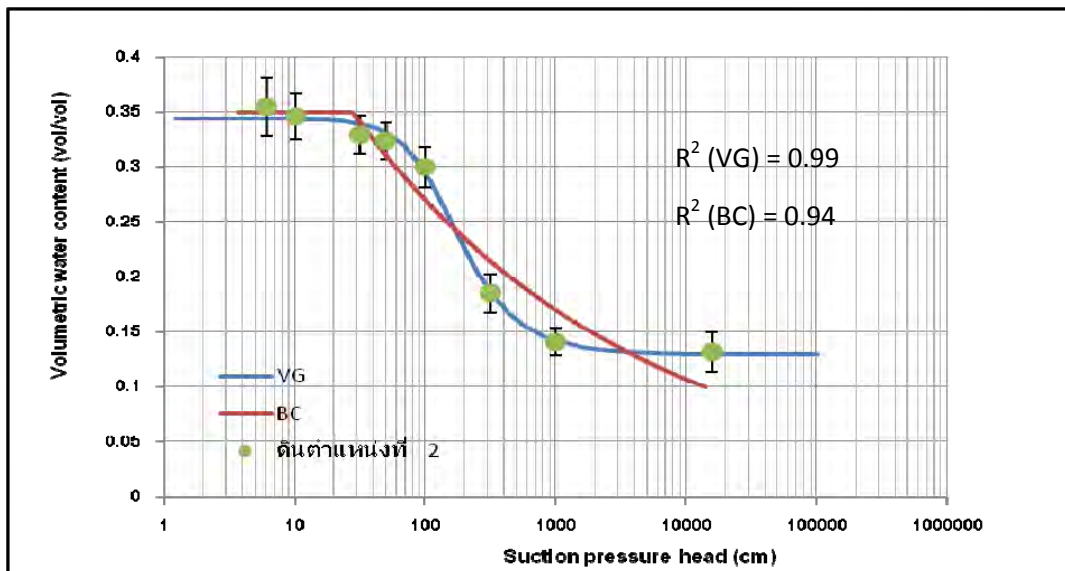


รูปที่ 6.20 เครื่อง Pressure chamber และตัวอย่างแท่งดินที่แช่น้ำเพื่อให้ดินอิ่มตัว

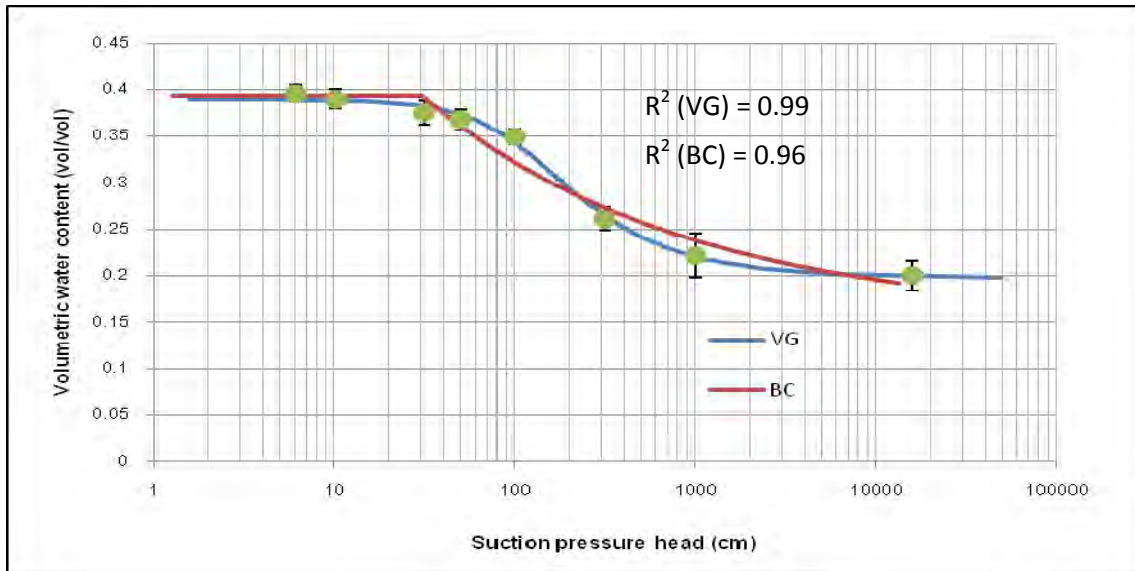


รูปที่ 6.21 แสดง soil water characteristics curve ตำแหน่งที่ 1

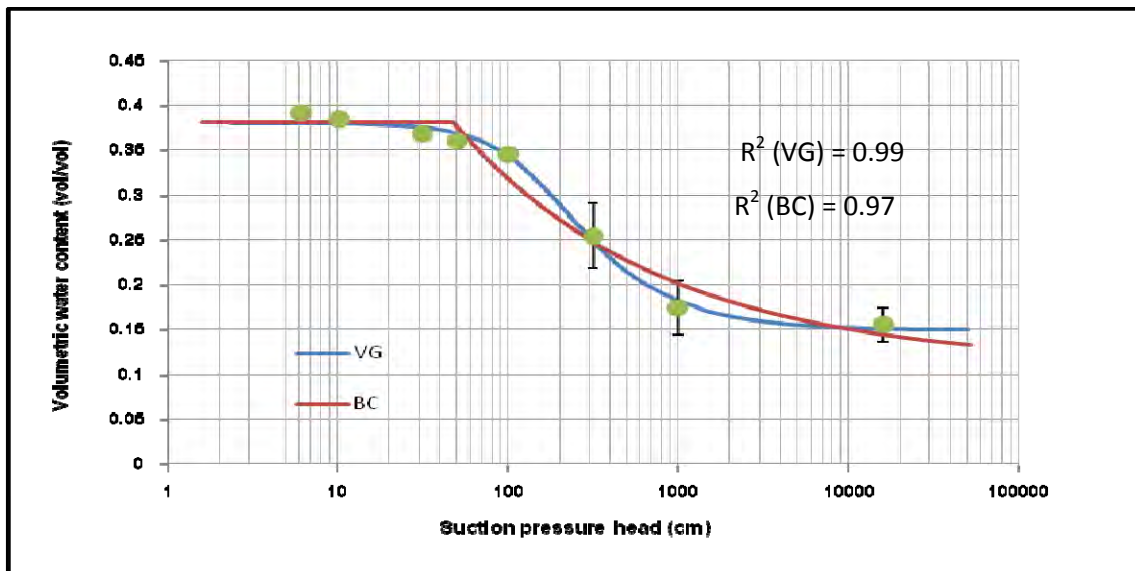
จุดเขียว : ค่า water content จากการทดลอง



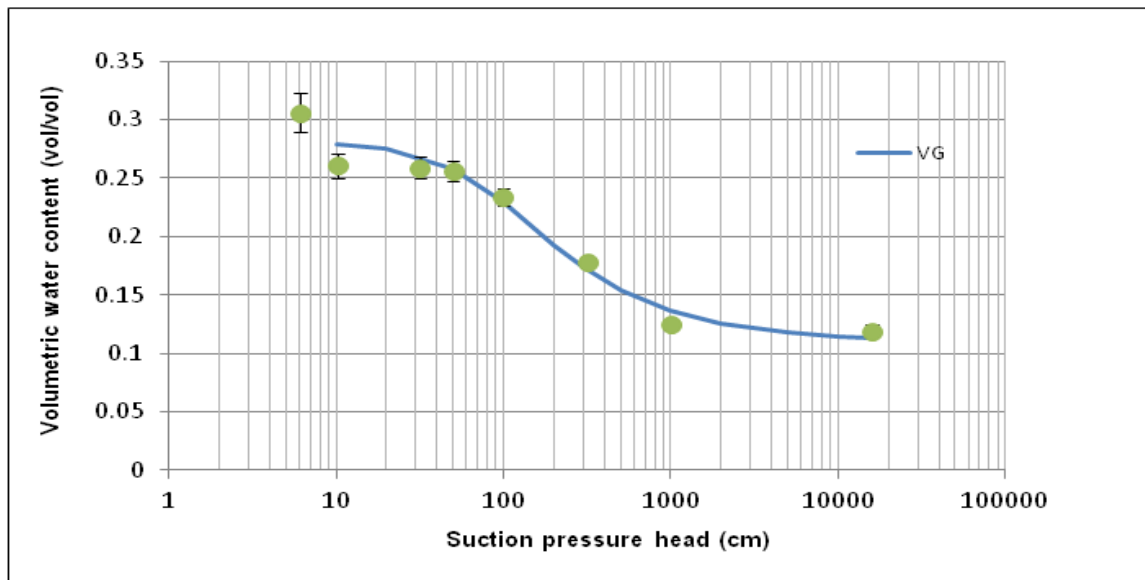
รูปที่ 6.22 แสดง soil water characteristics curve ข) ตำแหน่งที่ 2



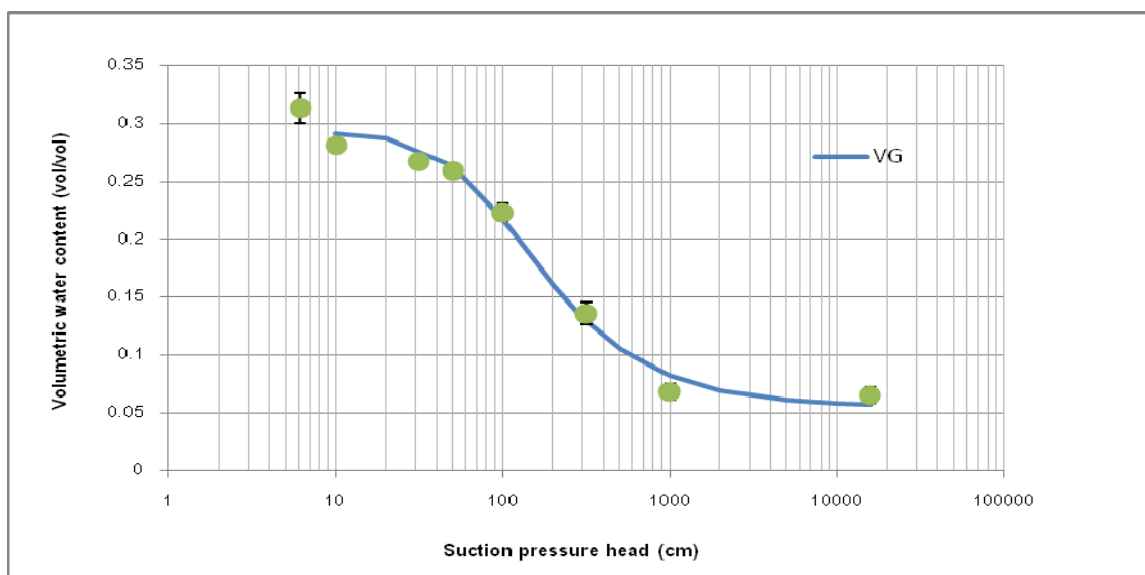
รูปที่ 6.23 แสดง soil water characteristics curve ค) ตำแหน่งที่ 3



รูปที่ 6.24 แสดง soil water characteristics curve ง) ตำแหน่งที่ 4



รูปที่ 6.25 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดินตำแหน่งที่ 5



รูปที่ 6.26 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดินตำแหน่งที่ 6

จากการกราฟความสัมพันธ์ของความชื้นในดินกับความดันของน้ำในดิน (SWCC) พบว่าสมการของ van Genuchten Equation (VG) สามารถนำมาอธิบายลักษณะของดินในพื้นที่ที่ศึกษาได้ดีกว่าสมการของ Brooks and Corey Constitution (BC) โดยดูได้จากค่าสหสัมพันธ์ ดังนั้นในตัวอย่างที่ 5 และ 6 (รูปที่ 6.25 และ 6.26) จะอธิบายโดยใช้สมการ van Genuchten เท่านั้น จากการทดลองค่าความสามารถในการซึมผ่านของน้ำในดิน (hydraulic conductivity) 6 จุดที่ได้เก็บแบบคงสภาพพบว่าค่าเฉลี่ยเท่ากับ 12.22 เซนติเมตรเมตรต่อวัน ของ loamy sand

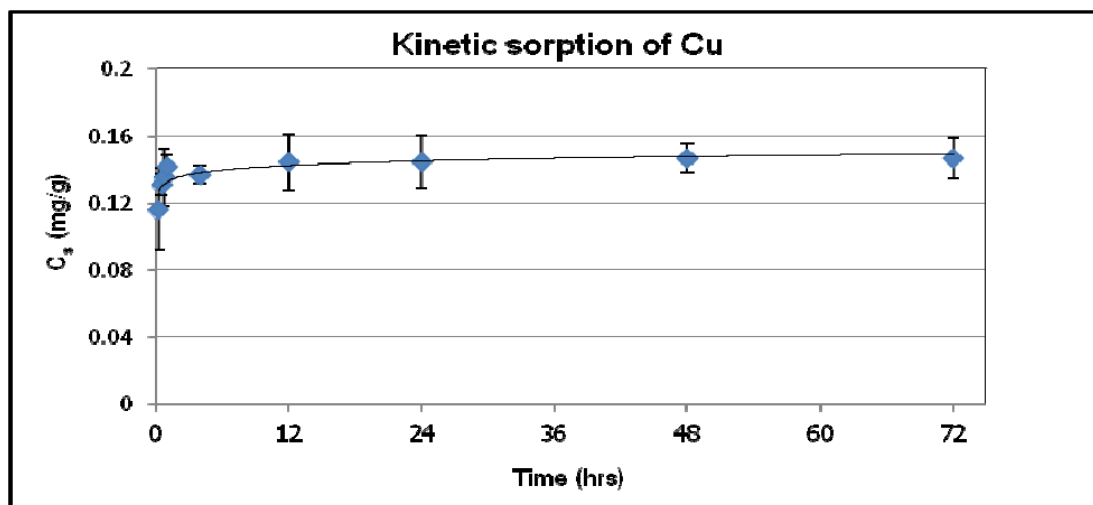
6.4 การทดลองการดูดซับของโลหะหนัก

6.4.1 การทดลองจลพลศาสตร์ (kinetic sorption experiment)

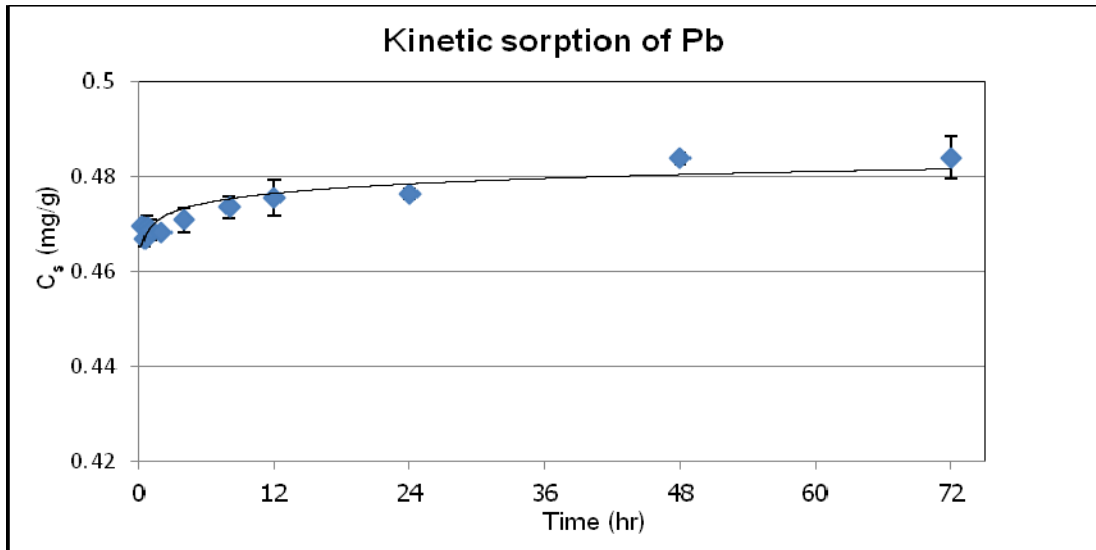
ขั้นตอนในการทดลองจลพลศาสตร์ มีรายละเอียดดังนี้

1. ทำการผสมสารละลายตะกั่วและทองแดงที่เตรียมไว้กับดินในขวดทดลอง อัตราส่วน 1:20 (g: ml) โดยผสมสารละลายตะกั่วกับดินจำนวน 33 ขวดและผสมสารละลายทองแดงกับดินจำนวน 33 ขวด
2. ทำการเขย่าด้วยเครื่องเขย่าเป็นเวลา 15, 30, 45 นาที, 1, 2, 4, 8, 12 ชั่วโมง, 1, 2 และ 3 วันที่ความเร็ว 200 รอบต่อนาที
3. เมื่อครบกำหนดในแต่ละเวลาทำการนำขวดทดลองที่มีสารละลายผสมตะกั่วกับดินและสารละลายผสมทองแดงกับดินออกจากเครื่องเขย่าอย่างละ 3 ขวด
4. นำสารละลายผสมที่นำออกจากเครื่องเขย่ามาทำการกรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 นำสารละลายที่กรองได้ใส่ขวดพลาสติกและทำการวิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้นของสารละลายที่กรองได้โดยเครื่อง AAS
5. นำปริมาณความเข้มข้นที่วัดได้มาทำการสร้างกราฟเทียบกับเวลาที่เปลี่ยนไป เพื่อหาเวลาการดูดซับตะกั่วของดินเข้าสู่สมดุล

จากการทดลองจลพลศาสตร์พบว่าจะต้องทำการทดลองดูดซับของทองแดงและตะกั่วที่ 1 และ 2 วันตามลำดับเพื่อการดูดซับของโลหะหนักดังกล่าวเข้าสู่สภาวะสมดุล ดังแสดงในรูปที่ 6.27 และ 6.28



รูปที่ 6.27 แสดงการดูดซับของทองแดง (Cu) ในการทดลองจลพลศาสตร์ในช่วง 3 วัน



รูปที่ 6.28 แสดงการดูดซับของตะกั่ว (Pb) ในการทดลองจลพลศาสตร์ในช่วง 3 วัน

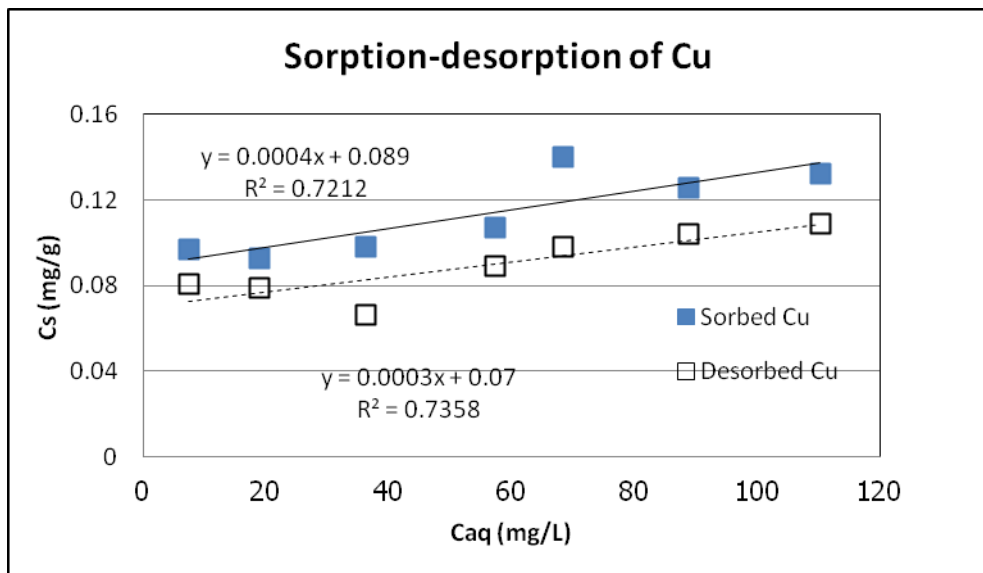
6.4.2 การทดลองการดูดซับและการคายตัวของโลหะหนักในการทดลองแบบแบตช์

(Sorption/desorption batch experiment)

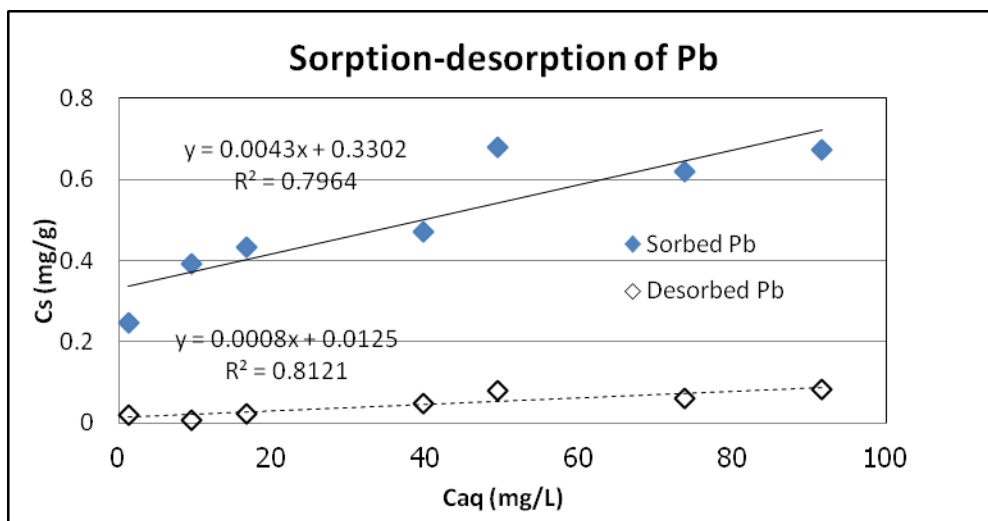
ขั้นตอนในการทดลอง

- 1) ทำการเตรียมสารละลายตะกั่วและทองแดงที่มีความเข้มข้น 15, 25, 40, 60, 80, 100 และ 120 mg/L อย่างละ 100 มิลลิลิตรและทำการปรับ pH ให้เท่ากับ 4
- 2) นำสารละลายความเข้มข้นต่างๆ ที่เตรียมไว้ใส่ขวดทดลองอย่างละ 3 หลอด หลอดละ 20 มิลลิลิตร
- 3) ทำการชั่งดิน 1 กรัมใส่ในขวดทดลองแต่ละขวด
- 4) ทำการเขย่าด้วยเครื่องเขย่าเป็นเวลา 2 วันเพื่อให้เกิดสภาวะที่สมดุลของการดูดซับ
- 5) เมื่อครบกำหนดเวลานำสารละลายผสมที่นำออกจากเครื่องเขย่ามาทำการกรองด้วยกระดาษกรองเบอร์ 42 นำสารละลายที่กรองได้ใส่ขวดพลาสติกและทำการวิเคราะห์หาปริมาณความเข้มข้น ของสารละลายที่กรองได้โดยเครื่อง AAS
- 6) นำปริมาณความเข้มข้นที่วัดได้มาทำการสร้างกราฟหาความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลาย (C_{aq}) กับความเข้มข้นของสารละลายที่ดินดูดซับได้ (C_s)

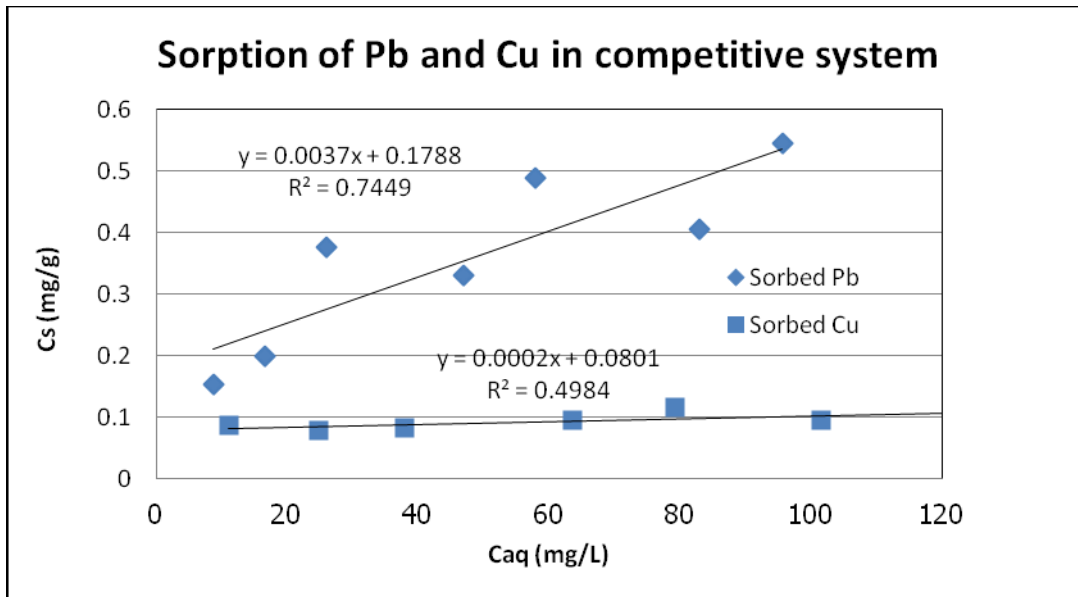
ผลการทดลองการดูดซับและการคายตัวของทองแดงและตะกั่วในระบบแบบเดี่ยว (Single metal systems) แสดงในรูปที่ 6.29 - 6.30 ตามลำดับ จากผลการศึกษาข้างต้นพบว่าในระบบแบบเดี่ยวและแบบแข่งขัน ทำให้สมบัติในการดูดซับและคายตัวของโลหะหนักทั้งสองชนิดแตกต่างจากเดิมโดยใช้ค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับ (sorption coefficient) ซึ่งได้อธิบายโดยสมการเชิงเส้นแสดงในรูปที่ 6.31-6.34



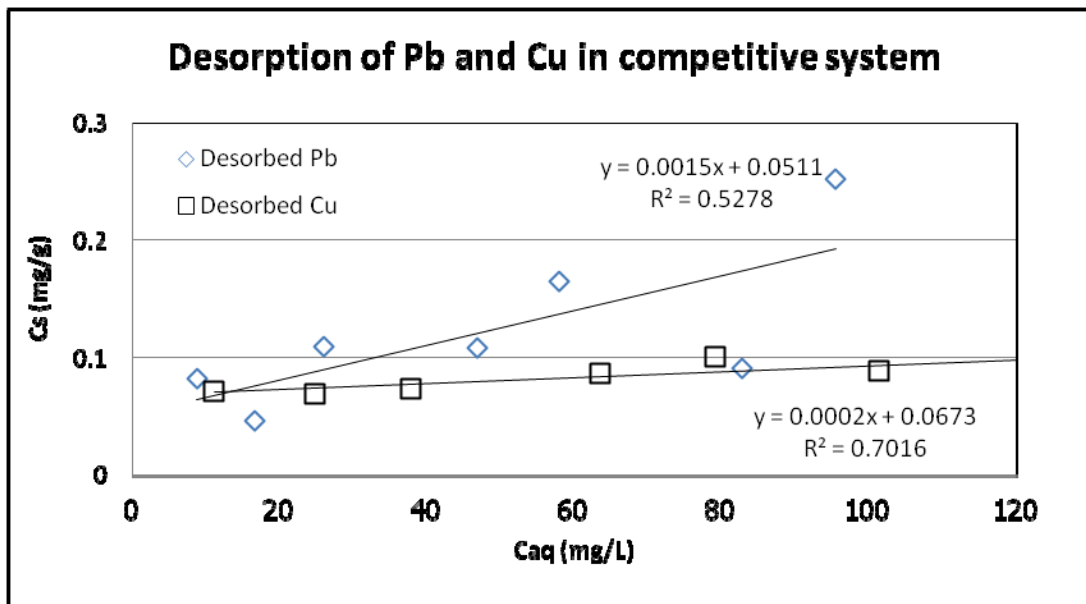
รูปที่ 6.29 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Cu



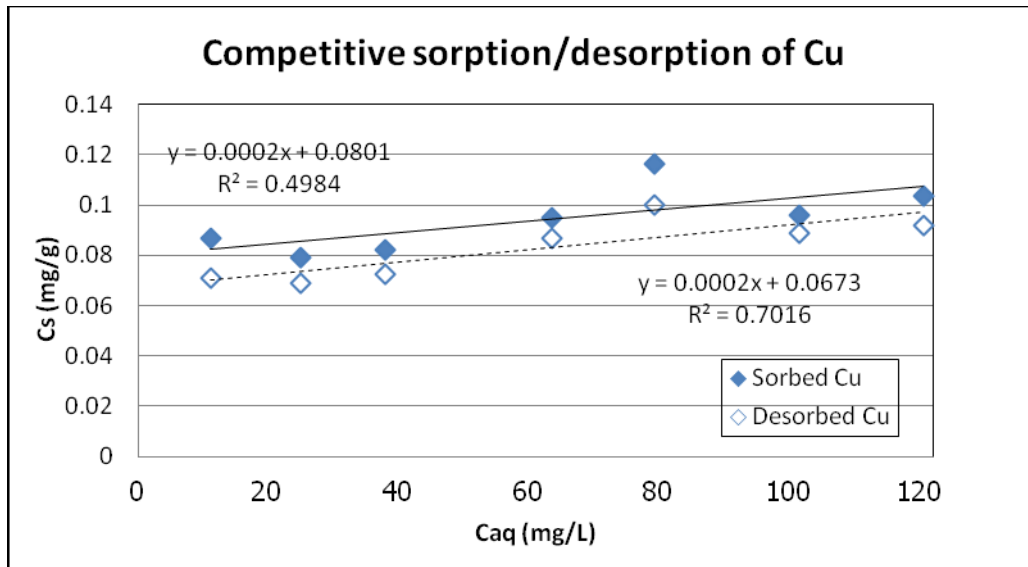
รูปที่ 6.30 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Pb



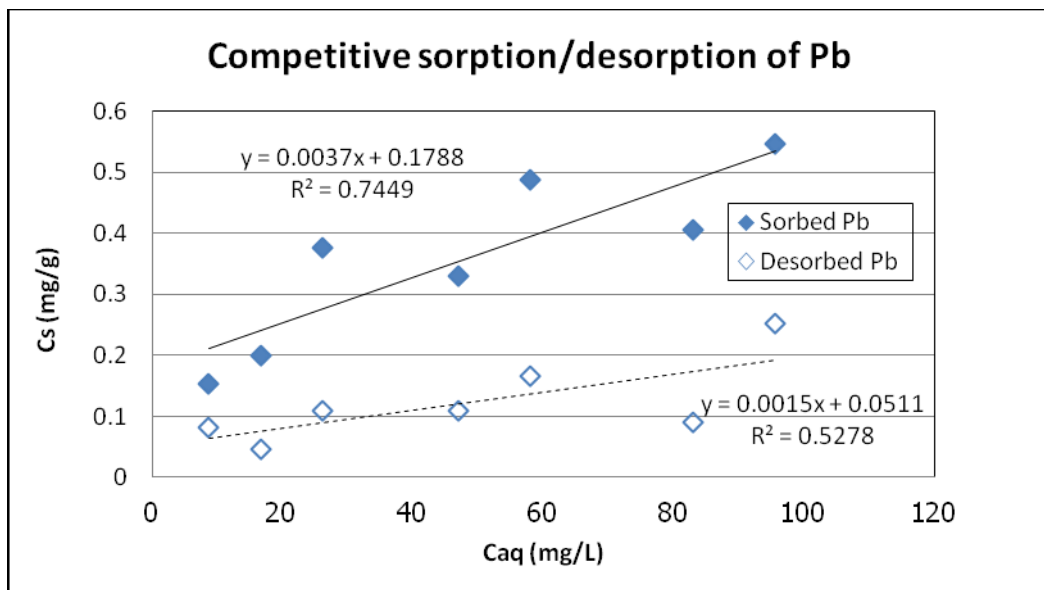
รูปที่ 6.31 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับของ Cu และ Pb ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive sorption system)



รูปที่ 6.32 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นของ Cu และ Pb ที่คายตัวในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)



รูปที่ 6.33 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Cu (sorption- desorption) ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)



รูปที่ 6.34 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของสารละลายและความเข้มข้นที่ดูดซับและคายตัวของ Pb (sorption- desorption) ในระบบที่มีการแข่งขัน (Competitive desorption system)

6.5 การจำลองการไหลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักโดยใช้แบบจำลอง HYDRUS-1D

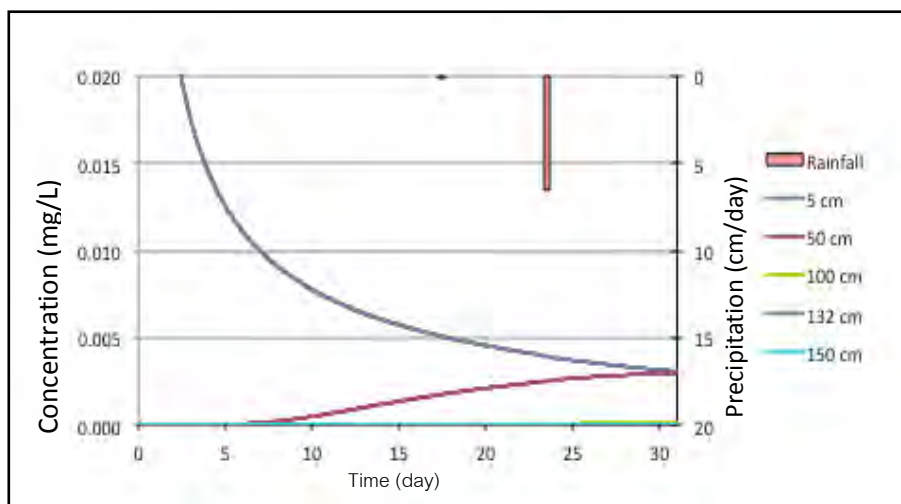
จากการนำค่าตัวแปรที่ได้จากการทดลองไปสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์โดยโปรแกรม HYDRUS-1D ในการสร้างแบบจำลองครั้งนี้ได้กำหนดค่าปริมาณตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) เริ่มต้นเท่ากับ 0.342 และ 0.476 mg/L ตามลำดับ ซึ่งโดยค่าเริ่มต้นเป็นค่าเฉลี่ยตามปริมาณการใช้อยู่ที่มีโอกาสชะออกมาในพื้นที่เพาะปลูกในหนึ่งปี และได้มีการนำข้อมูลฝนและอัตราการระเหยของน้ำในพื้นที่มาใช้ในการแบบจำลอง ซึ่งในการสร้างแบบจำลองครั้งนี้ได้มีการใช้ข้อมูลฝน 3 ช่วงเวลาคือ เดือนมีนาคมซึ่งเป็นเดือนที่มีปริมาณฝนน้อยที่สุด ปี 2553 เดือนกรกฎาคมซึ่งเป็นเดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดในปี 2553

ผลจากการจำลองพบว่าที่ระดับน้ำบาดาลเฉลี่ย (132 เซนติเมตร) จากผิวดินในเดือนกรกฎาคม ซึ่งเป็นเดือนที่มีปริมาณฝนตกมากที่สุดในรอบปีพบว่าตะกั่วมีความเข้มข้น 2.04×10^{-5} mg/L และทองแดงมีความเข้มข้น 2.27×10^{-3} mg/L ในกรณีพิจารณาแบบเดี่ยว สำหรับรายละเอียดผลการจำลองเบื้องต้นแสดงในรูปที่ 6.35 – 6.38 ดังนี้

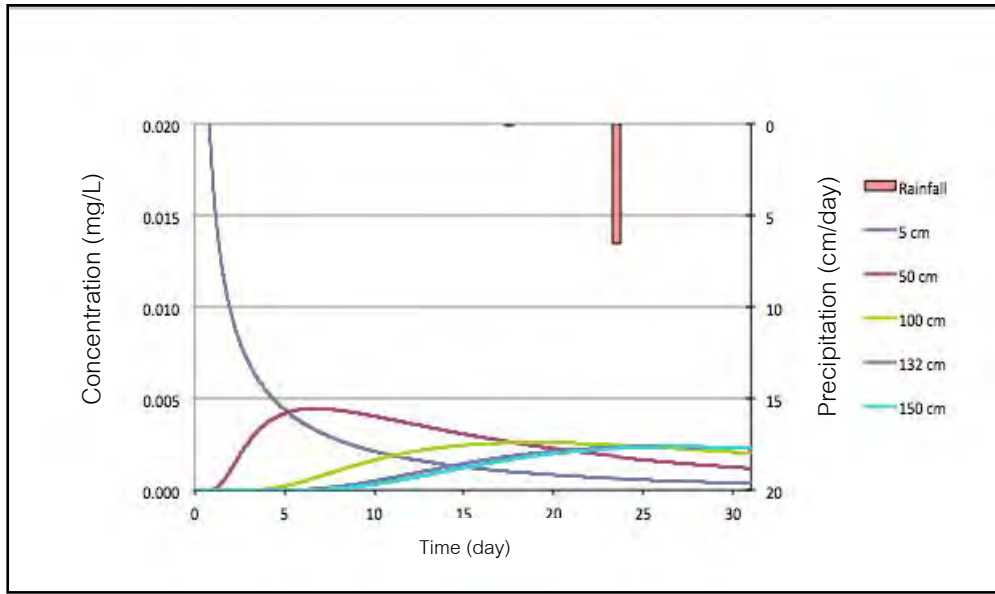
6.5.1 ผลการจำลองในเดือนมีนาคม

กรณีที่ 1 ระบบโลหะหนักแบบเดี่ยว (Single sorption system)

ผลจากการจำลองแสดงในรูปที่ 6.35-6.36 เป็นความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณตะกั่วและทองแดงที่เปลี่ยนแปลงตามเวลาในเดือนมีนาคมที่ระดับความลึกต่างๆ ในระบบของโลหะหนักแบบเดี่ยว (Single sorption system)



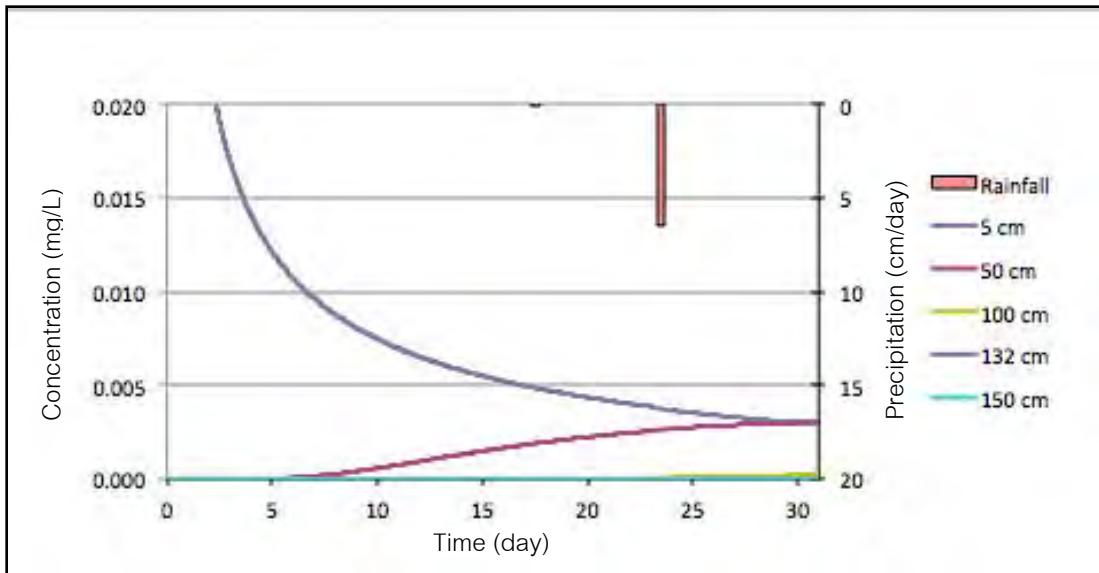
รูปที่ 6.32 แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบเดี่ยว



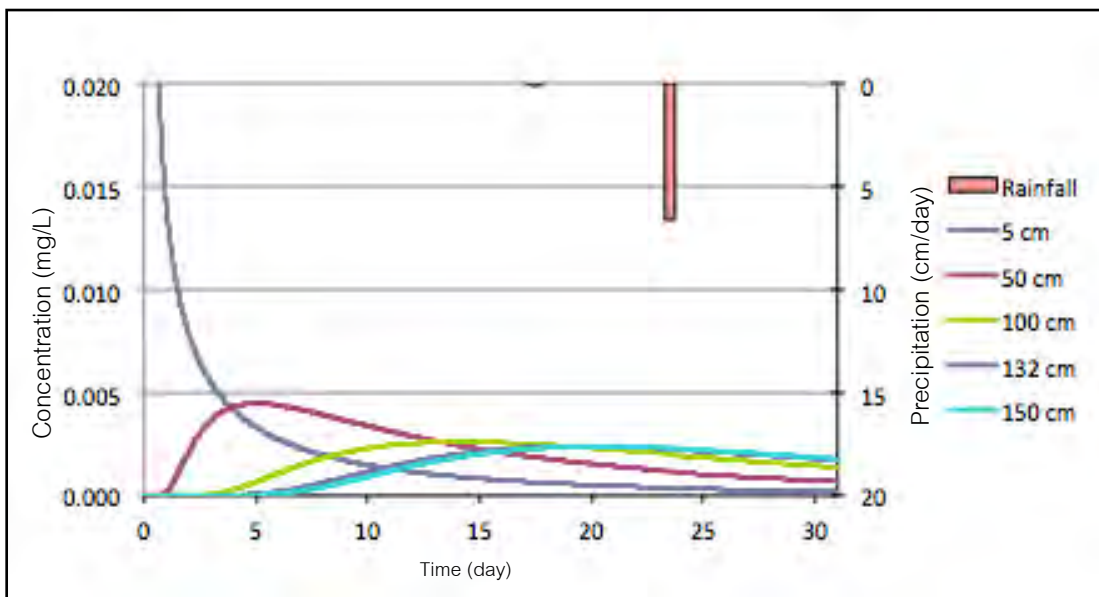
รูปที่ 6.33 แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบเดี่ยว

กรณีที่ 2 ระบบโลหะหนักแบบแข่งขัน (Competitive metal system)

ผลจากการจำลองแสดงในรูปที่ 6.37-6.38 เป็นความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณตะกั่วและทองแดงที่เปลี่ยนแปลงตามเวลาในเดือนมีนาคมที่ระดับความลึกต่างๆ ในระบบของโลหะหนักแบบแข่งขัน (competitive sorption system)



รูปที่ 6.37 แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบแข่งขัน

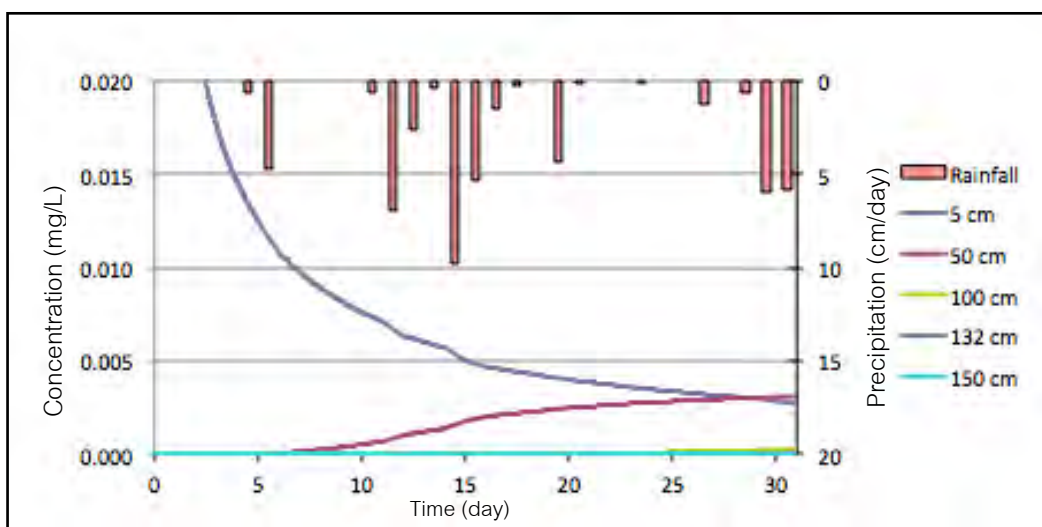


รูปที่ 6.38 แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนมีนาคมในระบบแบบแข่งขัน

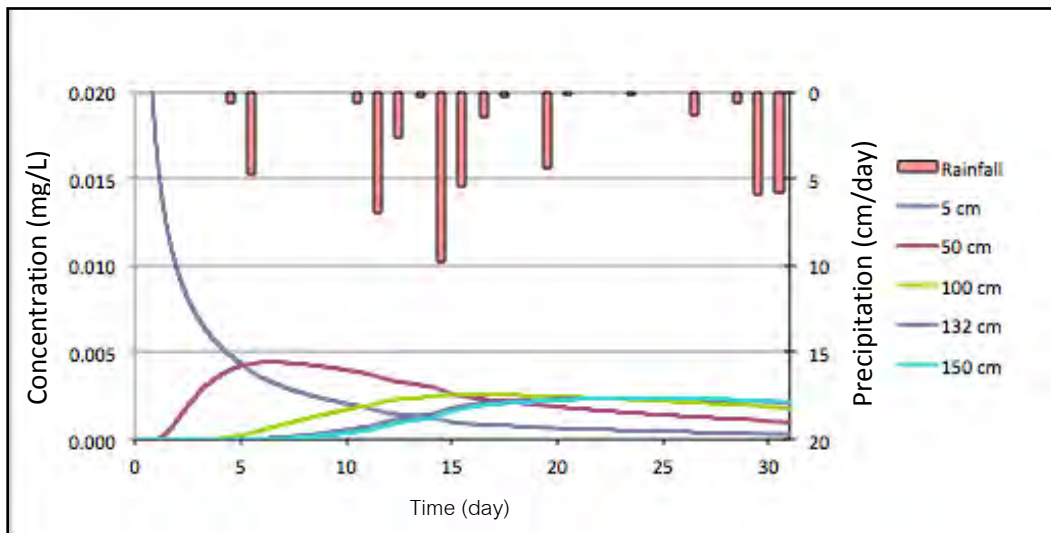
6.5.2 ผลการจำลองในเดือนกรกฎาคม

กรณีที่ 1 ระบบโลหะหนักแบบเดี่ยว (Single sorption system)

ผลจากการจำลองแสดงในรูปที่ 6.39-6.40 เป็นความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณตะกั่วและทองแดงที่เปลี่ยนแปลงตามเวลาในเดือนมีนาคมที่ระดับความลึกต่างๆ ในระบบของโลหะหนักแบบเดี่ยว (Single sorption system)



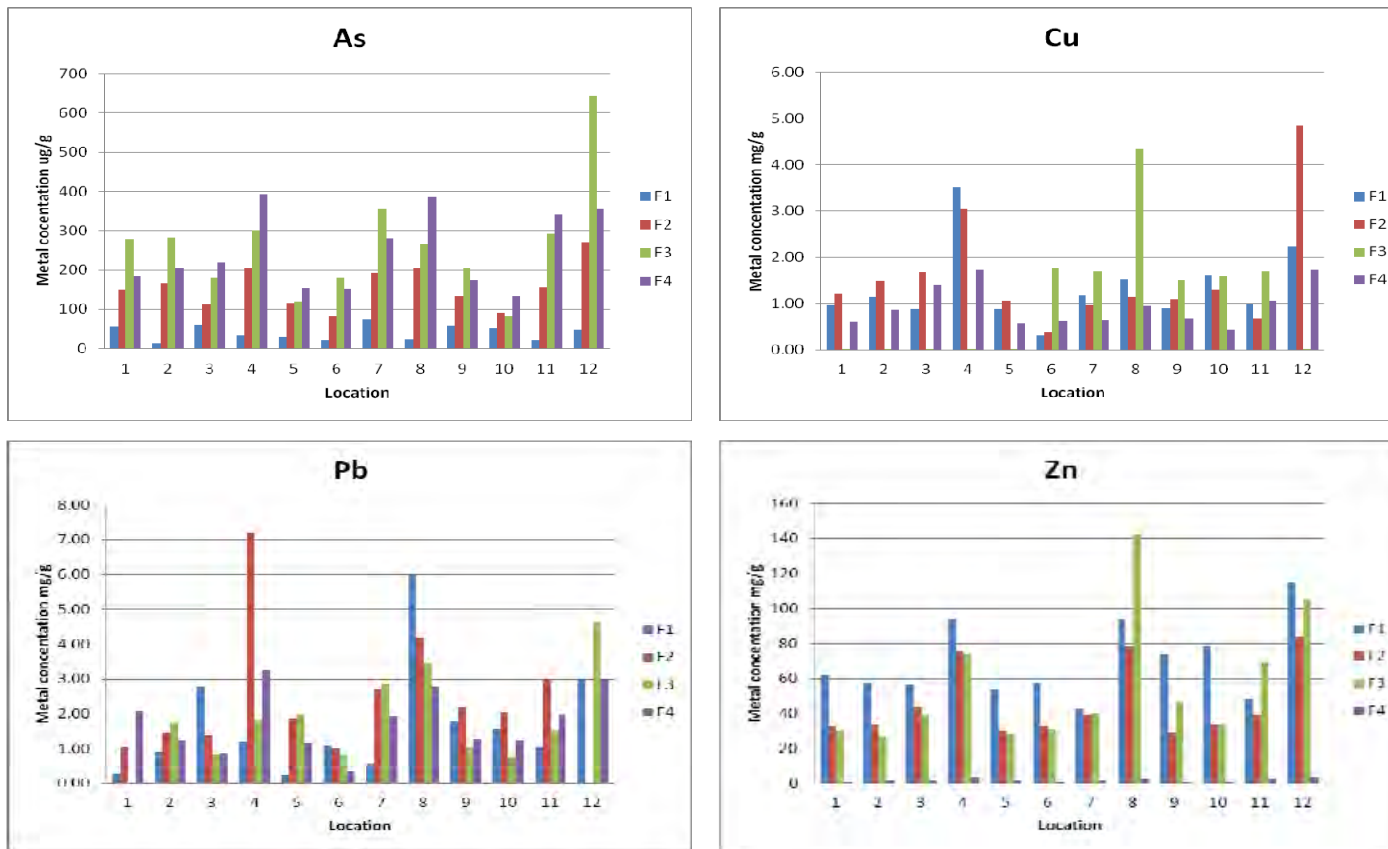
รูปที่ 6.39 แสดงปริมาณตะกั่วที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนกรกฎาคมในระบบแบบเดี่ยว



รูปที่ 6.40 แสดงปริมาณทองแดงที่ระดับความลึกต่างๆ ในเดือนกรกฎาคมในระบบแบบเดี่ยว

6.6 ผลการทดลองการสกัดอย่างต่อเนื่อง (BCR sequential extraction)

ผลการทดลองการสกัดอย่างต่อเนื่อง (BCR sequential extraction) ของดินทั้ง 12 ตำแหน่งแสดงในตารางที่ 6.2 และรูปที่ 6.41 และพิจารณาเป็นเปอร์เซ็นต์ของแต่ละสัดส่วนในรูปที่ 6.42



รูปที่ 6.41 ปริมาณโลหะหนักในสัดส่วนต่างๆ ของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง

ปริมาณโลหะหนักที่ตรวจวิเคราะห์ในดินในพื้นที่หัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานีแสดงในรูปที่ 6.41 และตารางที่ 6.2 พบว่าโลหะหนักที่พบใน exchangeable fraction (F1) สูงสุดคือ สังกะสี มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 69.47 mg/g และมีค่าอยู่ในช่วง 48.58 – 114.50 mg/g และพบรองลงมาใน reducible fraction (F2) เท่ากับ 45.97 mg/g อยู่ในช่วง 29.64 – 84.00 mg/g ปริมาณโลหะสังกะสีทั้งหมด (F1+F2+F3+F4) ที่ตรวจพบมากที่สุดที่ตำแหน่งที่ 8 มีค่าเท่ากับ 317.08 mg/g และโลหะที่ตรวจพบน้อยที่สุดใน exchangeable fraction (F1) คือ สารหนูมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 41.60 µg/g และมีค่าอยู่ในช่วง 13.18-74.73 µg/g ปริมาณสารหนูที่ตรวจพบมากที่สุดที่ตำแหน่งที่ 12 มีค่าเท่ากับ 1,308.6 µg/g

ตารางที่ 6.2 ปริมาณโลหะหนัก As, Cu, Pb and Zn ในสัดส่วนต่างๆ ของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง (หน่วย mg/g, mean±SD)

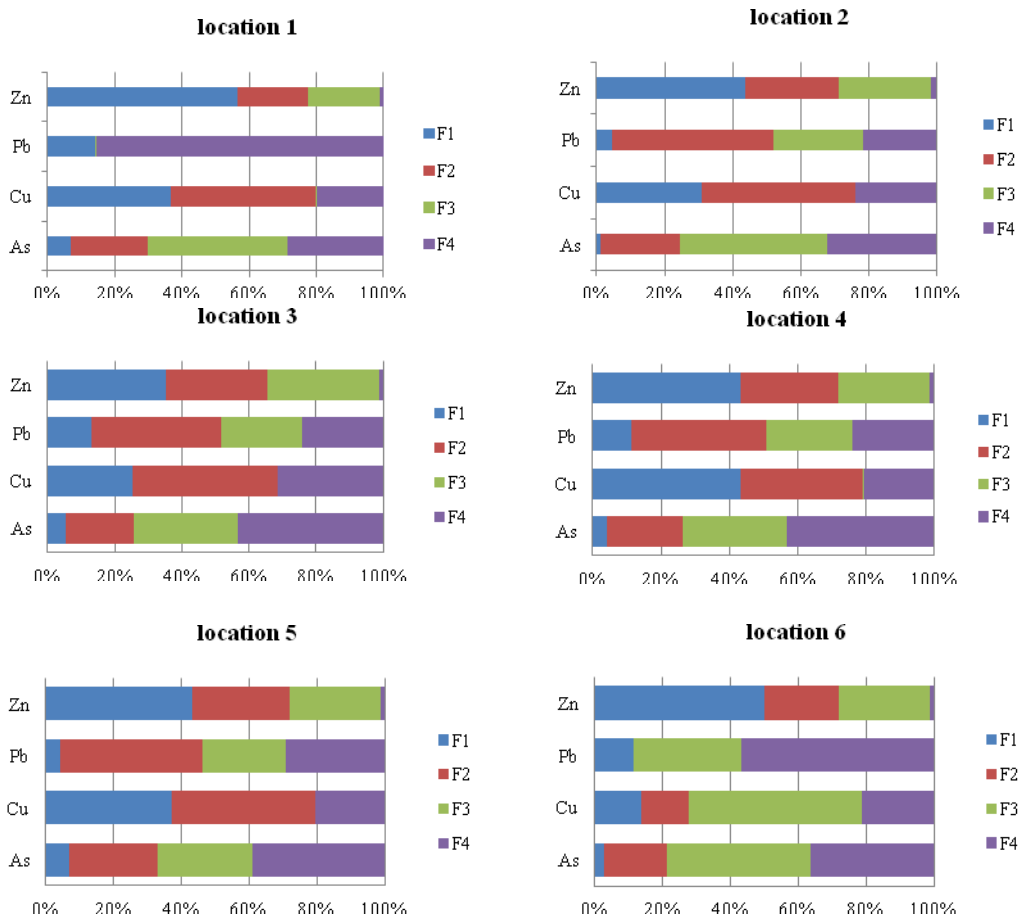
Site 1-12	Exchangeable fraction	reducible fraction	oxidisable fraction	residual fraction
As	41.60(19.05)*	156.82(63.38)*	265.65(156.57)*	248.53(105.28)*
Cu	1.35(0.91)	1.58(1.30)	1.05(0.85)	0.94(0.52)
Pb	1.71(0.95)	2.34(1.88)	1.79(1.28)	1.84(0.90)
Zn	69.47(28.19)	45.97(21.85)	55.37(27.13)	1.88(0.88)

*(หน่วย µg/g)

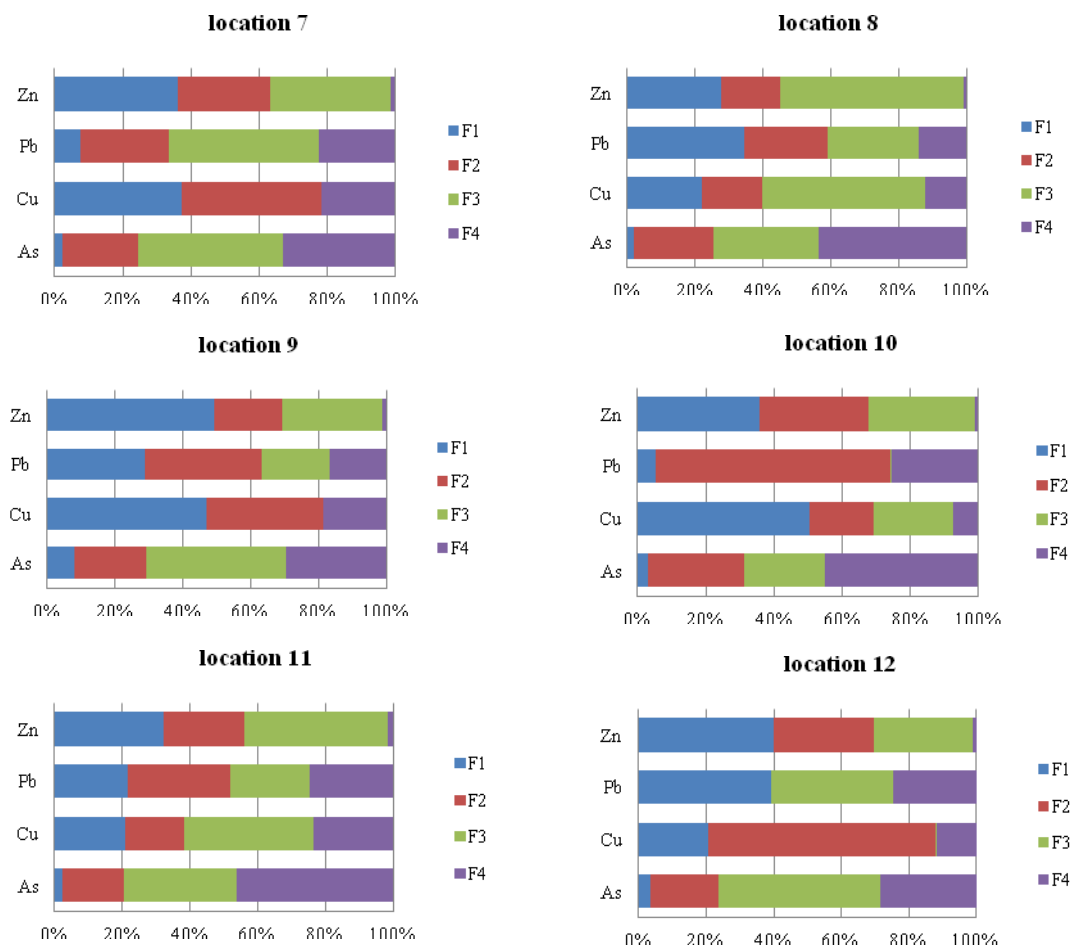
นอกจากนี้หากพิจารณาเป็นเปอร์เซ็นต์ของปริมาณโลหะหนักที่ตรวจวิเคราะห์ในดินในพื้นที่หัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานีแสดงในรูปที่ 6.42 และตารางที่ 6.3 พบว่าโลหะหนักที่พบใน exchangeable fraction เรียงจากสูงสุดไปต่ำสุดดังนี้ Zn (40.23%) > Cu (27.41%) > Pb (22.50%) > As (5.84%) และโลหะหนักที่ตรวจพบใน reducible fraction เรียงจากสูงสุดไปต่ำสุดดังนี้ Cu (32.06%) > Pb (30.84%) > Zn (26.62%) > As (22.01%) และพิจารณาผลรวมระหว่าง exchangeable fraction และ reducible fraction ซึ่งสามารถประเมินโอกาสที่โลหะหนักจะปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมได้ง่าย (mobilizable and bioavailable forms) มีค่าเรียงลำดับจากมากไปน้อยได้ดังนี้ Zn (66.85%) > Cu (59.47%) > Pb (53.34%) > As (27.85%) (รูปที่ 6.43) ดังนั้นสังกะสีมีโอกาสในการถูกชะละลายลงสู่ดินและชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นได้ง่ายกว่าโลหะหนักชนิดอื่นๆ

ตารางที่ 6.3 เปอร์เซนต์ของค่าเฉลี่ยและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐานของโลหะหนักแต่ละชนิดของดินทั้ง 12 ตำแหน่ง

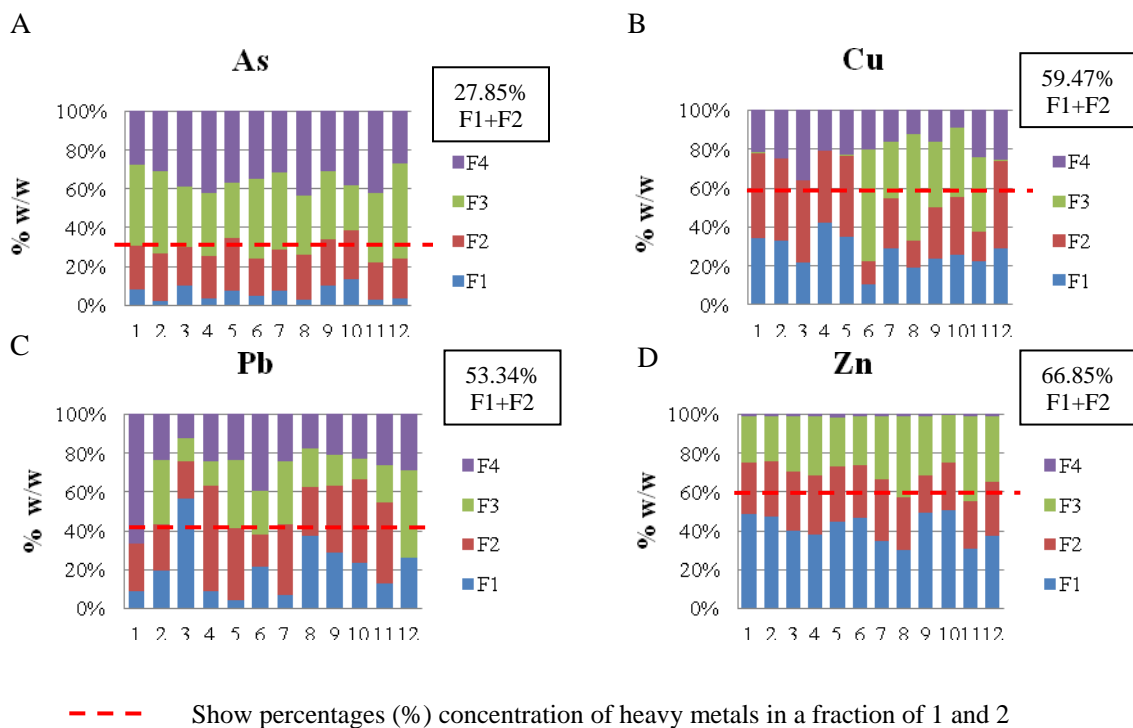
Site 1-12	Exchangeable, F1	Reducible, F2	Oxidizable, F3	Residual, F4
As	5.84± (2.74)	22.01± (7.70)	37.28± (20.13)	34.88± (13.62)
Cu	27.41± (16.90)	32.06± (24.79)	21.43± (26.86)	19.10± (9.19)
Pb	22.50± (21.26)	30.84± (24.63)	23.52± (17.17)	23.14± (11.89)
Zn	40.23± (12.64)	26.62± (11.93)	32.06± (20.88)	1.09± (0.45)



รูปที่ 6.42 สัดส่วนของทองแดง ตะกั่ว สารหนูและสังกะสีในดิน 12 ตำแหน่ง



รูปที่ 6.42 (ต่อ) สัดส่วนของทองแดง ตะกั่ว สารหนูและสังกะสีในดิน 12 ตำแหน่ง



รูปที่ 6.43 สัดส่วนของ F1 และ F2 ของทองแดง ตะกั่ว สารหนูและสังกะสีในดิน 12 ตำแหน่ง

จากการศึกษาของ Filgueiras et al. (2002) พบว่าโลหะที่อยู่ใน fraction 1 ค่อนข้างมากจะมีโอกาสในการชะละลายหลุดออกมาได้ง่ายโดยกระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน (ion-exchange mechanism) ปริมาณทองแดงและสังกะสี โดยผลรวมที่ตรวจพบมากกว่า 50 % โดยพบอยู่บริเวณพื้นที่ตอนกลาง นอกจากนี้ปริมาณทองแดงที่ตรวจพบใน exchangeable fraction มากที่สุดที่ตำแหน่งที่ 4 มีค่าประมาณ 42.39% และสังกะสีพบใน exchangeable fraction มากที่สุดที่ตำแหน่งที่ 10 มีค่าประมาณ 53.56% (รูปที่ 6.43)

6.7 ศักยภาพในการเคลื่อนตัวของโลหะหนัก (Mobility potential of heavy metals)

ดังที่กล่าวมาแล้วว่าศักยภาพในการเคลื่อนตัวของโลหะหนักหรือในทางตรงข้ามคือโลหะที่ถูกหน่วงไว้ในดินขึ้นอยู่กับรูปแบบหรือชนิดของพันธะ (binding forms) ของโลหะหนักชนิดนั้นๆ กับดิน ผลการเปรียบเทียบรูปแบบสัดส่วนของโลหะหนักแต่ละชนิดแสดงในตารางที่ 6.4 พบว่าสังกะสี (Zn) จะถูกชะละลายออกมาได้ง่ายใน fraction 1 (exchangeable form) และทองแดง (Cu) จะถูกสกัดหลุดออกมาใน fraction 2 (reducible form) มากที่สุด ดังนั้นอาจจะกล่าวได้ว่าสังกะสี (Zn) และทองแดง (Cu) จะมีโอกาสถูกชะออกมาในสิ่งแวดล้อมมากที่สุด นอกจากนี้โลหะหนักที่อยู่ใน oxidisable form และ residual form ในสัดส่วนที่สูงจะมีโอกาสหลุดออกมาในสิ่งแวดล้อมน้อยลง และส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมน้อยลงเช่นกัน ซึ่งในการศึกษานี้ได้แก่สารหนู (As) โดยทั่วไปในส่วนของ residual form จะถูกพิจารณาว่าไม่มีการหลุดออกมาในสิ่งแวดล้อม (non-mobile fraction)

ตารางที่ 6.4 ศักยภาพการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในพื้นที่ศึกษา

Step	Condition	Mobility
1	Exchangeable fraction	Zn > Cu > Pb > As
2	Reducible fraction	Cu > Pb > Zn > As
3	Oxidizable fraction	As > Zn > Pb > Cu
4	Residual fraction	As > Pb > Cu > Zn

บทที่ 7

ผลการจำลองการไหลและเคลื่อนตัวของโลหะหนัก

7.1 การสร้างแบบจำลองเชิงแนวความคิด (conceptual model)

การสร้างแบบจำลองแนวความคิดเป็นการรวบรวมข้อมูลด้านอุทกธรณีวิทยาร่วมกับข้อมูลด้านสิ่งแวดล้อมอื่นๆ เช่น ข้อมูลระดับน้ำใต้ดิน ลักษณะของชั้นน้ำ ลักษณะภูมิประเทศ การใช้ประโยชน์ที่ดิน ปริมาณน้ำฝน ค่าการระเหย และค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของโลหะหนักในดินที่ถูกตรวจพบโดยใช้ข้อมูลเหล่านี้สร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักตามรายละเอียดดังต่อไปนี้

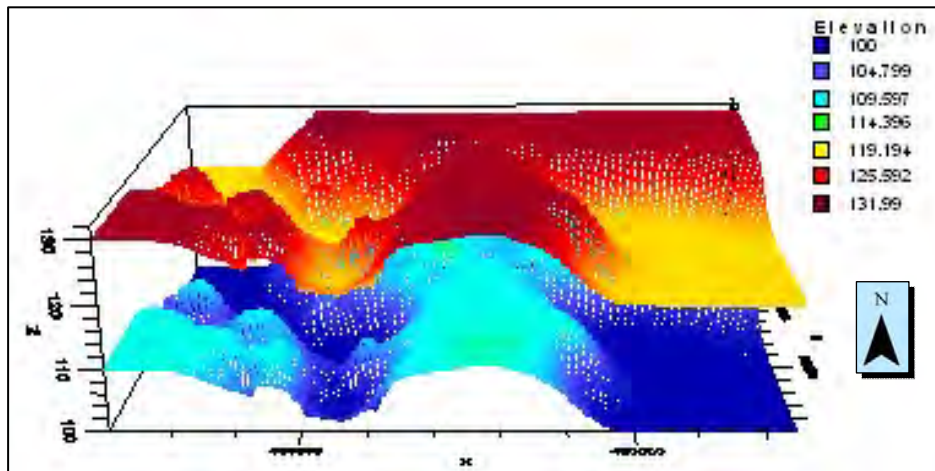
7.1.1 ใช้โปรแกรม HYDRUS 1D เพื่อจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) ในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone) เพื่อหาความเข้มข้น ณ ตำแหน่งด้านล่างสุดของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ โดยข้อมูลนำเข้าในการสร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำดังแสดง [ตารางที่ 7.1](#) กำหนดให้เวลาที่โลหะหนักเคลื่อนตัวผ่านชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำเป็น 25 ปี โดยสร้างแบบจำลองทุกความหนาของชั้นน้ำในพื้นที่ศึกษา

ตารางที่ 7.1 ค่านำเข้าในการจำลองการไหลของน้ำและการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในโปรแกรม HYDRUS 1D

Input parameter	Value	Reference
ความเข้มข้นเริ่มต้น [mg/L]	Pb =1.73 Cu =1.85	วงศาสฤกษณ์ (2552)
Adsorption isotherm coefficient, k_d [L/g]	Pb =0.226 Cu =0.069	ปัทมา (2553)
Bulk density [g/cm ³]	1.64	ปัทมา (2553)
สัมประสิทธิ์การซึมผ่าน [cm/day]	7.625	ปัทมา (2553)
Residual soil water content, Q_r [-]	0.16	ปัทมา (2553)
Saturated soil water content, Q_s [-]	0.36	ธนัท (2554)
Parameter α in the soil water retention function [m ⁻¹]	0.007	ธนัท (2554)
Parameter n in the soil water retention function	2.19	ธนัท (2554)
Tortuosity parameter in the conductivity function [-]	0.5	ปัทมา (2553)
Freundlich exponent	1	ปัทมา (2553)

7.1.2 การสร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำ (Saturated zone) ใช้โปรแกรมสำเร็จรูป Visual MODFLOW 4.2 ซึ่งในชุดของโปรแกรมจะประกอบด้วย โมดูล MODFLOW 2000 และ MT3DMS ซึ่งเป็นการพัฒนาของ Waterloo Hydrologic Inc. สร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนัก ด้วยโปรแกรม Visual MODFLOW ตามค่าความเข้มข้นที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 25, 50, 75 และ 99 (P_{25} , P_{50} , P_{75} และ P_{99}) ที่ได้จากผลการจำลองด้วยโปรแกรม HYDRUS-1D และค่าความเข้มข้นเริ่มต้นที่ค่าดังกล่าว สำหรับรายละเอียดของแบบจำลองได้ดังนี้

- 1.ขอบเขตที่มีระดับน้ำคงที่ (constant-head boundary) กำหนดให้แกวล่างสุดของพื้นที่ โดยกำหนดที่ค่าระดับน้ำคงที่ 120 เมตร
- 2.ขอบเขตที่มีระดับน้ำไม่คงที่ (general-head) กำหนดให้แกวบนสุดของพื้นที่ให้มีระดับน้ำประมาณ 130 เมตร
- 3.ขนาดของกริดในแบบจำลองในชั้นอิมิตัวด้วยน้ำนี้กำหนดตามแนวแกน X แบ่งเป็น 168 แถว มีระยะทาง 23.1 กิโลเมตร แกน Y มีระยะทาง 15.4 กิโลเมตร แบ่งเป็น 136 คอลัมน์ แต่ละกริดมีพื้นที่ 160 ตารางเมตร คิดเป็นพื้นที่ทั้งหมด 356 ตารางกิโลเมตร ส่วนในแนวแกน Z แบ่งเป็น 1 ชั้น เนื่องจากศึกษาเฉพาะชั้นน้ำบาดาลระดับตื้นและคุณสมบัติของชั้นดินไม่มีความแตกต่างกัน
- 4.นำเข้าค่าความเข้มข้นของโลหะหนักโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) ในแต่ละกริดที่อยู่ในพื้นที่ไร่พริก



รูปที่ 7.1 พื้นผิวด้านบนแสดงลักษณะภูมิประเทศของพื้นที่ศึกษา ซึ่งมีความสูงจากระดับน้ำทะเลประมาณ 120-130 เมตร ส่วนพื้นผิวด้านล่างจำลองระดับน้ำบาดาลในพื้นที่

ตารางที่ 7.2 ค่าเริ่มต้นในการสร้างแบบจำลองการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นอิ่มตัวด้วยน้ำในแบบจำลอง visual Modflow

Input parameter	Value	Reference
Bulk density [mg/m^3]	1.64×10^9	ปัทมา (2553)
Hydraulic conductivity in X-direction, K_x [m/day]	0.6	
Hydraulic conductivity in Y-direction, K_y [m/day]	0.06	ธนัท (2554)
Hydraulic conductivity in Z-direction, K_z [m/day]	0.06	ธนัท (2554)
Specific Storage, S_s [m^{-1}]	0.00001	ธนัท (2554)
Specific Yield, S_y	0.25	ธนัท (2554)
Total Porosity	0.35	ธนัท (2554)
Recharge [mm/year]	214	ธนัท (2554)

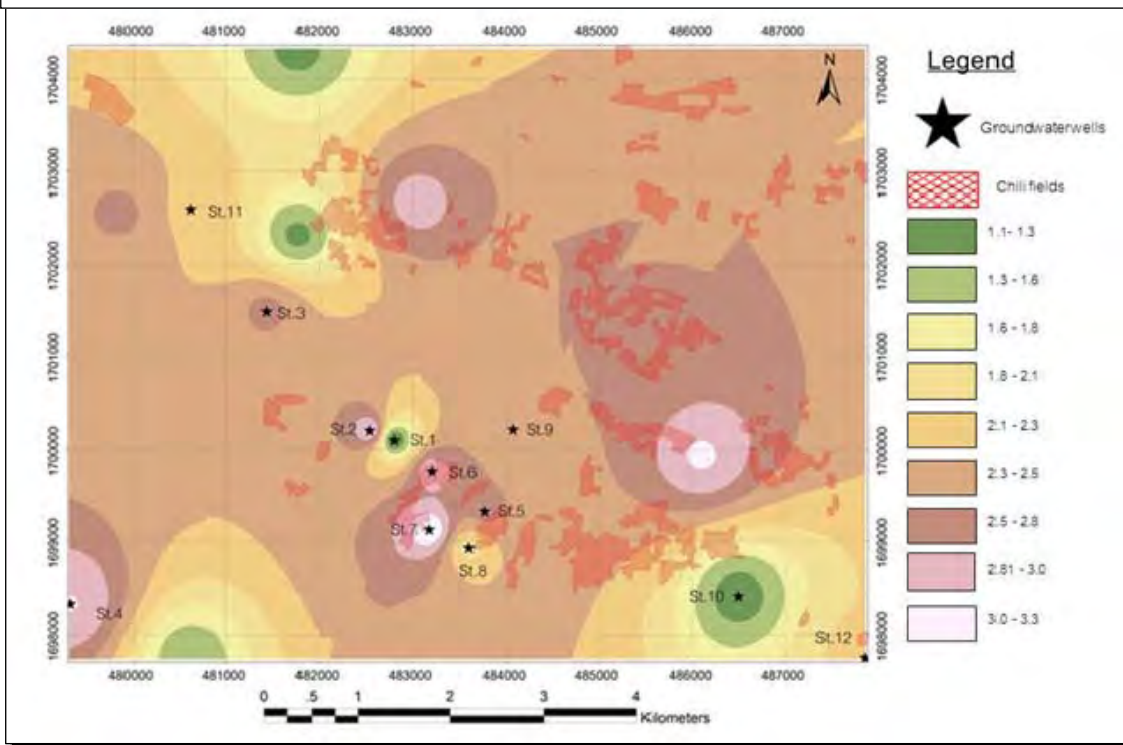
7.2 ผลจากการประเมินค่าความหนาของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ

จากการใช้เครื่องมือ IDW ใน โปรแกรม ArcGIS 9.3 สร้างแผนที่แสดงความหนาของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ (Unsaturated zone) จากข้อมูลที่ได้จากการสำรวจภาคสนามระหว่างระดับพื้นดินและระดับน้ำบาดาลจากการสำรวจภาคสนามของน้ำบาดาลทั้งหมด 12 บ่อ และทำการซ้อนทับกับพื้นที่เกษตรกรรมไร้พริกในบริเวณพื้นที่ศึกษา จากการวิเคราะห์พบว่าความหนาของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในพื้นที่ศึกษา มีค่าความหนาเฉลี่ยตั้งแต่ 1.4 – 3.3 เมตร ดังแสดงในรูปที่ 7.2

7.3 ผลการศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ

จากการใช้โปรแกรม HYDRUS-1D ศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) โดยความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) เท่ากับ 1.73 และ 1.85 mg/L ตามลำดับ ซึ่งได้จากการวัดความเข้มข้นของโลหะหนักรอบบ่อน้ำบาดาลและได้นำค่าปริมาณน้ำฝนและค่าการระเหยรายวันมาใช้ในแบบจำลองสร้างแบบจำลองทุกค่าความหนาของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในพื้นที่ศึกษาเมื่อเวลาผ่านไป 25 ปี ค่าความเข้มข้นของโลหะหนัก ณ ตำแหน่งด้านล่างสุดของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำจะมีหลายค่า ดังนั้นจึงเลือกหาค่าเปอร์เซ็นต์ไทล์ที่ 25, 50, 75 และ 99 เพื่อจะได้ครอบคลุมทุกช่วงค่าความเข้มข้น จะได้ดังตารางที่ 7.3 และ 7.4

Thickness of Unsaturated zone of Tambon Hua Rua, Amphoe Muang, Changwat Ubonratchathani



รูปที่ 7.2 แผนที่ความหนาของระดับชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำในบริเวณพื้นที่ศึกษา ต.หัวเรือ อ.เมือง จ.อุบลราชธานี
มาตราส่วน 1:10,000

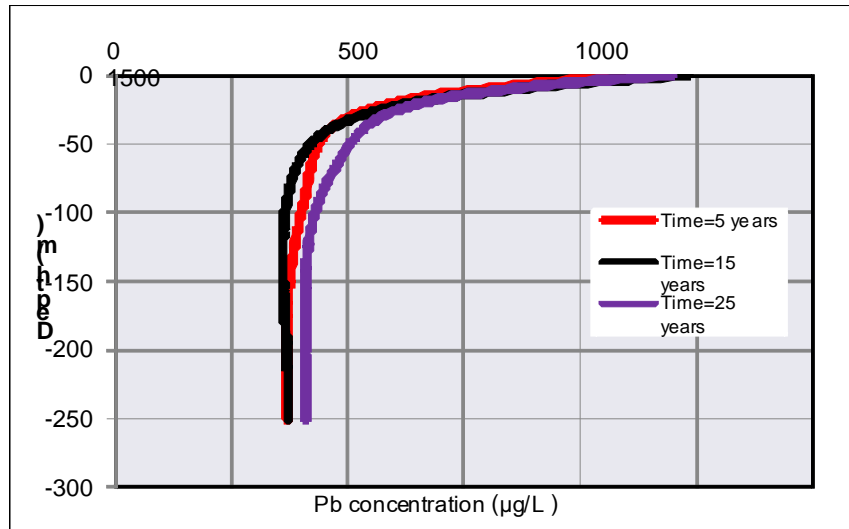
สังเกตจากข้อมูลความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) ที่เคลื่อนตัวผ่านชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำที่มีความหนาน้อยจะมีค่าความเข้มข้น ณ ตำแหน่งด้านล่างสุดของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำมากกว่าชั้นที่มีความหนามาก เนื่องจากโลหะดังกล่าวใช้เวลาในการเคลื่อนตัวลงสู่ด้านล่างน้อยกว่า ดังแสดงใน ตารางที่ 7.3 และ 7.4

ตารางที่ 7.3 แสดงค่าเปอร์เซ็นต์ไทล์ของความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) ที่ความลึกต่างๆ (หน่วย: มก.ต่อลิตร)

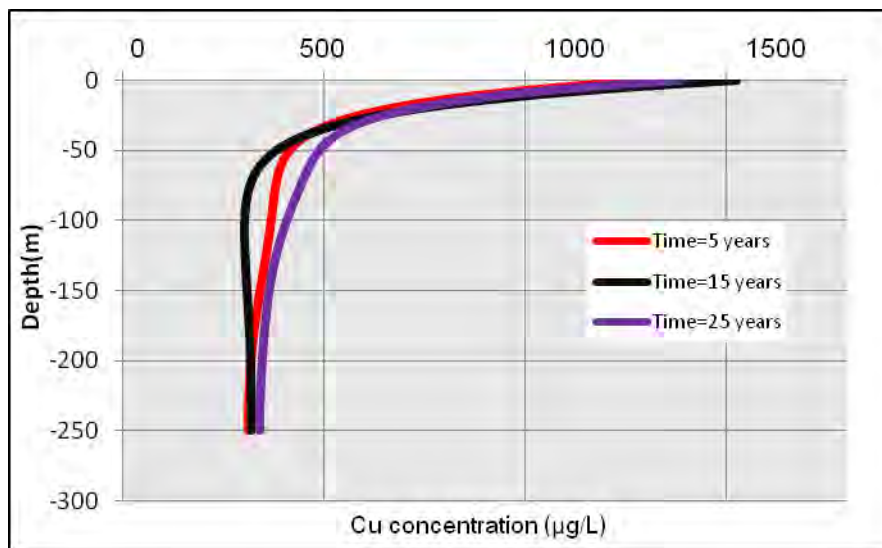
Thickness of unsaturated zone (m)	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₉
1.4	3.35	3.75	5.86	13.70
1.5	3.26	3.58	5.35	11.10
1.6	3.21	3.49	4.93	9.35
1.7	3.13	3.40	4.61	8.12
1.8	3.11	3.34	4.44	7.20
1.9	3.10	3.31	4.31	6.51
2.0	3.09	3.30	4.20	5.99
2.1	3.09	3.31	4.16	8.96
2.2	3.08	3.31	3.97	5.25
2.3	3.06	3.32	3.92	5.88
2.4	3.06	3.33	3.88	5.62
2.5	3.06	3.32	3.82	4.73
2.6	3.07	3.32	3.81	4.64
2.7	3.11	3.33	3.77	5.43
2.8	3.09	3.35	3.85	7.09
2.9	3.13	3.42	3.86	5.39
3.0	3.07	3.33	3.63	4.83
3.1	3.10	3.35	3.76	5.07
3.2	3.09	3.31	3.63	4.30
3.3	3.22	3.49	3.88	4.58

ตารางที่ 7.4 แสดงค่าเปอร์เซ็นต์ไพล์ของความเข้มข้นของทองแดง (Cu) ที่คังามลึกต่างๆ (หน่วย: มก.ต่อลิตร)

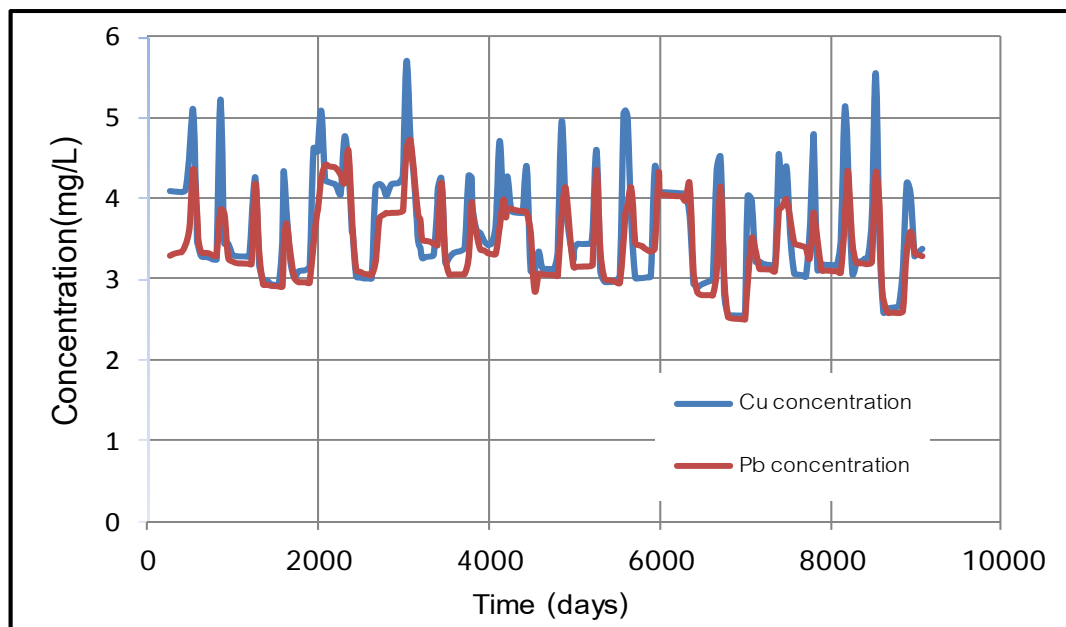
Thickness of unsaturated zone (m)	P ₂₅	P ₅₀ (mg/L)	P ₇₅ (mg/L)	P ₉₉ (mg/L)
1.4	3.40	4.34	5.80	16.60
1.5	3.28	4.09	5.31	13.10
1.6	3.23	3.88	4.99	10.90
1.7	3.20	3.73	4.72	9.31
1.8	3.19	3.61	4.57	8.39
1.9	3.18	3.52	4.44	7.70
2.0	3.16	3.47	4.30	7.20
2.1	3.14	3.44	4.34	22.40
2.2	3.12	3.43	4.18	6.44
2.3	3.10	3.39	4.14	7.09
2.4	3.11	3.43	4.14	6.43
2.5	3.11	3.35	4.09	5.71
2.6	3.11	3.43	4.08	5.54
2.7	3.13	3.34	4.07	7.19
2.8	3.17	3.43	4.11	12.30
2.9	3.18	3.53	4.19	6.65
3.0	3.18	3.37	3.96	6.34
3.1	3.19	3.40	4.07	6.93
3.2	3.20	3.35	3.92	4.94
3.3	3.33	3.76	4.23	5.41



รูปที่ 7.3 กราฟแสดงความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) ณ เวลา 5 ,10 และ 15 ปี ตามลำดับ พบว่าความเข้มข้นของทองแดงมีการลดลงตามระดับความลึกที่เพิ่มขึ้น



รูปที่ 7.4 กราฟแสดงความเข้มข้นของทองแดง (Cu) ณ เวลา 5 , 10 และ 15 ปี ตามลำดับ พบว่าความเข้มข้นของทองแดงมีการลดลงตามระดับความลึกที่เพิ่มขึ้น



รูปที่ 7.5 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของทองแดงและตะกั่ว (mg/L) กับเวลา (วัน) ที่เปลี่ยนแปลงไป ในชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ ที่ความหนา 2.5 เมตร

ผลจากการใช้โปรแกรม HYDRUS 1D เพื่อศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) เมื่อพิจารณา ณ เวลาใดเวลาหนึ่ง ค่าความเข้มข้นของโลหะหนัก บริเวณความลึกมากจะพบค่าความเข้มข้นน้อยกว่าตำแหน่งที่ตื้นกว่า สังเกตจากรูปที่ 7.3 และ 7.4 หลังจากความลึก 50 เมตร ความเข้มข้นของโลหะทั้งสองมีการลดลงอย่างมาก จากการใช้โปรแกรม HYDRUS 1D ทำการวัดความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่วและทองแดง ณ ตำแหน่งด้านล่างสุดของชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำที่มีความลึกต่างๆ พบว่าปริมาณความเข้มข้นมีการเปลี่ยนแปลงไปตามสภาพภูมิอากาศ ดังแสดงในรูปที่ 7.5 กล่าวคือ ขึ้นอยู่กับความชื้นในดินซึ่งมาจากปริมาณน้ำฝนที่ซึมลงมาผ่านชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ และค่าการระเหยรายวัน ทำให้ค่าความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่วและทองแดงมีค่าเปลี่ยนแปลงตลอดทั้ง 25 ปี ไม่ได้เพิ่มขึ้นเนื่องจากมีเวลาสะสมความเข้มข้นมากขึ้น

จากกราฟพบว่าค่าความเข้มข้นของโลหะหนักทองแดงจะมีค่ามากกว่าความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่วเสมอ สอดคล้องค่าสัมประสิทธิ์การดูดซับ (K_d) ของทองแดงที่มีค่าเท่ากับ 0.069 L/g ซึ่งน้อยกว่าของตะกั่วที่มีค่าเท่ากับ 0.226 L/g ทำให้การเคลื่อนตัวของทองแดงเคลื่อนตัวได้เร็วกว่าตะกั่วและพบการปนเปื้อนของทองแดงในน้ำบาดาลมากกว่าตะกั่ว

7.4 ผลการศึกษาการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในชั้นอึดตัวด้วยน้ำ

7.4.1 ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu)

จากการวิเคราะห์ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) โดยแบบจำลอง Visual Modflow ที่เวลา 25 ปี แล้วนำค่าความเข้มข้นของโลหะหนักแต่ละบ่อจากค่าสูงสุดไปค่าน้อยที่สุดและคำนวณหาค่าที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 25, 50, 75 และ 99 (P_{25} , P_{50} , P_{75} และ P_{99}) โดยแบ่งพิจารณาจากบ่อน้ำบาดาลที่ตั้งอยู่ในบริเวณที่มีอยู่ในไร่พริก ได้แก่ บ่อ 1, 2, 5, 6, 7, 8 และ 10 และบ่อที่อยู่นอกไร่พริก ได้แก่ บ่อ 3, 4, 9, 11 และ 12 ได้ข้อมูลดัง [ตารางที่ 7.5](#) และ [7.6](#)

[ตารางที่ 7.5](#) ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) จากบ่อที่ตั้งในพื้นที่ไร่พริก

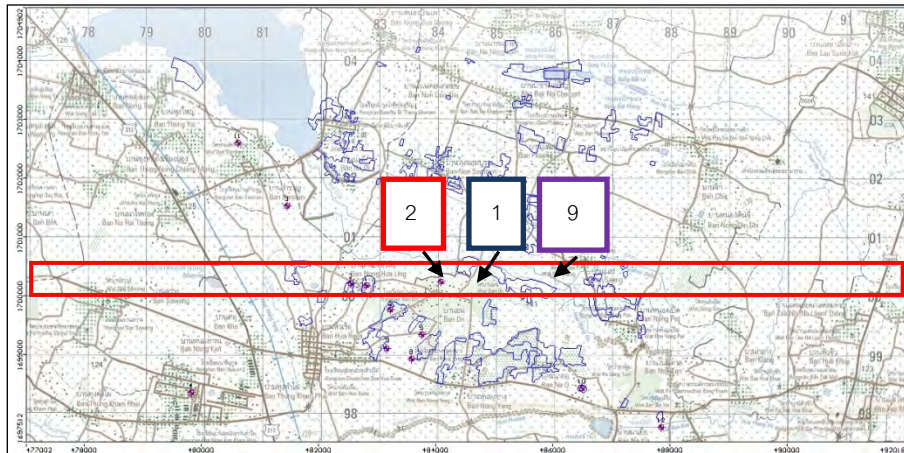
	Type of Analysis	Minimum	$P_{25}(\mu\text{g/L})$	$P_{50}(\mu\text{g/L})$	$P_{75}(\mu\text{g/L})$	$P_{99}(\mu\text{g/L})$
Pb	Initial	1.57	10.71	19.65	27.10	32.19
	Model	0.95	18.17	36.65	57.86	264.97
	Monitoring	1.41	11.43	20.80	30.80	111.00
Cu	Initial	2.55	12.33	21.88	29.85	35.29
	Model	1.05	19.57	39.35	61.88	311.49
	Monitoring	4.62	14.80	36.70	85.73	751.00

[ตารางที่ 7.6](#) ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) จากบ่อที่ตั้งนอกพื้นที่ไร่พริก

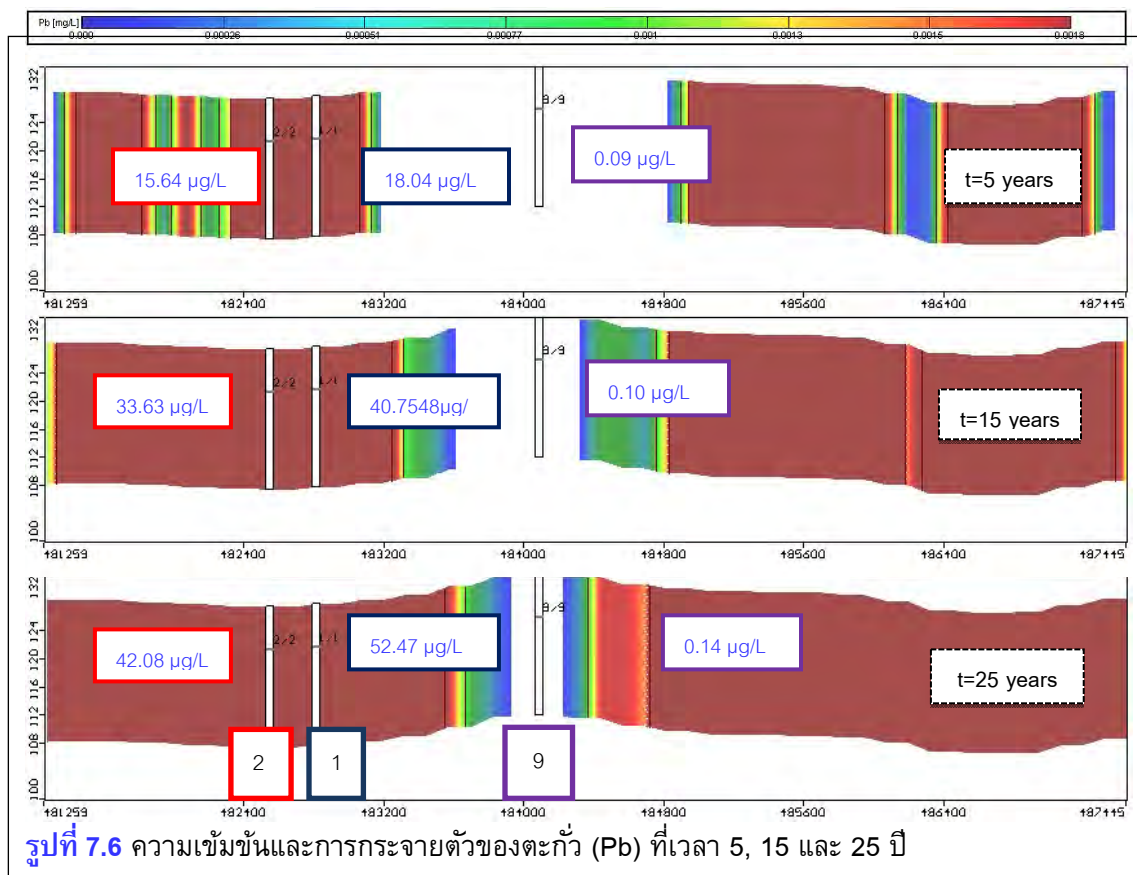
	Type of Analysis	Minimum	$P_{25}(\mu\text{g/L})$	$P_{50}(\mu\text{g/L})$	$P_{75}(\mu\text{g/L})$	$P_{99}(\mu\text{g/L})$
Pb	Initial	0.12	0.11	0.13	2.08	3.17
	Model	0.09	0.10	0.10	0.39	7.21
	Monitoring	0.65	0.80	2.11	7.11	11.80
Cu	Initial	0.98	0.98	0.98	2.63	4.26
	Model	0.94	0.97	0.98	1.27	8.47
	Monitoring	0.58	6.63	11.10	23.18	40.60

7.4.2 ความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) ณ เวลาต่างๆ

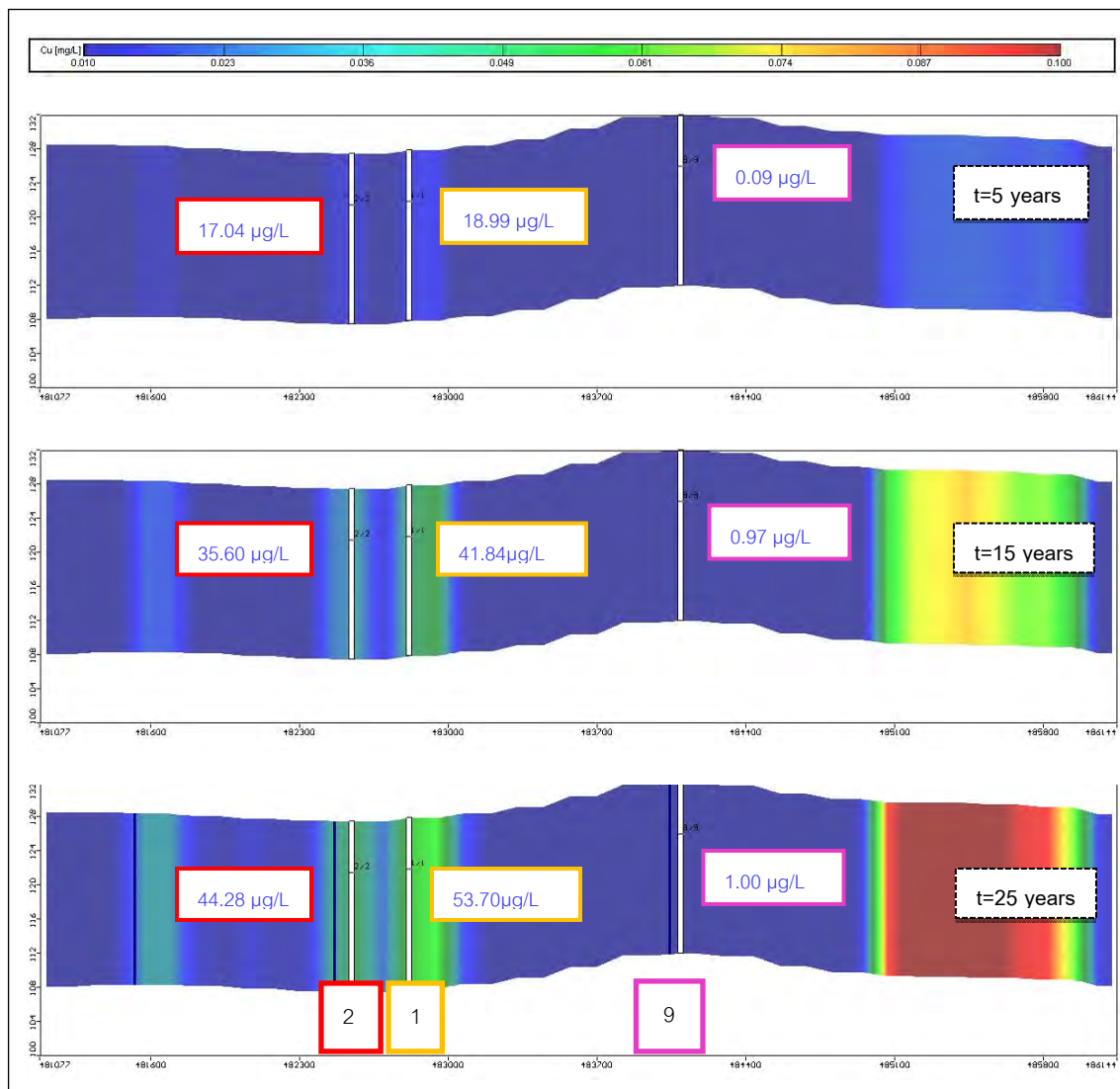
ความเข้มข้นของโลหะหนักเปลี่ยนแปลงไปตามเวลา โดยมีความเข้มข้นของโลหะหนักมีแนวโน้มกระจายตัวไกลออกจากไร่พริกมากขึ้น ดังแสดงในแบบจำลองความเข้มข้นที่เปอร์เซ็นต์ไทด์ที่ 50 (P_{50}) ของบ่อน้ำบาดาล บ่อ 1 และ 2 ตั้งอยู่ในพื้นที่ไร่พริก ส่วนบ่อน้ำบาดาลบ่อ 9 ตั้งอยู่นอกพื้นที่ไร่พริก



รูปที่ 7.5 ตำแหน่งของบ่อน้ำบาดาล บ่อที่ 1, 2 และ 9



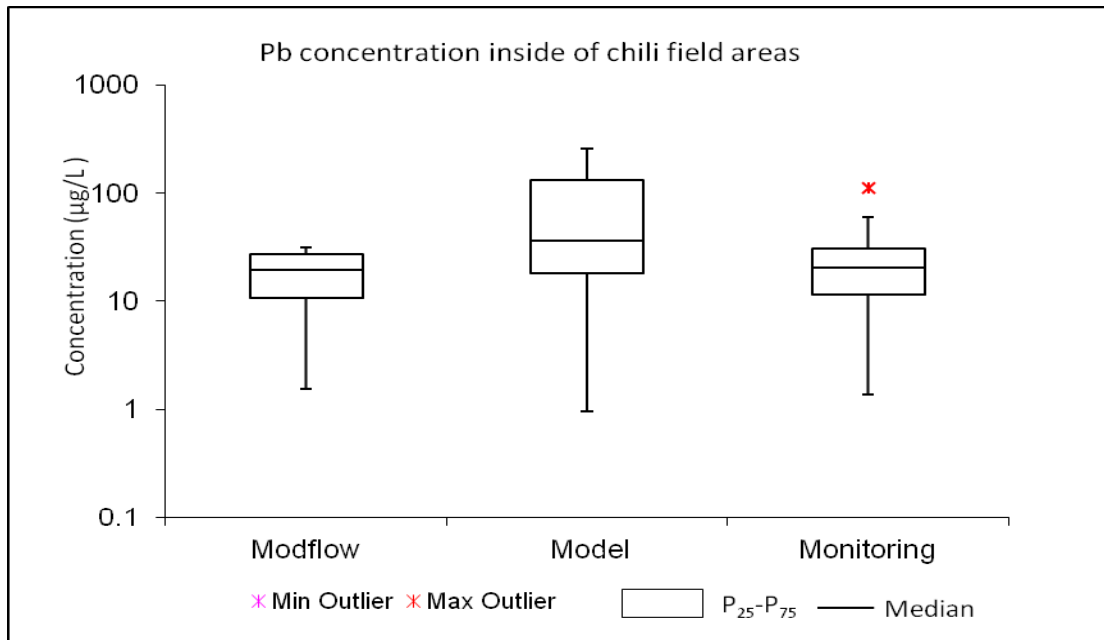
รูปที่ 7.6 ความเข้มข้นและการกระจายตัวของตะกั่ว (Pb) ที่เวลา 5, 15 และ 25 ปี



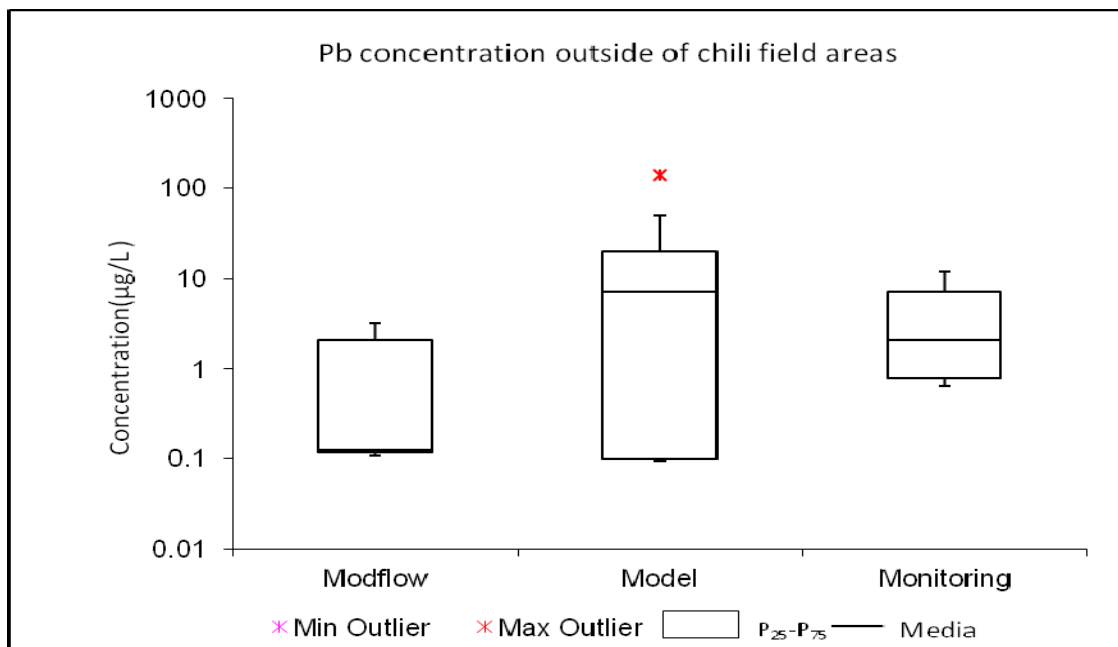
รูปที่ 7.7 ความเข้มข้นและการกระจายตัวของทองแดง (Cu) ที่เวลา 5,15 และ 25 ปี

7.4.3 ตรวจสอบความน่าเชื่อถือของแบบจำลองด้วย Boxplot

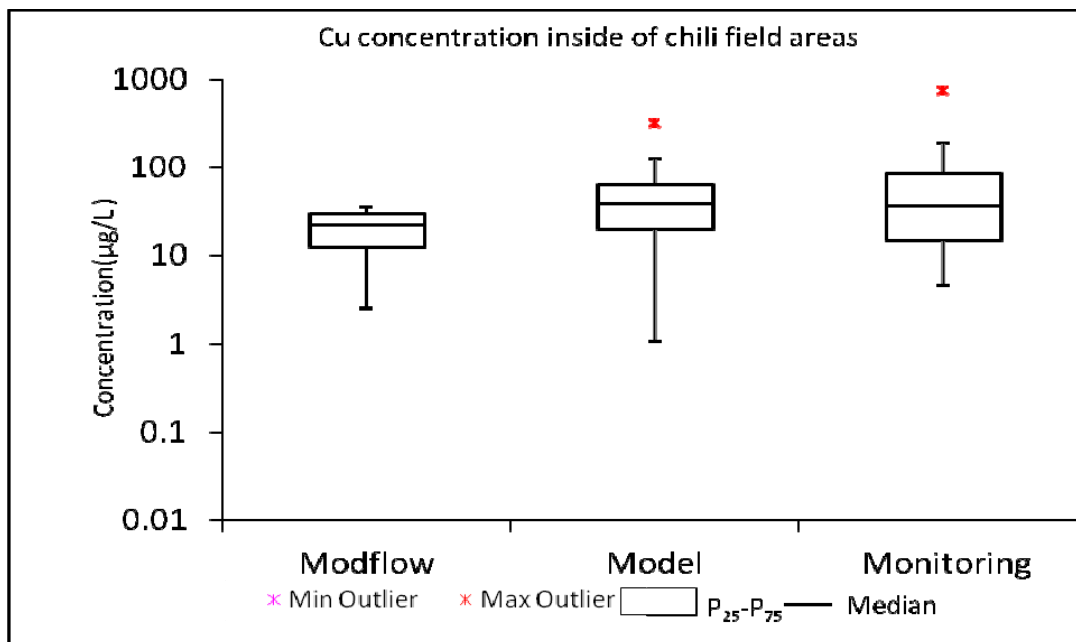
เปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) เมื่อเวลาผ่านไป 25 ปี เพื่อดูความน่าเชื่อถือของข้อมูลระหว่างการใช้แบบจำลองและค่าที่ตรวจวัดได้จริงจากภาคสนาม ดังแสดงใน รูปที่ 7.8 โดยที่ Box plot ที่ 1 เป็นผลที่ได้จากการจำลองโดยใช้แบบจำลอง Modflow สำหรับ Box plot ที่ 2 เป็นผลที่ได้จากผลจากการจำลองโดยใช้แบบจำลอง Modflow ร่วมกับแบบจำลอง Hydrus-1D กล่าวคือ นำเข้าผลที่ได้จากการจำลองความเข้มข้นของโลหะหนักที่ได้จากการเคลื่อนตัวของโลหะหนักผ่านชั้นไม่อิ่มตัวด้วยน้ำที่ความหนาต่างๆ โดยใช้โปรแกรม HYDRUS 1D เข้าสู่แบบจำลอง Modflow เพื่อจำลองการเคลื่อนตัวในชั้นน้ำ



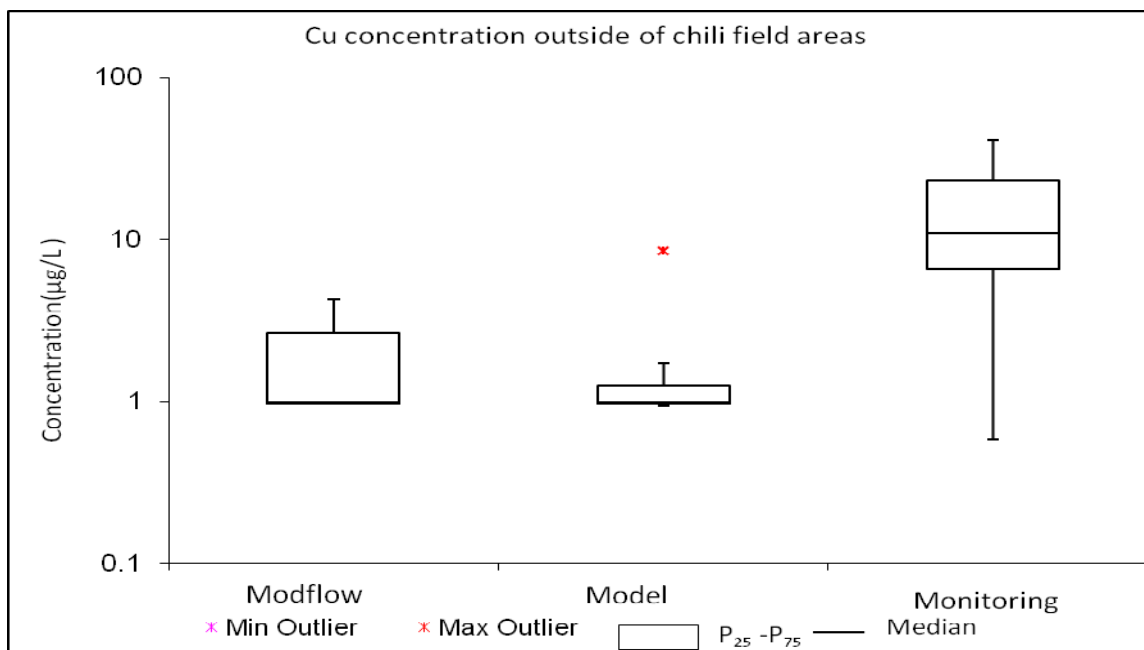
รูปที่ 7.8 Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ใน พื้นที่ไร่พริก



รูปที่ 7.9 Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ นอกพื้นที่ไร่พริก



รูปที่ 7.10 Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของทองแดง(Cu) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่ในพื้นที่ไร่พริก



รูปที่ 7.11 Boxplot ใน Logarithmic scale เปรียบเทียบความเข้มข้นของทองแดง (Cu) จากบ่อน้ำบาดาลที่อยู่นอกพื้นที่ไร่พริก

บาดาลที่อ้อมตัวด้วยน้ำ และสุดท้ายใน Box plot ที่ 3 เป็นค่าความเข้มข้นจริงที่ตรวจวัดได้ในภาคสนามของบ่อน้ำบาดาลที่ตั้งอยู่ในพื้นที่ไร่พริกและนอกไร่พริก

จากการวิเคราะห์ข้อมูลความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง(Cu) พบว่าในพื้นที่ไร่พริก ซึ่งเป็นพื้นที่ที่ได้รับโลหะหนักจากสารเคมีเกษตร ซึ่งมีโลหะหนักเป็นองค์ประกอบอยู่ด้วยนั้น ทำให้ความเข้มข้นของโลหะหนักตะกั่ว (Pb) และทองแดง(Cu)ในน้ำบาดาลของบ่อที่ตั้งอยู่ในไร่พริกมีค่าความเข้มข้นสูงกว่าน้ำจากบ่อน้ำบาดาลที่ตั้งอยู่นอกไร่พริก นอกจากนี้ยังมีปัจจัยเรื่องของสภาพความเป็นกรดค่อนข้างสูงของน้ำบาดาลส่งผลให้โอกาสในการเคลื่อนตัวของโลหะหนักลงสู่ น้ำบาดาลมากขึ้น นอกจากนี้เมื่อพิจารณาความน่าเชื่อถือของความเข้มข้นที่ได้จากการสร้างแบบจำลองพบว่า แบบจำลองร่วมระหว่าง Hydrus 1D และ Modflow มีความถูกต้องน่าเชื่อถือมากกว่าแบบจำลองที่ใช้เพียง Modflow เท่านั้น และมีค่าใกล้เคียงกับค่าการตรวจวัดในภาคสนาม แสดงว่าแบบจำลองที่มีการนำเข้าสู่ข้อมูลของความเข้มข้นของตะกั่ว (Pb) และทองแดง (Cu) ของดินบริเวณรอบปากบ่อน้ำบาดาลในโปรแกรม HYDRUS 1D ซึ่งมีการกำหนดปัจจัยต่างๆ เช่น ปริมาณน้ำฝนที่ตกในพื้นที่ ค่าการระเหย และค่าความสามารถในการดูดซับ เป็นต้น มีผลต่อการประเมินการปนเปื้อนของปริมาณโลหะหนักในชั้นน้ำบาดาลระดับตื้น

บทที่ 8
ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากโครงการวิจัย

8.1 งานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

ผลจากการศึกษานี้ได้นำเสนอในงานประชุมระดับนานาชาติดังนี้

1. **Chotpantararat, S.**, Sutthirat, C., and Srisuk, K. 2012. Transport modeling of single and binary metal systems of Pb and Cu through unsaturated soil in an agricultural area: A case study of Hua Rua area, Thailand. The 4th IWA Asia-Pacific Young Water Professionals Conference. Japan, 7-10 Dec., 2012 (Full paper and Oral presentation) ([ภาคผนวก ก](#))
2. **Chotpantararat, S.** and Masipan, T. 2013. Sequential Fractionation of Heavy Metals in Agricultural Soils: A Case Study of Hua Rua Area, Ubon Ratchatani Province. International Conference on Environmental and Hazardous Substance Management, Bangkok, Thailand, 21-23 May, 2013. (Full paper and Oral presentation) ([ภาคผนวก ก](#))

8.2 บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ

1. **Chotpantararat, S.**, 2011. Causes and potential acid generation techniques of acid mine drainage (AMD). Engineering Journal 64(4): 59-66. ([ภาคผนวก ข](#))

8.3 บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ

ผลจากการศึกษานี้ได้รับตีพิมพ์ในการบทความวิชาการระดับนานาชาติ ดังนี้

1. **Chotpantararat, S.**, Limpakanwech, C., and Sutthirat, C. 2011. Effect of soil water characteristic curves on simulation of nitrate vertical transport in a Thai agricultural soil. Sustainable Environmental Research 21(3): 187-193(Formerly, Journal of Environmental Engineering and Management, JEEAM, indexed in the Chemical Abstracts Service, Cambridge Scientific Abstracts, EBSCO and INSPEC). **Corresponding author.** ([ภาคผนวก ค](#))
2. **Chotpantararat, S.**, Ong, S.K., Sutthirat, C., and Osathaphan, K. 2012. Sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} under single, binary and multi-metal systems through lateritic soil: Modeling. Geoderma 189-190: 278-287. **Impact factor 2.318. Corresponding author.** ([ภาคผนวก ค](#))
3. Wongsasuluk, P., **Chotpantararat, S.**, Siri Wong, W., Borjan, M, and Robson, M. 2013. Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area at Ubon Ratchathani Province, Thailand. Environmental Geochemistry and Health Journal. DOI: 10.1007/s10653-013-9537-8. **Impact factor 2.076. (Accepted) Corresponding author.** ([ภาคผนวก ค](#))

8.4 ผลิตบัณฑิต

ค่าใช้จ่ายในงานวิจัยมีส่วนในการสนับสนุนงานวิจัยและผลิตบัณฑิตดังนี้

- ปริญญบัณฑิต จำนวน 3 คน และ
- มหาบัณฑิต จำนวน 1 คน

เอกสารอ้างอิง

- กรมโยธาธิการ. 2538. โครงการศึกษาความเหมาะสมโครงการอนุรักษ์และฟื้นฟูน้ำใต้ดิน จ.กำแพงเพชร.
คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ. 2547. มาตรฐานคุณภาพดิน. ตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อม
แห่งชาติฉบับที่ 25 พ.ศ. 2547. กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- ธนัท ธนาบุรณ. 2554. แบบจำลองการไหลของน้ำบาดาลและการเคลื่อนตัวของโลหะหนัก บริเวณ ต.หัวเรือ
อ.เมือง จ.อุบลราชธานีอุบลราชธานี. วิทยุฉบับบัณฑิต ภาควิชาธรณีวิทยา คณะ วิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์
มหาวิทยาลัย.
- พิศาล ชัยสาขันธ์ และ บัญชา ขวัญยืน, 2547. การจำลองการเคลื่อนตัวของน้ำใต้ดินของโครงการ
น้ำใต้ดินสุโขทัยโดยใช้โปรแกรม MODFLOW. วิทยาสารกำแพงแสน. ปีที่ 2. ฉบับที่ 1. หน้า 61-71.
- ปัทมา โชติกวิน. 2553. การดูดซับและจำลองการเคลื่อนตัวของตะกั่วและทองแดงในชั้นดินที่ไม่อิ่มตัวด้วยน้ำ
กรณีศึกษา ตำบลหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี. วิทยุฉบับบัณฑิต ภาควิชา ธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุรสนี ชื้อสัตย์. 2553. การกระจายตัวและศักยภาพในการเคลื่อนตัวของโลหะหนักในดินและชั้นน้ำ บาดาลระดับ
ต้นบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม: กรณีศึกษาตำบลหัวเรือ จังหวัดอุบลราชธานี. วิทยุฉบับบัณฑิต ภาควิชา
ธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- Allen, T. 1974. Particle Size Measurement. Chapman&Hall, London.
- Appel, C., Ma, L., Rhue, R., and Reve, W., 2008. Sequential sorption of lead and cadmium in three
tropical soils. Environmental Pollution 155:132-140.
- ASTM D 6386-02. 2003. Test methods for determination of the soil water characteristic curve for
desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge,
Annual Book of ASTM Standards, 04.08, ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM D 7100. 2006. Standard test method for hydraulic conductivity compatibility testing of soils with
aqueous solutions, West Conshohocken, PA.
- Ayenew, T., Demlie, M. and Wohnlich, S., 2008. Application of Numerical Modeling for Groundwater Flow
System Analysis in the Akaki Catchment, Central Ethiopia. Mathematical Geosciences 40: 887-906.
- Blake, G.R. and Hartge, K.H. 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of soil analysis Part 1,
2nd ed. Monogr. 9, ASA and SSSA, Madison, Winsconsin, pp.363-375.
- Brooks, R.H. and A.T. Corey. 1964. Hydraulic Properties of Porous Media. Hydrology Papers 3, Colorado
State University, Fort Collins, CO.
- Chaturvedi, P., Seth, C., and Misra, V. 2006. Sorption kinetics and leachability of heavy metal from the
contaminated soil amended with immobilizing agent (humus soil and hydroxyapatite). Chemosphere
64:1109-1114.

- Chen G., Zeng, G., Du, C., Huang, D., Tang, L., Wang, L., and Shen, G. 2010. Transfer of heavy metals from compost to red soil and groundwater under simulated conditions. *Journal of Hazardous Materials* 181: 211-216.
- Chotpantarat, S., and Sutthirat, C. 2009. Influence of Unsaturated Soil Hydraulic Parameters on Nonequilibrium Transport of Mn^{2+} under Single and Multiple Metals through Lateritic Aquifer: A Case Study of Gold Mine in Thailand. Paper presented at GEOSEA 2009, Kuala Lumpur, Malaysia, 8-10 June.
- Chrostophoridis, C., Dedepsidis, D. and Fytisnos, K. 2009. Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of Thermiakos Gulf, N.Greece. Assessment using pollution indicators. *Journal of Hazardous Materials* 168: 1082-1091.
- Claesson, M. and Fagerberg, J. 2003. Arsenic in groundwater of Santiago del Estero—source, mobility pattern and remediation with natural materials. Master Thesis, Dept. of Land and Wat Res. Eng., KTH, Stockholm, Sweden, TRITA-LWRLEXL-03-05, p. 59.
- Covelo, E., Vega, F., and Andrade, M., 2007. Heavy metal sorption and desorption capacity of soils containing endogenous contaminants. *Journal of Hazardous Materials* 143:419-430.
- Dong, D., Zhao, X., and Gao, M. 2009. Investigation of the potential mobility of Pb, Cd and Cr(VI) from moderately contaminated farmland soil to groundwater in Northeast, China. *Journal of Hazardous Materials* 162: 1261-1268.
- EU. EU's drinking water standards [Online]. 1998. Available from: <http://www.lenntech.com/applications/drinking/standards/eu-s-drinking-water-standards.htm> [2011, April]
- Eugenia, G.G., Vicente, A., and Rafael, B. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soil, *Environmental Pollution* 92: 19-25.
- Gowd S.S., Reddy M.R. and Govil P.K. 2010. Assessment of heavy metal contamination in soils at Jajmau (Kanpur) and Unnao industrial areas of the Ganga Plain, Uttar Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials* 174: 113-121.
- Hansen, A., and Maya P., 1997. Adsorption-desorption behaviors of Pb and Cd in lake Chapala, Mexico. *Environment International* 27:553-56.
- Hakanson, L. 1980. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach. *Water Research*, 14: 975–1001.
- Kaasalainen, M., and Yli-Halla, M. 2003. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. *Environmental pollution* 126: 225-233.
- Karbassi, A., Saeedi, M. and Amirnejad, R. 2008. Historical changes of heavy metals content and sequential extraction in a sediment core from the Gorgan Bay, Southeastern Caspian Sea.

- Indian Journal of Marine Sciences, 37(3): 267-272.
- Keivan N., Bakar N.K.A, Abas, M.R. 2009. Investigation of heavy metals mobility in shrimp aquaculture sludge — Comparison of two sequential extraction procedures. *Microchemical Journal* 91: 227–231.
- Kookana, R.S., Naidu, R., and Tiller, K.G. 1994. Sorption non-equilibrium during cadmium transport through soils. *Australian Journal of Soil Research* 32: 635-651.
- Li, Q. 2000. Effect of surfactants on the sorption and transport of Cu (II) in a sandy soil: batch and column experiments and modeling. Master's Thesis. Department of Building, Civil and Environmental Engineering. Concordia University.
- Li, Y., Gou, X, Wang, G., Zhang, Q., Su, Q., and Xiao, G. 2008. Heavy metal contamination and source in arid agricultural soil in central Gansu Province, China. *Journal of Environmental Sciences* 20: 607–612.
- Ma, L., Xu, R., and Jiang, J. 2010. Adsorption and desorption of Cu(II) and Pb(II) in paddy soils cultivated for various years in the subtropical China. *Journal of Environmental Science* 22(5): 689-695.
- Merian, E., 1991. Metals and their compounds in the environment, VCH Verlagsgesellschaft, Germany, pp: 1438.
- Miretzky, P., Muñoz, C., and Carrillo-Chávez, A. 2006. Experimental Zn (II) retention in a sandy loam soil by very small columns. *Chemosphere* 65: 2082-2089.
- Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, *GeoJournal* 2:108-118.
- Nouri, J.,Mahvi, A.H.,Babaei, A.A., 2006. Investigation of Heavy Metals in Groundwater. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 9(3): 377-384.
- Pang, L., Close, M., Greenfield, H., and Stanton, G. 2004. Adsorption and transport of cadmium and rhodamine WT in pumice sand columns. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38: 367-378.
- Pansu M., Gautheyrou J. 2006. Handbook of soil analysis mineralogical, Organic and inorganic methods. Springer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- PCD. 2004. Ministry of Natural Resources and Environment. Drinking Water Standards. Available at http://www.pcd.go.th/info_serv/en_reg_std_water01.html#s1. Accessed 20 Jan 2012
- Perez G., and Valiente M. 2005. Determination of pollution trends in an abandoned mining site by application of a multivariate statistical analysis to heavy metals fractionation using SM&T-SES. *Journal of Environmental Monitoring* 7: 29-36. 10.

- Pueya M., Mateu J., Rigol A., Vidal M., Lopez-Sanchez, J.F. and Rauret, G. 2008. Use of the modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils. *Environmental Pollution* 152: 330-341.
- Reimann, Th., Liedl, R. and Walther, W., 2007. Transport of solutes in the transition zone of saturated and unsaturated underground. *Beiträge zur Hydrogeologie* 56: Jahrgang 2007/2008.
- Rogan, N., Dolenec, T. and Serafimovski, T., 2010. Distribution and mobility of heavy metals in paddy soils of the Kocani Field in Macedonia. *Environ Earth Science* 61: 899-907.
- Rybicka, E., Calmano, W., and Breeger, A., 1995. Heavy metals sorption/desorption on competing clay minerals; an experimental study. *Applied Clay Science* 9:369-381.
- Santos, A. and Alonso, E., 2002. Heavy metal content and speciation in groundwater of the Guadiamar river basin. *Chemosphere* 48: 279–285.
- Sawyer, R.H., Washington, L.D., Salvatore, B.A., Glenn, T.C., Knapp, L.W. 2003. Origin of archosaurian integumentary appendages: The bristles of the wild turkey beard express feather-type β keratins. *Journal of Experimental Zoology*: 27-34.
- Sayen, A., Mallet, J., and Guillon, E. 2009. Aging effect on the copper sorption on a vineyard soil: Column studies and SEM-EDS analysis. *Journal of Colloid and Interface Science* 331: 47-54.
- Sastre J., Rauret G. and Vidal M. 2007. Sorption-desorption tests to assess the risk derived from metal contamination in mineral and organic soil. *Environmental International* 33: 246-256.
- Srithongdee, T., Chotpantarat, S., Siriwong, W., Siripattanakul, S., and Sutthirat, C. 2010. Nitrate and Pesticide contamination of shallow groundwater under chilli field of Hua Rua, Ubon Ratchathani Province. Paper presented at APRC-2010, Ubon Ratchathani, Thailand, 24-27 March, 2010.
- Takeno, N. (2005). Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of Thermodynamic Databases, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology Research Center for Deep Geological Environments: Geological Survey of Japan Open File Report No. 419.
- Tsou, M. and Whittlemore, D., 2001. User Interface for Ground – Water Modeling, Arcview Extension. *Journal of Hydrologic Engineering* 6: 251-257.
- Walkey, A. and Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 34: 29-38.
- Williams, L.E., Mark, O.B., Kramer, T.A., and Melville, J.G. 2003. Adsorption and transport of Arsenic (V) in experimental subsurface systems. *Journal of Environmental Quality* 32: 841-850.
- WHO (World Health Organization). (2011). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). http://www.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf. Accessed 01/15/2011.
- Wong, S.C., Li, X.D. and Zhang, G. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* 119: 33–44.

- Van der Grift, B. and Griffioen, J. 2008. Modelling assessment of regional groundwater contamination due to historic smelter emissions of heavy metals. *Journal of Contaminant Hydrology* 96: 48–68.
- van Genuchten M.Th., F.J. Leij and S.R. Yates. 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. US Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, Agricultural Research Services, Riverside, California 92501, 85 p.
- Vega, F., Covelo, E., and Andrade, M. 2006. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: Influence of mine soil characteristics. *Journal of Colloid and Interface Science* 298: 582-592.
- Yolcubal, I. and Akyol, N.H. 2007. Retention and transport of hexavalent chromium in Calcareous Karst soils. *Turkish Journal of Earth Sciences* 16: 363-379.

ภาคผนวกที่ ก

เอกสารนำเสนอในงานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

1. **Chotpantararat, S.**, Sutthirat, C., and Srisuk, K. 2012. Transport modeling of single and binary metal systems of Pb and Cu through unsaturated soil in an agricultural area: A case study of Hua Rua area, Thailand. The 4th IWA Asia-Pacific Young Water Professionals Conference. Japan, 7-10 Dec., 2012 (Full paper and Oral presentation)
2. **Chotpantararat, S.** and Masipan, T. 2013. Sequential Fractionation of Heavy Metals in Agricultural Soils: A Case Study of Hua Rua Area, Ubon Ratchatani Province. International Conference on Environmental and Hazardous Substance Management, Bangkok, Thailand, 21-23 May, 2013. (Full paper and Oral presentation)

Program

[December 8, 2012]

Registration (8:00-9:00)

Plenary Session (9:00-10:30)

Chairperson: Ryo Honda, Kanazawa University

Opening Remark: Hisashi Satoh (Chair of APYWP2012), Hokkaido University

Welcome Remark: Tao Li, IWA China Regional Office

Welcome Remark and Introduction of Japan-YWP: Ikuro Kasuga (Chair of Japan-YWP), The University of Tokyo

Keynote Speech 1:

Sustainability and sustainable technologies for a better world

Dr. Subhas K. Sikdar, US EPA

Keynote Speech 2:

Sustainability science – An approach to tackle complicated problems

Dr. Kensuke Fukushi, The University of Tokyo

Group Photo

Academic Session A-1: Membrane bioreactor (12:45-14:15)

Chairperson: Hiroshi Yamamura, Chuo University

Combination of photocatalysis and membrane bioreactor for TFT-LCD wastewater treatment

Sheng-Jie You, Galilee Uy Semblante, Yu-Pu Chen, Tien-Chin Chang, Taiwan

Development of energy saving technologies for MBR

Kousuke Kajiyama, Kouji Fukumoto, Masaki Tsuzawa, Shigehide Hirata, Japan

Feasibility of an innovative anaerobic forward osmosis membrane bioreactor (AnFOMBR) based on hybrid FO-NF configuration for wastewater treatment and energy recovery

Melvin Tang, How Yong Ng, Singapore

Synthesis of mesoporous magnetic $r\text{-Fe}_2\text{O}_3$ and its application in membrane bioreactor (MBR)

Nien-Yu Lee, Galilee Semblante, Sheng-Jie You, Taiwan

Effect of chemical coagulation and microfiltration pre-treatment on reverse osmosis fouling in leachate treatment plant at full scale operation

Weerapong Rukapan, Chart Chiemchaisri, Wilai Chiemchaisri, Banyapa Khananthai, Thirdpong Srisukphun, Thailand

Transformation of dissolved organic matter (DOM) during treatment of partially stabilized leachate by membrane bioreactor

Samunya Sanguanpak, Chart Chiemchaisri, Wilai Chiemchaisri, Kazuo Yamamoto, Thailand

Academic Session A-2: Wastewater treatment 1 (15:15-16:45)

Chairperson: Takashi Onodera, National Institute for Environmental Studies

Characterization of ultrasonic and microwave pretreated municipal mixed sludge and its anaerobic biodegradability

Anteneh Mesfin Yeneneh, Siwehui Chong, Tushar kanti Sen, Ha ming Ang, Ahmet Kayaalp, Australia

Effects of temperature on anaerobic biodegradation of polyhydroxybutyrate accumulated in the cells of waste activated sludge microorganisms

S. M. Shamsul Huda, Hiroyasu Satoh, Takashi Mino, Japan

Anaerobic treatment of pharmaceutical wastewater using sequencing batch reactor (AnSBR)

Xueqing Shi, Olivier Lefebvre, Kok Kwang Ng, How Yong Ng, Singapore

Biodegradation of fluorophenol using sequential batch reactor

Basavaraju Manu, Dibya Ranjan Dash, India

Successful treatment of high azo dye concentration wastewater using combined anaerobic/aerobic granular activated carbon-sequencing batch biofilm reactor (GAC-SBBR): Simultaneous adsorption and biodegradation processes

E. Hosseini Koupaie, M.R. Alavi Moghaddam, S.H. Hashemi, Iran

Effects of organic loading rates for the simultaneous removal of organic and odorous compounds using an electrochemical oxidation system

Hae Young Ahn, Ji Hyeon Song, Hyeong Kyu Namgung, Jin Sung Kim, Yun Ki Nam, South Korea

Academic Session A-3: Treatment of radioactive materials/ Disaster (16:55-18:25)

Chairperson: Seung Joo Lim, Korean Atomic Energy Research Institute

Selection of suitable sites for small hydropower generation using GIS and remote sensing

H. RAMESH, S. VANI, India

Evaluation of the effect of the Great East Japan Earthquake on the coastal environment in Kamaishi Bay

Mitsuo Yamamoto, Daisuke Kitazawa, Takayoshi Kato, Shinji Komatsuda, Motoyuki Matsuo, Katsumi Shozugawa, Shigeru Tabeta, Japan

Removal of radioactive Cesium along drinking water treatment processes

Soichi Watanabe, Yasuhiro Kobayashi, Kaori Tsuchiya, Makoto Sasaki, Tomo Oikawa, Japan

Cesium behavior in a dam reservoir at Fukushima Prefecture

Wenhan LI, Jiefeng LI, Alif SAMSEY, Toshiyuki KAWAGUCHI, Fusheng LI, Japan

Academic Session B-1: Micropollutants 1 (12:45-14:15)

Chairperson: Liou Ya-Hsusan, National Taiwan University

Dissolved organic matter (DOM) removal mechanisms by anion exchange resins (AERs)

Athit Phetrak, Satoshi Takizawa, Jenyuk Lowhwacharin, Michio Murakami, Kumiko Oguma, Hiroshi Sakai, Japan

Degradation of emerging contaminant ibuprofen by electrochemical anodic oxidation

Chih-Han Hsu, Chiung-Fen Chang, Ching-Yuan Chang, Taiwan

Identification and toxicological evaluation of intermediates from photodegradation of diuron by zinc oxide

Esara Sadudeewong, Hiroaki Tanaka, Varong Pavarajarn, Alisa S. Vangnai, Japan

A multi-tracer approach for analyzing occurrence and sources of perfluorinated compounds (PFCs) in groundwater in Tokyo

Keisuke Kuroda, Michio Murakami, Kumiko Oguma, Hideshige Takada, Satoshi Takizawa, Japan

Emerging pollution of PPCPs and estrogen and seasonal factors in Gyeongan River, South Korea

Lee SangJung, Vimal Kumal, Norihide Nakada, Han Ihnsub, Hiroaki Tanaka, Japan

Academic Session B-2: Micropollutants 2 (15:15-16:45)

Chairperson: Hsin-hsin Tung, National Taiwan University

Assessment of urban road dust toxicity as a non-point pollution source contaminating water environment

Rajendra Khanal, Hiroaki Furumai, Fumiyuki Nakajima, Japan

Effects of precipitation on the concentrations of veterinary medicines using QSAR

Seung Joo Lim, Tak-Hyun Kim, Sang-hun Kim, Byung-hak Yoo, Sun-Kyoung Kim, South Korea

Transport modeling of single and binary metal systems of Pb and Cu through unsaturated soil in an agricultural area: a case study of Hua Rua area, Thailand

Srilert CHOTPANTARAT, Chakkaphan SUTTHIRAT, Kriengsak SRISUK , Thailand

A low cost novel waste based inorganic adsorbent in the removal of cationic dye methylene blue (MB) from aqueous solution by adsorption: Equilibrium, thermodynamic, kinetics, mechanism and process design

Tushar Kanti Sen, Tam Doung and Hiroshi Nishioka, Australia

Direct and indirect photolysis of antineoplastic drugs in surface water systems

Wan-Ning Lee, Angela Yu-Chen Lin, Taiwan

Academic Session B-3: Micropollutants 3 (16:55-18:25)

Chairperson: Keisuke Kuroda, The University of Tokyo

Occurrence of pharmaceuticals in Feitsui reservoir and their sources in upstream watersheds in northern Taiwan

Xiao-Huan Wang, Wan-Ning Lee, Angela Yu-Chen Lin, Taiwan

Performance and kinetics of estrogens removals by aquatic plants

Yoshihiko INAGAKI, Taishiro FUJITA, Andre Rodrigues dos REIS, Shima SUZUKI, Yutaka SAKAKIBARA, Japan

Removal of methylene blue from aqueous solution using raw and modified pine tree leaves as adsorbent

Mustafa T. Yagub, Tushar Kanti Sen, H. M. Ang, Australia

Trend in biodegradability improvement of azo dyes by ozonation

Muhammad Ridwan Fahmi, Che Zulzikrami Azner Abidin, Nazerry Rosmady Rahmat, Ong Soon An, Malaysia

Special Session 1: Pathogens and indicators in water (15:15-16:45)

Chairperson: Daisuke Sano, Hokkaido University

PCR-based monitoring and multivariate statistical analysis benefit exploration of fecal pollution in water environments

Fusheng Li, Japan

Improvement of virus detection efficiency by removing organic matters in virus concentrate

Akihiko Hata, Hiroyuki Katayama, Hiroaki Furumai, Japan

Bacteroides-Prevotella genetic markers as fecal pollution indicators for microbiologically safe water management

Ayano Kobayashi, Daisuke Sano, Satoshi Ishii, Satoshi Okabe, Japan

Basic consideration of detection of pathogens using next generation sequencer

Masaru Ihara, Tomonari Matsuda, Suntae Lee, Hiroaki Tanaka, Japan

Special Session 2: Pathogen control and risks in water management (16:55-18:25)

Chairperson: Daisuke Sano, Hokkaido University

Estimation of norovirus infection risk in the reclaimed water for agriculture irrigation

Nobuhito Yasui, Mamoru Suwa, Tsutomu Uchida, Japan

Estimation of illness-to-infection rate of Campylobacter jejuni based on epidemiological study

Yasuhiro Asada, Yumiko Ohkouchi, Sadahiko Itoh, Japan

Virus removal by a coagulation-microfiltration process

Nobutaka Shirasaki, Taku Matsushita, Yoshihiko Matsui, Japan

Risk assessment for viral infection via drinking water considering age-dependent susceptibility

Toru Watanabe, Hiroaki Ito, Daisuke Sano, Satoshi Okabe, Japan

Recovery of wastewater treatment plant damaged by the 2011 flood in Thailand: From the viewpoint of health risk due to reuse of treated wastewater

Chittima Charudacha, Panja Yaithavorn, Toru Watanabe, Yoshifumi Masago, Ryo Honda, Tatsuo Omura, Thailand

[December 9, 2012]

Academic Session A-4: Water/ Wastewater treatment (9:00-10:30)

Chairperson: Masashi Hatamoto, Nagaoka University of Technology

The effects of recycling algae and controlling solid retention time in high rate algal pond

Hina DERABE MAOBE, Masazumi ONODERA, Masahiro TAKAHASHI, Hisashi SATOH, Tatsuya Fukazawa, Japan

Characterization and identification of manganese oxides present in naturally coated filter media from conventional aeration-filtration groundwater treatment plants

Jantinus H. Bruins, Branislav Petrusevski, Yness M. Slokar, Maria D.Kennedy, The Netherlands

Evaluation on suitable disinfection processes for sewage effluent during disaster restoration

Kyoungsoo Park, Inkoo Park, Naoyuki Yamshita, Hiroaki Tanaka, Japan

Mesophilic co-digestion of sewerage sludge in the oxidation-ditch process and wasted fried tofu

Tingting GU, TaketoTogari, Takahiro Nakade, Ryoko Yamamoto-Ikemoto, Eri Nakakihara, Ryo Honda, Japan

Mesophilic aerobic digestion of waste activated sludge pretreated by hybrid microwave-alkali method

Vinay Kumar Tyagi, Shang-Lien Lo, Taiwan

Treatment of municipal sewage in snowy region by using anaerobic-oxic biological filter reactor equipped with swinging carbon fibers

Yuerui Chen, Ryoko Yamamoto-Ikemoto, Eri Nakakihara, Ryo Honda, Japan

Academic Session A-5: Wastewater treatment 2 (10:45-12:15)

Chairperson: Kengo Kubota, Tohoku University

Experience of full scale sewage treatment plant in a developing country: a case study of sewage treatment plant 1-9, Islamabad

Moazzam Shahzad, Sher Jamal Khan, Shahid Sohail, Pakistan

Development of the DHS-USB system for nitrification and denitrification of marine aquarium water

Ayato Furukawa, Akinobu Nakamura, Masanobu Takahashi, Masahito Mori, Mutsumi Kawamata, Masahiro Nishimura, Takashi Yamaguchi, Japan

Nitrogen removal from treated wastewater through rice cultivation with circulated irrigation

Ayumi Muramatsu, Toru Watanabe, Atsushi Sasaki, Akihiko Kajihara, Japan

Sequential carbon removal and SND (simultaneous nitrification and denitrification) for landfill leachate treatment by microbial fuel cell

Chunhua Feng, Haixia Du, Zaiji Yu, Wenhan Li, Fusheng Li, Japan

Enhancement of nitrification and denitrification for treatment of landfill leachate with high-concentration ammonia nitrogen by dilution

Zaiji YU, Chunhua FENG, Fusheng LI, Japan

Academic Session A-6: Wastewater management (13:30-14:45)

Chairperson: Akihiko Terada, Tokyo University of Agriculture & Technology

Reuse of wastewater from rubber sheet production for agriculture in Northeast Thailand

Chuleemas Boonthai Iwai, Sasiwath Titapan, Mongkon Ta-Oun, Thailand

Development of carbon electrode for the desalination of seawater by means of capacitive deionization (CDI)

Andre, Ginno Lizano, Shoukei Yuki, Yoshinobu Yoshihara, Japan

Investigation of whole effluent toxicity (WET) program for wastewater management in Japan

Haruna Watanabe, Norihisa Tatarazako, Japan

Mathematical modeling of industrial water systems

Pavel Gotovtsev, Julia Tichomirova, Russia

Treatability study of waste activated sludge in the presence of PCBs and transformer oil

Devrim Kaya, Ipek Imamoglu, F. Dilek Sanin, Turkey

Academic Session A-7: Energy efficient and recovery (15:15-16:45)

Chairperson: Daisuke Inoue, Kitasato University

Availability of organic suspended solid as substrate for power generation in microbial fuel cell

Jia Jin, Kayako Hirooka, Osamu Ichihashi, Fusheng Li, Japan

N₂O formation mechanism and control technology in wastewater treatment

Sheng-Jie You, Wei-Chun Chien, Taiwan

Kinetics of nitrification and denitrification in two-chamber MFC reactors for treatment of wastewater containing high content of ammonia nitrogen

Haixia Du, Chunhua Feng, Zaiji Yu, Wenhan Li, Fusheng Li, Japan

Photocatalytic hydrogen production from formic acid solution over platinum deposits on CdS/Titanium nanotubes with visible light illumination

Yi-Chun Lai, Hsiu-Yu Chen, Hsin-Hung Ou, Shang-Lien Lo, Taiwan

Water supply operation intended for greater energy efficiency

Yoshihiro Sakurai, Norikazu Suzuki, Japan

Grazing preference of bacteria by Bodo saltans separated from activated sludge

Yurie Shirakawa, Osamu Nishimura, Ryuichi Sudo, Japan

Academic Session B-4: Water treatment/management 1 (9:00-10:30)

Chairperson: Muhammad Ridwan Fahmi, University Malaysia Perlis

A study on the perceptions of drinking water quality and risk in Shenyang, China

Lu Gao, Naoya Abe, Japan

Household survey on water sources and point-of-use water treatment systems in Hanoi, Vietnam

Do Thuan An, Keisuke Kuroda, Satoshi Takizawa, Takeshi Hayashi, Tran Thi Viet Nga, Kumiko Oguma, Japan

Competition in Water: IPART's approach to regulating Sydney Water's third party water access regime

Justin Robinson, Australia

Ultrafiltration of natural surface waters: Fouling effects of nanoparticles

Jenyuk Lohwacharin, Satoshi Takizawa, Japan

Introduction of Asia-Pacific Drinking Water Technology Information Network (Aswin)

Kunihisa Takahashi, Tatsuo Takeuchi, Shigeru Ando, Masahiro Fujiwara, Japan

Academic Session B-5: Water treatment/management 2 (10:45-12:15)

Chairperson: Nobutaka Shirasaki, Hokkaido University

Public relations activities of Tokyo metropolitan government to promote the understanding of water conservation forests among elementary school children

Kyohei Yamazaki, Kenji Sakai, Kunio Kinoshita, Japan

Study of private participation influence on the efficiency performance of municipal water management in Indonesia

Nirmala Hailinawati, Naoya Abe, Japan

Counting planktons to examine the water mass movement in raw water conveyance facilities

Rumiko Yano, Japan

The contribution of organic nitrogen and inorganic chloramines on nitrogenous disinfection byproducts formation from natural waters

Yi-Hsueh Chuang, Hsin-hsin Tung, Taiwan

Importance of autotrophic denitrification and formation of DON in ammonia nitrogen transformation in drinking water biofiltration

Xin Yu, Bing Liu, Zihong Fan, Huining Zhang, Shenghua Zhang, China

Academic Session B-6: Microbiology 1 (13:30-14:45)

Chairperson: Yoshifumi Masago, Tohoku University

Viruses in stream channels in residential areas that receive effluent of on-site wastewater treatment facilities

Ahmad S. SETIYAWAN, Toshiro YAMADA, Fusheng LI, Denny HELARD, Joni A. FAJRI, Akihiro HORIO, Min KOU, Japan

Multiple peaks expression of enteric virus density in environmental water

Daisuke Sano, Tsuyoshi Kato, Ayano Kobayashi, Takayuki Miura, Satoshi Okabe, Japan

Comprehensive detection of bacterial pathogens in the shallow well groundwater in Kathmandu valley, Nepal, using a DNA microarray

Daisuke Inoue, Noriko Suzuki, Takuji Hinoura, Kaori Miyauchi, Junqin Pang, Saroj K. Chapagain, Hiroaki Matsuzawa, Yasuhiro Tanaka, Michihiko Ike, Kei Nishida, Kazunari Sei, Japan

Analysis of effect on edible root crops by microcystin toxin in blue-green algae

Kakeru Ruike, Yuki Kanzo, Ryuhei Inamori, Kai-Qin XU, Yuhei Inamori, Japan

Simultaneous reduction of azo dye and sulfates by mixed anaerobic sulfate reducing bacteria culture

Kashif Rasool, Gajanan Ghodake, Hye Min Ahn, Suk Hyang Kim, Dae Sung Lee, South Korea

Comparison of eukaryotic communities in wastewater treatment processes as revealed by 18S rRNA gene clone library

Kengo MATSUNAGA, Kengo KUBOTA, Yasuyuki TAKEMURA, Hideki HARADA, Japan

Academic Session B-7: Microbiology 2 (15:15-16:45)

Chairperson: Xin Yu, Chinese Academy of Sciences

*Development of sediment chronic toxicity test for freshwater ostracod *Heterocypris incongruens**

Kenta Tsukahara, Fumiyuki Nakajima, Japan

Escherichia coli contamination and its relation to stormwater quality in Yongin watershed, South Korea

Ma. Cristina A. Paule, Sheeraz Memon, Bum Yeong Lee, Chang-Hee Lee, Hor Gil Hul, South Korea

Adsorption of viruses onto activated carbon and their infectivity changes

Shinta INDAH, Fusheng LI, Keita TANIOKA, Japan

Variation of nitrogen removal bacterial community in a full-scale landfill-leachate treatment plant

Yu-Tzu Huang, Shiou-Shiou Chen, Jih-Gaw Lin, Taiwan

Microbial communities involved in anaerobic sulfur-oxidation in UASB reactor treating municipal sewage

Aida Azrina AZMI, Masashi HATAMOTO, Masamitsu YAMAMOTO, Shinya ONO, Akinobu NAKAMURA, Masanobu TAKAHASHI, Takashi YAMAGUCHI, Japan

Special Session 3: Water education workshop (9:00-10:30)

Chairperson: Tomoko Takeda, Showa Kankyo System K. K.

Introduction

Project WET activity

Review of project WET activity

IWA world water monitoring challenge activity

Review of WWMC activity

Group discussion

Wrap-up

Special Session 4: International cooperation and water business (10:45-12:15)

Chairpersons: Ryo Honda, Kanazawa University, Takashi Hashimoto, Metawater Co. Ltd.

Invited Talks

Toshiyuki Shimizu, Japan

Samreth Sovithiea, Cambodia

Koichi Matsubara, Japan

Hironori Hamasaki, Japan

Floor Discussion

Academic Session C-6: Sustainable water environment 1 (13:30-14:45)

Chairperson: Jenyuk Lohwacharin, The University of Tokyo

Development of nutrients runoff behavior model in river water based on watershed survey

Koichi Sato, Keisuke Sato, Japan

A comparative study of electrosorption of ions by nanoporous carbon electrodes for capacitive deionization

Nei-Ling Liu, Chia-Hung Hou, Taiwan

Understanding chemical weathering rate and associated CO₂ consumption of the Brahmaputra River Basin (India) in the context of climate change and sustainability

Pallavi Das, Manish Kumar, K. P. Sarma, India

Sustainable water resources management in Vietnam under climate change condition

Pham Ngoc Bao, Toshiya Aramaki, Japan

Practical aspects of indicators for measuring sustainability of certified products

Oscar David Matallana-Tost, Germany

Academic Session C-7: Sustainable water environment 2 (15:15-16:45)

Chairperson: Pham Ngoc Bao, Toyo University

Remediation of eutrophic sediments using industrial byproducts

Satoshi ASAKA, Tamiji YAMAMOTO, Hideo OKAMURA, Japan

Water distribution system configurations analysis based on link importance measures

Li Shuping, Zhou Weiwei, Hou Yudong, Huang Lu, China

Evaluating annual rainfall trends using man-kendall test in Yom river basin, Northern Thailand

Pawee KLONGVESSA, Srilert CHOTPANTARAT, Thailand

Biodegradation characteristics of photosynthetic organic matter under the coexistence of a ciliate

Kei Suzuki, Naoyuki Kishimoto, Seiko Furuta, Satoshi Ichise, Japan

Closing Session (16:50-17:30)

Chairperson: Akihiko Terada, Tokyo University of Agriculture & Technology

Closing Remark: Hisashi Satoh (Chair of APYWP2012), Hokkaido University

Best Research Awards and Best Poster Awards Ceremony: Hisashi Satoh, Hokkaido University

Announcement of the 5th APYWP2014: Hsin-hsin Tung, National Taiwan University

Announcement of the 5th IWA-ASPIRE: Tao Li, IWA China Regional Office

Announcement of the Technical Tour: Akihiko Terada, Tokyo University of Agriculture & Technology

Transport Modeling of Single and Binary Metal Systems of Pb and Cu through Unsaturated Soil in An Agricultural Area: A Case Study of Hua Rua Area, Thailand

Srilert CHOTPANTARAT^{1,2}, Chakkaphan SUTTHIRAT¹ and Kriengsak SRISUK³

¹ Department of Geology, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Bangkok, 10330 Thailand

² Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management (NCE-EHWM), Chulalongkorn University, Bangkok, 10330 Thailand

³ Department of Geotechnology, Faculty of Technology, Khonkaen University, Khonkaen, Thailand

E-mail: csrilert@gmail.com

Abstract

Most of agricultural areas in Tambon Hua Rua, Changwat Ubon Ratchatani have long been intensively applied fertilizer and pesticide in agricultural activities that may in turn impact negatively to the environment including human health. Results from the analysis of heavy metal and fertilizer from groundwater wells in the agricultural area found the amounts of Pb(II) and Cu(II) were greater than the standard of the Department of Pollution Control (PCD). So, this study focused on sorption and transport of such two heavy metals through shallow groundwater system.

This research divided into two parts. Firstly, the experiment was conducted to estimate the physical properties of the unsaturated soils, or soil water characteristic curve (SWCC), and batch experiments were performed in order to describe the sorption of Pb(II) and Cu(II). For batch experiments, loamy sand samples were carried out in 50 mL polypropylene tubes and were shaken at 180 rpm to homogenize and facilitate the reactions. The proportion of soil and water (g:mL) was 1:20 and were shaken for 48 hours at room temperature under the pH 4 (4 ± 0.2). Batch experiments were well fitted by linear isotherm sorption. Secondly, the parameters obtained batch experiments and SWCC used as input parameters for simulating by Hydrus-1D to illustrate water flow and transport of Pb(II) and Cu(II) through soil throughout a year. It showed that Cu(II) can move faster than Pb(II), which in lined with sorption properties of these metals. At 132 cm deep, average groundwater level, below ground surface, the amount of Pb(II) and Cu(II) contamination was 2.56×10^{-7} mg/L and copper 2.50×10^{-4} mg/L for single system and was 3.77×10^{-7} and 3.89×10^{-4} mg/L for competitive system, respectively.

Keywords: Freundlich isotherm, Competitive sorption, Hydrus-1D

1. Introduction

Trace substances from anthropogenic activities, for example, industrial activities, mining areas, agricultural production and atmospheric deposition, has been released to environment (Kim et al., 2003). Thailand is an agricultural country so that the farmers has long used pesticides and fertilizers for several decades. The result from using pesticides and fertilizers may cause the heavy metal contamination. People and animals may be then adversely affected by touching or drinking those polluted groundwater. One of the most agricultural areas, Tambon Hua Ruea, Ubon Ratchatani Province, has intensively applied pesticides and fertilizers in agricultural activities (Chotpantarat et al., 2011). Furthermore, the results from the analysis of heavy metal and fertilizer from groundwater wells the agricultural area found the amounts of Pb(II) and Cu(II) were greater than the standard of the Department of Pollution Control. Moreover, the pH of shallow groundwater measured in field revealed pH values around 3-4, acidic condition, that may accelerate the migration of heavy metals into groundwater system. In order to propose the specific management practices managing nonpoint source and protecting groundwater resources, the long-term effect from such agro-chemical would be derived. The mathematical models are the tool to describe the water flow and solute movement from ground surface into groundwater. Hydrus-1D is widely used to simulate solute transport in variable saturated flow system. However, there has been not yet clearly understood about heavy metals movement and also Hydrus-1D is suitable for chilly field. Therefore, the objective of this study were: 1) to characterize the soil water characteristics curve of soil collected from Hua Ruea area and 2) to apply a numerical modeling to estimate the transport of Pb(II) and Cu(II) from soil surface through shallow groundwater system.

2. Materials and methods

In this study, triplicate cores of undisturbed soil samples of 2 locations from 0-30 cm depth below the ground surface and cores of disturbed soil samples of 12 locations were sampled in the vicinity of cultivated chili fields (Fig.1). This research divided into two parts. First, the experiment was conducted to describe the physical properties of the unsaturated soils and batch experiments were performed in order to describe the sorption properties of Pb(II) and Cu(II) under single metal and multi-metal systems. According to ASTM D 6836, the pressure chamber apparatus was applied to determine the relationship between soil moisture and water pressure in soil (SWCC) by using the van Genuchten equations (VG). By batch experiments, loamy sand samples with the proportion between soil and water (g:ml) 1:20 were shaken for 48 hours at room temperature and controlled by the pH 4. Results derived from batch experiments were well fitted by Freundlich isotherm and sorption coefficient (K_f and n) can be derived. As mentioned, the parameters obtained from the previous experiments applied as input parameters for simulating by the Hydrus 1D to further describe the transport of lead and copper in soil throughout a year.

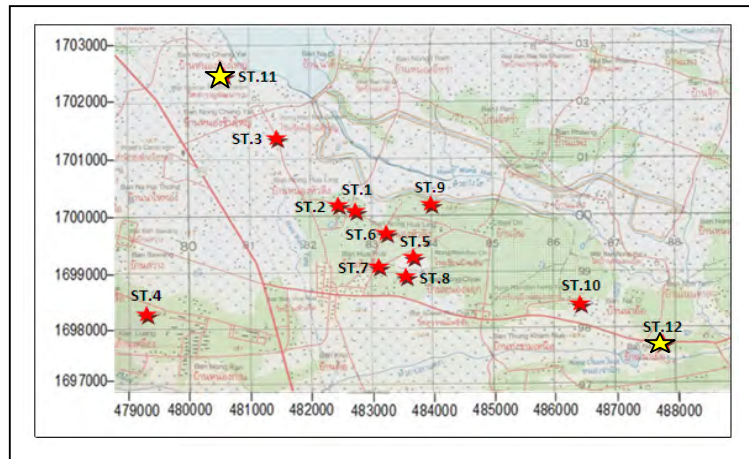


Fig. 1 Location of 12 disturbed and 2 undisturbed soil sampling sites (in red and yellow marks, respectively)

3. Results and discussions

3.1 Physical and chemical properties

The textures of such agricultural soils were classified as loamy sand (Table 1). pH measurement of soils revealed that all top soils are mildly acid.

Table 1. Physical and chemical properties of soil in the study area

Site	Soil texture	Sand	Silt	Clay	Hydraulic conductivity, Ks	Organic matter	CEC	Bulk density	Porosity
		%	%	%	cm day ⁻¹	%	cmol kg ⁻¹	g cm ⁻¹	cm ³ cm ⁻³
1-12	Loamy sand	77.0	15.0	8.0	11.73±4.57	1.06	2.3	1.56±0.06	0.43±0.06

3.2 Soil Hydraulic Properties

By applying the RETC program to fit SWCC results and estimate unsaturated parameters, the VG model could explain the SWCC behavior superior than BC model (Fig.2).

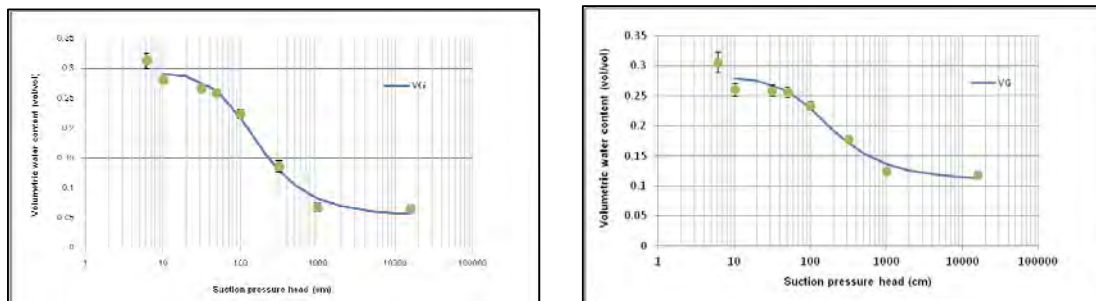


Fig.2 Soil water characteristic curve of soils explained by VG model

3.3 Sorption-desorption of Pb (II) and Cu (II)

The linear relationship of Q_s versus C_e reveals that the sorption isotherms for Cu(II) and Pb(II) fit well to the linear equation (Fig.3). The batch experiment was designed to derive sorption coefficient (K_d) value yielding 0.0004 L/kg for Cu(II) and 0.043 L/kg for Pb(II) (Appel et al., 2008; Chaturvedi et al., 2006, Covelo et al., 2007a, 2007b). The results of the desorption of the previously sorbed Cu(II) and Pb(II) show that the desorption coefficient value yielding 0.0003 L/kg for Cu(II) and 0.0008 L/kg for Pb(II).

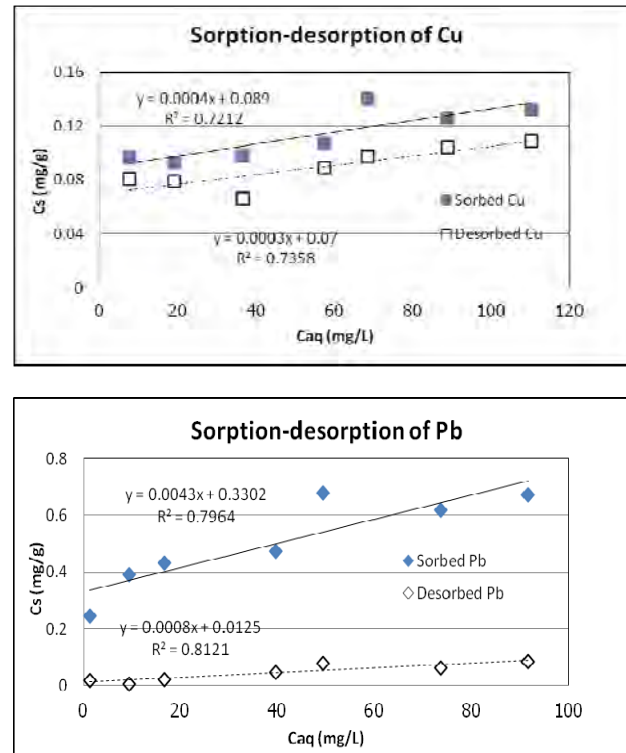


Fig.3 Adsorption-desorption isotherms for Cu(II) and Pb(II) by a Chile soils

3.4 Movement of Pb (II) and Cu (II) in variable saturated zone

The simulation results of Pb (II) and Cu (II) transport through loamy sand affected by the rainfall in March and July, 2009 as shown in Fig.4. The heavy metal concentrations were found to decrease with increasing depth from the ground surface both summer and rainy seasons, especially Pb. The mobility of elements in soils depends on the infiltration of water into the soil domain and also its reaction with the soil and liquid phase could be taken into consideration. The infiltration rate is influenced by the hydraulic conductivity (K), which is strongly related to soil texture and water content. So, the distribution of soil moisture content was affected the degree of water infiltration, based on the weather data in terms of precipitation. However, since the saturated hydraulic conductivity of sandy loam relative higher than the rainfall rate, the distribution of water content may not show a constant shape, but rather was lower at the soil surface and increase with depth. Therefore the sorption

behavior would be more influence on metal migration than that of water content. As mentioned, the results of metal movement simulation of two scenarios both in summer and rainy seasons would not show significant different. At 132 cm deep, below ground surface, the amount of Pb and Cu contamination was 2.56×10^{-7} mg/L and 2.50×10^{-4} mg/L for single system, respectively, which is in lined with sorption mechanism from batch experiments.

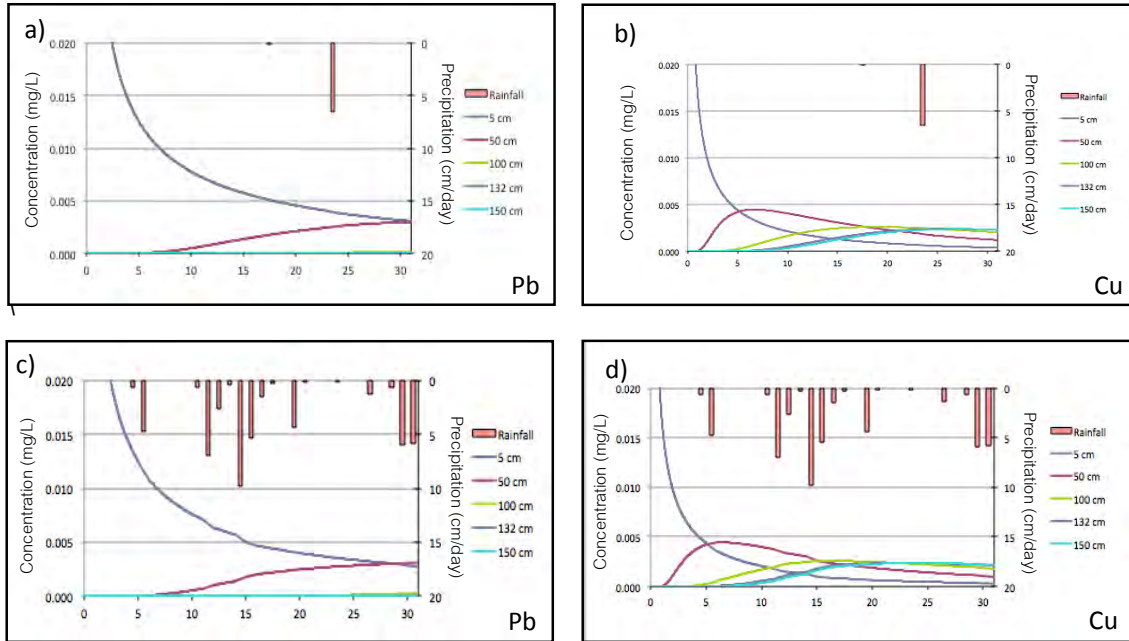


Fig.4 The simulated heavy metal concentrations at different depths below the soil surface in (a) March for Pb(II) (b) March for Cu(II) (c) July for Pb(II) (d) July for Cu(II)

4. Conclusions

The sorption coefficient of soils is quite important for assessing potential of transport of heavy metals from the ground surface to the subsurface environment, especially shallow groundwater system. HYDRUS-1D modeling showed that Pb (II) and Cu (II) transported through the topsoil with an approximate depth at 132 cm deep below ground surface, the amount of Pb (II) and Cu (II) contamination was 2.56×10^{-7} mg/L and copper 2.50×10^{-4} mg/L, respectively.

5. Acknowledgement

The authors are very grateful to the Thailand Research Fund (Grant no.MRG 5480118), Thailand Toray Science Foundation (TTSF) and Graduate School, Chulalongkorn University, for financial support.

6. References

- Appel, C., Ma, L., Rhue, R., and Reve, W. 2008. Sequential sorption of lead and cadmium in three tropical soils. *Environmental Pollution* 155:132-140
- Chaturvedi, P., Seth, C., and Misra, V. 2006. Sorption kinetics and leachability of heavy metal from the contaminated soil amended with immobilizing agent (humus soil and hydroxyapatite). *Chemosphere* 64:1109-1114
- Chotpantararat, C., Limpakanwech, C., Siri Wong, W., Siripattanakul, S., and Sutthirat, C. 2011. Effects of soil water characteristic curve on simulation of nitrate vertical transport in a Thai agricultural soil. *Sustainable Environmental Research* 21(3): 187-193.
- Covelo, E., Vega, F., and Andrade, M. 2007. Heavy metal sorption and desorption capacity of soils containing endogenous contaminants. *Journal of Hazardous Materials* 143:419-430
- Covelo, E., Vega, F., and Andrade, M. 2007. Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in acid soils I. Selectivity sequences. *Journal of Hazardous Materials* 147:852-861
- Kim, I.S., Kand, K.H., Green, P.J. and Lee, E.J. 2003. Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environmental Pollution* 126: 235-143.

CONFERENCE PROGRAM

Tuesday 21 May 2013

Room: Queen's Park 1

07.30-09.00 Registration

09.00-09.30 **Opening Ceremony**

Reporting address

by Asst. Prof. Dr. Somporn Kamolsiripichaiporn

Director of Center of Excellence on Hazardous Substance Management, Conference Chair

Welcome address

by Assoc. Prof. Dr. Boonsom Lerdhirunwong

Dean of Faculty of Engineering, Chulalongkorn University

Opening address

by Prof. Pirom Kamolratanakul, M.D.

President of Chulalongkorn University

09.30-10.10 **Keynote I: Convergence of Nanotechnology and Microbiology: Emerging Opportunities for Water Disinfection Integrated Urban Water Management, and Risk Assessment**

by Prof. Dr. Pedro J.J. Alvarez

Rice University, USA

Room: Queen's Park 1

Session A: Industrial Ecology / Life Cycle Analysis

Chairs: Dr. Am Jang, Korea and Dr. Chanathip Pharino, Thailand

10.30-11.00 **Special Lecture I: SCP Policy Options towards Green Economy with Eco-Industrial Development Practices and Material Flow Accounting Tools**

by Prof. Dr. Anthony Chiu

De La Salle University, Philippines

11.00-11.20 Greenhouse Gas Emission in the Production of Microemulsion-based Biofuel

O-A-01 *Noukamol Arpornpong*

11.20-11.40 Environmental Impact Evaluating of CRT and LCD Computer Screens End of Life

O-A-02 *Management between Landfilling and Recycling Approaches*

Tatthap Veeratat

11.40-12.00 Comparison of Environment Impacts for End-of-Life (EOL) Management of

O-A-03 *Smartphone*

Witthawin Sangprasert

Room: Queen's Park 4

Session B: Pollution Prevention / Waste Utilization

Chairs: Dr. Maria Fuerhacker, Austria and Dr. Patiparn Punyapalakul, Thailand

10.30-10.50 Parametric and Kinetic Studies of Sodium Diclofenac Adsorption onto Activated

O-B-01 *Carbon Derived from Waste Rice Hulls*

Judilyn Q. Filipinas

10.50-11.10 Adsorption of Diclofenac from Aqueous Solution Using Fe-Mn Binary Oxides:

O-B-02 *Parametric and Kinetic Study*

Benny Marie B. Ensano

- 11.10-11.30 Characterisation of Ten Organic Waste Biochars and their Use Potential for
O-B-03 Contaminant Removal: A Feasibility Study
Ajit K Sarmah

Room: Queen's Park 5

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Tjandra Setiadi, Indonesia and Dr. Benjaporn Suwannasilp, Thailand

- 10.30-10.50 Development of Photo-Biohydrogen Process for Treatment of Starch Residue
O-G-01 *Supaknapar Rattanagumpol*
- 10.50-11.10 Potential and Reality of Bio-fermented Solution on Treating Polluted Water
O-G-02 *Sukanya Kaewruang*
- 11.10-11.30 The Response of Perturbation on Performance of Anaerobic Partial Mixed Reactor
O-G-03 Treating High Strength Wastewater
Amornrat Boonmee
- 11.30-11.50 Current Production Increase by Biofilm and Nano-Pili Attached to the Electrode in
O-G-04 the Microbial Fuel Cell
Numfon Eaktasang

Room: Queen's Park 6

Session F: Remediation of Contaminated Soil and Groundwater

Chairs: Dr. Say Kee Ong, USA and Dr. Pichet Chaiwiwatworakul, Thailand

- 10.30-10.50 Assessing and Communicating the Sustainability of Land Remediation Options
O-F-01 *Daniel C.W. Tsang*
- 10.50-11.10 Modelling of Salt Intrusion under Heavy Rainfall Infiltration
O-F-02 *Nattachat Boonchukusol*
- 11.10-11.30 Electromagnetic Induction Heating of Polymer-Modified Nanoscale Zerovalent Iron
O-F-03 (NZVI) Accelerates Remediation of Dense Non-aqueous Phase Liquid (DNAPL)
Source Zone via Enhanced Dechlorination and NAPL Dissolution
Tanapon Phenrat
- 11.30-11.50 Using Multi-Criteria Evaluation (MCE) and Geographic Information System (GIS)
O-C-01 for Assessing Flood Vulnerable Areas of Shrimp Farm in Chacheongsao Province
Chaiyaporn Seekao

Room: Queen's Park 1

- 13.00-14.15 **Panel I: Green Economy Concept and Policies - Pathways to Sustainable Development?**

Moderator: Prof. Dr. Thongchai Panswad

- Perspectives on Green Economy
Dr. Stefanos Fotiou, Senior Regional Coordinator, Resource Efficiency, Regional Office for Asia and the Pacific, United Nations Environment Programme
- Green Growth Strategy and Best Practices in South Korea
Assoc. Prof. Dr. Heekwan Lee, Director, Incheon Regional Technology Development Center, and Lecturer at School of Urban and Environmental Engineering, Incheon National University
- Green Growth Strategy and Its Implementation in Thailand
Dr. Wijarn Simachaya, Deputy Permanent Secretary, Ministry of Natural Resources and Environment

Room: Queen's Park 1

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Eakalak Khan, USA and Dr. Patiparn Punyapalakul, Thailand

- 14.30-15.00 **Special Lecture II: Emerging Contaminants - How Can We Cope with this Challenge?**
by **Prof. Dr. Maria Fuerhacker**
University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Austria
- 15.00-15.20 Comparison of Sorption of Dissolved Phosphorus onto Various Surface Modified
O-G-05 Activated Carbon (SMAC) for Advanced Phosphorus Removal
Sangmin Lee
- 15.20-15.40 Determination of Antibiotics (Tetracyclines And Sulfonamides) In Swine Wastewater
O-G-06 By Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry
Jirawan Deeraksa
- 15.40-16.00 Influence of Biofilm Carrier on Ammonia Oxidation in a Moving Bed
O-G-07 Biofilm Reactor
Wannipha Dokbua

Room: Queen's Park 4

Session B: Pollution Prevention / Waste Utilization

Chairs: Dr. Takashi Yamaguchi, Japan and Dr. Alisa Vangnai, Thailand

- 14.30-15.00 Isolation and Characterization of an Alkaliphilic and Metal-tolerant Microorganism
O-B-04 from A Landfill Site for Fly Ash Bioleaching
Yen-Peng Ting
- 15.00-15.20 Optimization of Sewage Sludge, Swine Waste, and Food Waste Co-Digestion
O-B-05 *Kim Sang-Hyoun*
- 15.20-15.40 Biosurfactant Production from Glycerol Waste And Its Applications for Enhancing
O-B-06 Solubilization, Dispersion, and Emulsification of Petroleum
Ekawan Luepromchai
- 15.40-16.00 Bioproduct from Shrimp Shell for Manipulating Soil borne Root Rot Fungi: Fusarium
O-B-07 oxysporum, Rhizoctonia solani, and Sclerotium rofsii
Bajaree Lolium

Room: Queen's Park 5

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Marjorie Valix, Australia and Dr. Sumana Ratpukdi, Thailand

- 14.30-15.00 Influence of Aeration and Hydraulic Retention Time to Membrane Bioreactor
O-G-08 Performances in Treating High Nitrogen Wastewater
Tjandra Setiadi
- 15.00-15.20 Effect of Ammonia on Enrichment of Ammonia-Oxidizing Microorganism Inoculums
O-G-09 for Ammonia Removal in Shrimp Ponds
Thanasita Chodanon
- 15.20-15.40 Effects of Nitrite on Kinetics of Nitrite Oxidizing Bacteria Inoculums for Nitrite
O-G-10 Removal in Shrimp Ponds
Wipasanee Tangkitjawisut
- 15.40-16.00 Decentralized Composting of Institutional Wastes
O-C-02 *Ajay S. Kalamdhad*

Room: Queen's Park 6**Session I: Environmental Policy, Law and Economics****Chairs: Dr. Say Kee Ong, USA and Dr. Chaipayorn Puprasert, Thailand**

- 14.30-15.00 Study on the Characteristics of the Activity Data for General Vessels in the Maritime
O-H-01 Sector
Heekwan Lee
- 15.00-15.20 Evaluation of Municipal Solid Waste Characteristics via Self-Appraisal Technique
O-I-01 *Amornchai Chalcharoenwattana*
- 15.20-15.40 Avoidance of Greenhouse Gas Emissions By Passive Aeration of Landfill:
O-I-02 Case study in Tropical Environment
Komsilp Wangyao
- 15.40-16.00 Investigation of Solid Waste Open Burning Activity in Thailand
O-I-03 *Saphawan Wattanakroek*

Room: Queen's Park 1**Session J: Emerging Issues****Chairs: Dr. Petros Gikas, Greece and Dr. Manaskorn Rachakarakij, Thailand**

- 16.00-16.20 Electronic Waste: an Insight from Saudi Arabia
O-J-01 *Zayed Ali Huneiti*
- 16.20-16.40 Assessment of E-Waste Management in Dhaka City: Issues and Strategies towards
O-J-02 Sustainable Development
Tanzim Alam
- 16.40-17.00 Assessing the Potential of Acidithiobacillus thiooxidans in Bioleaching of Electronic
O-J-03 Waste
Marjorie Valix

Room: Queen's Park 4**Session J: Emerging Issues****Chairs: Dr. Pedro Alvarez, USA and Dr. Pisut Painmanakul, Thailand**

- 16.00-16.20 Kinetics and Copper Dissolution Behaviour from Copper-Rich E-Waste Using
O-J-04 Acidophilic Bacteria
Alex Cheung
- 16.20-16.40 A Multimedia Data Mining System and Its Applications for Global Environmental
O-J-05 Analysis
Yasushi Kiyoki
- 16.40-17.00 Material Flow Analysis of Municipal Solid Wastes in Bangkok: Case Study On-Nuch
O-J-06 Transfer Station
Saravane Singtong

Room: Queen's Park 5**Session G: Water and Wastewater Science and Engineering****Chairs: Dr. Takashi Yamaguchi, Japan and Dr. Sang-Min Lee, Korea**

- 16.00-16.20 Study of Bubble Hydrodynamic and Mixing Parameters from Induced Air Flotation
O-G-11 (IAF) with Mixing Devices in Plastic Separation Process
Pattarasiri Fagkaew

- 16.20-16.40 The Microbial Distribution in Fluidized Bed Reactor Under Various Operating
O-G-12 Conditions
Phatchariya Rungkitwatananukul
- 16.40-17.00 Life Cycle Assessment of Vehicle Batteries
O-A-04 *Chuleekorn Sawettavong*

Room: the Terrace

17.00-18.00 **MOU Signing Ceremony**

18.00-20.30 **Conference Reception**

Wednesday 22 May 2013

Room: Queen's Park 1

- 09.00-10.20 **Panel II: Sustainable Consumption and Production Policy for Waste Management**
(co-hosted by United Nations Environment Programme)

Moderator: Dr. Stefanos Fotiou, Regional Office for Asia and the Pacific, UNEP

- *Ms. Shalimar Vitan*, Asia Pacific Coordinator for the Global Alliance of Incinerator Alternatives (GAIA), Philippines
- *Mr. Mohammad Helmy*, vice Chair, Indonesia Solid Waste Association, Indonesia
- *Mr. Donovan Storey*, Chief, Sustainable Urban Development Unit, UN-ESCAP, Thailand
- *Assoc. Prof. Dr. Alice Sharp*, Head, Department of Common and Graduate Studies, Sirindhorn International Institute of Technology, Thammasat University

Room: Queen's Park 1

Session F: Remediation of Contaminated Soil and Groundwater

Chairs: Dr. David A. Sabatini, USA and Dr. Chakkaphan Sutthirat, Thailand

- 10.40-11.10 **Special Lecture III: PAH Bioavailability Estimation Using Various Chemical Extraction Methods**

by Prof. Dr. Say Kee Ong
Iowa State University, USA

- 11.10-11.30 Effects of Different Rates of Boiler Ash, Filter Cake and Vinasse Amendments on the
O-F-04 Fractionation of Cd And Zn in Cd Contaminated Soil
Pensiri Akkajit
- 11.30-11.50 Effect of Arbuscular Mycorrhiza Fungi on Heavy Metal Co-contamination in the
O-F-05 rhizosphere of *L. philippensis* (Cham.) Benth. Growing in the Contaminated Sediment
Kallaya Suntornvongsagul
- 11.50-12.10 Waste Treatment Using Vermifiltration
O-F-06 *Meena Khwairakpam*

Room: Queen's Park 4

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Kim Sang-Hyoun, Korea and Dr. Tawan Limpiyakorn, Thailand

- 10.40-11.00 Utility of Constructed Wetlands in Treating Domestic Wastewater in Indian
O-G-13 Environmental Conditions
Akhilendra B. Gupta
- 11.00-11.20 Ready-To-Use Serratia Sp. W4-01 Inoculum for Treatment of Lipid-Rich Wastewater
O-G-14 and Its Potential Application in Petrol Station
Onruthai Pinyakong
- 11.20-11.40 Enhancement of Nitrate and Sulfate Removal Efficiency in Anaerobic Baffled
O-G-15 Reactor (ABR) by Iron Addition
Monchai Pumkaew
- 11.40-12.10 Toxic Phenol-Production Wastewater Treatment by Fenton and Biological Processes
O-G-16 *Kamonreuthai Tudthiam*

Room: Queen's Park 5

Session C: Sustainable Consumption and Production

Chairs: Dr. Chantra Tongcumpou, Thailand and Dr. Noppadon Kitana, Thailand

- 10.40-11.00 An Ecologically Sustainable Aquaponic System : Lettuce and Puntius Carp
O-C-03 *Dhiti Cheochanvit*
- 11.00-11.20 Effect of Coir Pith and Modified Coir Pith as Soil Amendments in Arsenic Uptake in
O-B-08 Rice Plants
Suteera Arnamwong
- 11.20-11.40 Effect of Nitrilotriacetic Acid (NTA) and Ethylenediaminetetraacetic Acid (EDTA)
O-F-07 on Arsenic Uptake from Contaminated Soil by Mimosa Pudica L.
Khamla Nanthavong

Room: Queen's Park 6

Session E: Eco-toxicity/ Environmental and Human Risk Assessment

Chairs: Dr. Yen-Peng Ting, Singapore and Dr. Tassanee Prueksasit, Thailand

- 10.40-11.00 Non-Combustion Technology for The Destruction of Polychlorinated Biphenyls
O-I-04 (Pcb) in The Philippines: An Evaluation of Its Affordability And Accessibility for
Government-Managed Electric Cooperatives
Luisa P. Martinez
- 11.00-11.20 Health risk assessment from rice and vegetables in the vicinity of abandon lead
O-E-01 smelter, Bo-Ngam lead mine, Karnchanaburi, Thailand
Teerawit Poopa
- 11.20-11.40 Health Risk Assessment of Volatile Organic Compounds in Painting Process in the
O-E-02 Automotive Industry
Charanya Daengthongdee
- 11.40-12.00 Distribution of BTEX from Incense Smoke and The Potential Health Risk for The
O-E-03 Workers at Worship Places in Bangkok, Thailand
Vee Maspat
- 12.00-12.20 Investigation of Volatile Organic Compounds in the Cabin of a New Car :
O-J-07 Concentrations and Effects of the In - Cabin Temperature and Car Age
Thabthim Chatsuvan

Room: Queen's Park 1

13.30-14.10 Keynote II: Green Industry Initiative for Sustainable ASEAN Economic Community

by Mr. Kan Trakulhoon

President and CEO of the Siam Cement Group

Room: Queen's Park 1

Session F: Remediation of Contaminated Soil and Groundwater

Chairs: Dr. David A. Sabatini, USA and Dr. Chantra Tongcumpou, Thailand

15.00-15.30 Special Lecture IV: Carbon Nanotube Enabled Environmental Remediation and Water Treatment

by Prof. Dr. Somenath Mitra

New Jersey Institute of Technology, USA

15.30-15.50 Application of Rotary Chip Disc for On-Site Heavy Metals Measurement

O-F-08 Am Jang

15.50-16.10 Decomposition of 4-Chlorocatechol Using the Immobilized Hydroxyquinol 1,2-

O-F-09 Dioxxygenase onto Single-Walled Carbon Nanotubes

Yanasinee Suma

16.10-16.30 Optimizing N₂ Selectivity using Nzvi-Based Trimetal for Nitrate Reduction

O-F-10 Yingyote Lubphoo

Room: Queen's Park 4

Session B: Pollution Prevention / Waste Utilization

Chairs: Dr. Yasushi Kiyoki, Japan and Dr. On-anong Larpparisudthi, Thailand

15.00-15.20 Bioleaching Of Gold From Electronic Scrap Material Using Mutated

O-B-09 Chromobacterium violaceum

Yen-Peng Ting

15.20-15.40 Effective Management of LiPF₆ in Lithium ion Battery: Pollution control and

O-B-10 Alternation Route to Preparation of Li₂SiF₆

Bankole Oluwatosin Emmanuel

15.40-16.00 Barium Recovery Using Fluidized-bed Crystallization Process

O-B-11 Resmond L. Reano

16.00-16.20 Comparison Study of Environmental Standards of Soil In East Asian Region In

O-B-12 Relation to Utilization of Recycling Materials

Rieko Kubota

Room: Queen's Park 5

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Marjorie Valix, Australia and Dr. Chaiwat Rongsayamanont, Thailand

15.00-15.20 UASB-DHS-A2SBR System without External Aeration for Removal of Organic

O-G-17 matter, Nitrogen and Phosphorus in Domestic Wastewater

Takashi Yamaguchi

15.20-15.40 Optimization of Hydrogen Production from Tapioca Wastewater by Anaerobic Mixed

O-G-18 Culture Using Central Composite Design

Phatlapha Thanwiset

- 15.40-16.00 Removal of Micro-Pollutants By Foulant Layer on Membrane Surface in Membrane
O-G-19 Bioreactor Treating Municipal Landfill Leachate
Samunya Sanguanpak
- 16.00-16.20 Role of Attached Sludge on P-Nitrophenol Acclimatization in Combined Suspended-
O-G-20 Attached Growth System
Niyapran Lertlaokul

Room: Queen's Park 6

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Heekwan Lee, Korea and Dr. Pisut Painmanakul, Thailand

- 15.00-15.20 Performance of Tiny Microbubbles Enhanced with Normal Cyclone Bubbles in
O-G-21 Separation of Fine Oil-In-Water Emulsions
Tsuyoshi Imai
- 15.20-15.40 Wastewater Treatment Plants as Net Energy Production Factories
O-G-22 *Petros Gikas*
- 15.40-16.00 COD Reduction from TFT-LCD Wastewater by Adsorption Using Chitosan-Coated
O-G-23 Bentonite: Optimization and Adsorption Studies
Mayzonee V. Ligaray
- 16.00-16.20 Phosphate Recovery from TFT-LCD Wastewater by Crystallization as Magnesium
O-G-24 Phosphate in Fluidized Bed Reactor: Effect of pH and Mg:P Ratio
Maria Lourdes Dalida

Thursday 23 May 2013

Room: Queen's Park 3

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Eakalak Khan, USA and Dr. Manaskorn Rachakarakij, Thailand

- 09.00-09.30 **Special Lecture V: Water Supply Sustainable Management of Tap Water**
by Sompodh Sripoom
Managing Director of Thai Tap Water Supply PCL
- 09.30-09.50 Confidence of Tap Water for Drinking Purpose in Bangkok Metropolitan and Its
O-J-08 Vicinity after Flooding Crisis
Sopa Chinwetkitvanich
- 09.50-10.10 Development of Hybrid Process (Adsorption And Hydrocyclone) for the Treatment of
O-G-25 Humic Acid Presence in Liquid Phase
Lucksiga Kongvichen
- 10.10-10.30 Study of In-line Coagulation and Flocculation Processes for Turbidity Removal: Floc
O-G-26 Size Prediction
Ratchanan Chamnanmor

Room: Queen's Park 4

Session D: Fate and Transport of Pollutants in the Environment

Chairs: Dr. Somenath Mitra, USA and Dr. Noppadon Kitana, Thailand

- 09.00-09.20 Dispersion of Arsenic in Environment of Gold Mine Area at Wangsaphung
O-D-01 District, Loei Province, Thailand
Wanpen Wirojanagud

- 09.20-09.40 Estimating Annual Cadmium Load via Surface Runoff into Songkhla Lake,
O-D-02 Thailand
Kitipan Kitbamroong
- 09.40-10.00 Influence of Electric Fields on the Stability of Titanium Dioxide and Zinc
O-D-03 *Natalia Monroy*
- 10.00-10.20 Sequential Fractionation of Heavy Metals In Agricultural Soils: A Case Study of
O-D-04 Hua Rua Area, Ubon Ratchatani Province
Tulaya Masipan

Room: Queen's Park 5

Session H: Air Quality Model and Technology

Chairs: Dr. Prapat Pongkiatkul, Thailand and Dr. Tassanee Prueksasit, Thailand

- 09.00-09.20 Study on The Impact of Breeze Pattern on Dispersion Characteristics of Air
O-H-02 Pollution
Heekwan Lee
- 09.20-09.40 Photocatalytic Oxidation of Benzene, Toluene, Ethylbenzene and Xylenes (Btex)
O-H-03 by Titanium Dioxide (TiO₂) Cementitious Materials for Air Pollution Control
Tanutchai Meechaiyo
- 09.40-10.00 Height Variations and Characteristic Fluctuation of Roadside Fine Particulate
O-H-04 Matter
Chatkrita Ratanaphain
- 10.00-10.20 Assessment of Indoor Air Pollution in a Hospital
O-H-05 *Chotikoon Bunditboondee*

Room: Queen's Park 6

Session F: Remediation of Contaminated Soil and Groundwater

Chairs: Dr. David A. Sabatini, USA and Dr. Alisa Vangnai, Thailand

- 09.00-09.20 Microbial Diversity in a Volatile Organic Compounds (VOCs) - Contaminated
O-F-11 Groundwater Site at Rayong
Nipa Milintawisamai
- 09.20-09.40 Characterization of Biosurfactants Produced by Bacillus Sp. GY19 and Potential
O-F-12 Applications in Soil Washing
Alice Rau
- 09.40-10.00 Novosphingobium pentaromativorans PCY: the newly PAH-degrading inoculum for
O-F-13 bioremediation of contaminated site
Wanwasan Wongwongsee
- 10.00-10.20 The Enhancement of Reductive Dechlorination of 234-Trichlorobiphenyl And 2345-
O-F-14 Tetrachlorobiphenyl by Using Halogenated Primers
Wichidtra Sudjarid

Room: Queen's Park 3

Session C: Sustainable Consumption and Production

Chairs: Dr. Maria Fuerhacker, Austria and Dr. Chantra Tongcumpou, Thailand

- 10.45-11.15 **Special Lecture VI: Surfactant-Microemulsion-based Environmental
Technologies: From Subsurface Remediation to Oilseed Extraction to Biodiesel
by Prof. Dr. David A. Sabatini
University of Oklahoma, USA**

- 11.15-11.35 Effects of Manufacturing Variables on the Transesterification Reaction for Biodiesel
O-C-04 Fuel
Tsair-Wang Chung
- 11.35-11.55 Vegetable oil-Based Reverse Micelle Microemulsion Biofuel Using Biodegradable
O-C-05 Surfactants
Chodchanok Attaphong
- 11.55-12.15 Properties Improvement of Microemulsion Fuel from Ethanol-Jatropha Oil-Diesel by
O-B-13 Surfactant Selection
Akechai Sankumgon

Room: Queen's Park 4

Session J: Emerging Issues

Chairs: Dr. Wanpen Wirojanagud, Thailand and Dr. Srilert Chotpantarat, Thailand

- 10.45-11.05 Mechanistic Investigation of the Bioleaching of E-Wastes Using Acidophilic Bacteria
O-J-09 and Fungi
Marjorie Valix
- 11.05-11.25 Emerging Issue in a Proper Recycling Technology for The Non-Metallic Portion
O-J-10 Separated From Printed Circuit Board Scrap : A Case Study Of Recycling by Using
Pyrolysis Process
Songpol Boonsawat
- 11.25-11.45 Investigation of the Biological and Medical Waste Management in Riyadh, Saudi
O-I-05 Arabia
Abdullah Alhadlaq
- 11.45-12.05 Effect of Air Temperature Change on Electricity Demand of Urban and Suburban
O-J-11 Areas of Ho Chi Minh City
Tran Thi Thu Thao

Room: Queen's Park 5

Session G: Water and Wastewater Science and Engineering

Chairs: Dr. Yasushi Kiyoki, Japan and Dr. Pichet Chaiwiwatworakul, Thailand

- 10.45-11.05 Pareto Analysis for The Design Optimization of a River Monitoring Network with
O-G-27 Multiple Objectives
Huei-Tau Ouyang
- 11.05-11.25 Impacts of Land Use Changes on River Runoff in Yom Basin During 1988-2009
O-G-28 Using Swat Hydrologic Model
Supattra Kitichuchairit
- 11.25-11.45 Spatial-Temporal Variations of Nitrate Concentration in Yom River
O-G-29
Satika Boonkaewwan

Room: Queen's Park 6

Session E: Eco-toxicity/ Environmental and Human Risk Assessment

Chairs: Dr. Benjaporn Suwannasilp, Thailand and Dr. Thunyalux Ratpukdi, Thailand

- 10.45-11.05 Bioavailability of Heavy Metals from Root Vegetables by Using Digestive Tract Fluids
O-E-04
Siti Najyan Said
- 11.05-11.25 Contamination and Footprints of Chlopyrifos (Organophosphate Pesticide) on Rice-
O-E-05 Growing Farmers' Body: A Case Study in Nakhon Nayok Province, Central Thailand
Sattamat Lappharat

- 11.25-11.45 Effect of Ammonia Concentration on Ammonia-Oxidizing Microorganisms
 O-E-06 Population in Nitrifying Sludge
Angkana Jantanaprasartporn
- 11.45-12.05 The influence of PROPER Award Towards Products Innovation and Control of The
 O-E-07 Waste Disposal by Small and Medium Enterprises (SME) in Bandung
Khairul Huda

Room: Queen's Park 3

- 13.15-15.30 **Panel III: Opportunities and Impact of ASEAN Economic Community on the Environment: Future Research Needs** (co-hosted by Thailand Research Fund)

Opening Remark: *Prof. Suthipun Jitpimolmard, MD, TRF Director*

Moderator: *Prof. Dr. Methi Wecharatana, New Jersey Institute of Technology*

Commentator: *Assoc. Prof. Dr. Sitanon Jesdapipat, Rangsit University*

- *Assoc. Prof. Dr. Niramom Sutummakid*, Lecturer, Faculty of Economics, Thammasat University
- *Prof. Dr. Mario Tabucanon*, Visiting Professor, United Nations University-Institute of Advanced Studies
- *Assoc. Prof. Dr. Adis Israngkura*, Advisor, Thailand Development Research Institute and Dean of School of Development Economics, National Institute of Development Administration
- *Mr. Aboejoewono Aboeprajitno*, Former Director, Basel Convention Regional Centre for South-East Asia (BCRC-SEA)
- *Dr. Chaiyod Bunyagidj*, Technical Advisor, United Analyst and Engineering Consultant Co. Ltd
- *Dr. Peter King*, Senior Policy Advisor, Institute for Global Environmental Strategies (IGES) Regional Centre

- 15.30-16.00 **Open Discussion**

- 16.00-16.15 **Closing Remark**

POSTER PRESENTATIONS

Wednesday 22 May 2013

14.10 – 15.00, Foyer of Queen Park's 1

- P-B-01 Improvement of Soybean Oil Solubility in Short-Chain Alcohol Using a Fatty Alcohol Ethoxylate
Nattapong Tuntiwiwattanapun
- P-B-02 Influence of Membrane Polymorphism on Barrier Properties of Biodegradable Composite Films
Boonyong Punantapong
- P-B-03 Degradation of Phorbol Esters in Jatropha Curcas Seed and Oil in Different Storage Conditions
Naphatsarnan Phasukarratchai
- P-B-04 Effect of Rice Varieties and Fertilizer Type on Methane Emission From Paddy Fields
Yuttapong Pongaksorn
- P-B-05 Effect of Fertilizers on Methane Emissions from Paddy Field
Sarinee Chomkaew
- P-B-06 Sulfur Oxidizing Bacterial Biofilter for Removal of Hydrogen Sulfide from Biogas
Kawin Rujisangvittaya
- P-B-07 Fabrication of Cassava Peel-Based Edible Film Using Ultrasound Reduced Biopolymer Size
Aomjai Worthong
- P-B-08 Development of a Selective Bulk Optode Membrane Containing Benzothiazolecalix[4]Arene for Determination of Silver Ion
Rawian Wattanayon
- P-C-01 Kinematic Viscosity of Jatropha Biodiesel in Various Ratio and Content of Ethanol-Fatty Alcohol Ethoxylate Nonionic Surfactant Mixture
Mongkolchai Assawadithalerd
- P-C-02 Automatic Meter Reading Based on Visual Management System for Improve Energy Efficiency in Factory
Bancha Jitsong
- P-D-01 Hydrogeochemical Characteristics of Groundwater Surrounding Gold Mine Area
Jirawan Thamrongsrisakul
- P-E-01 A Study of The Effects of Nano-Scale Iron and Zeolite on the Toxicity of Chemical Mixtures Employing a Rapid Assessment Method
Boontida Uapipatanakul
- P-E-02 Quantifying Zinc Uptake in Barley Plants after Exposure to Engineered Nano-Scale Zinc Oxide
Cordelia P N Rampley
- P-E-03 Evaluation of Phytotoxicity And Beneficial Effects of Multi-Walled Carbon Nanotubes in Maize Plant
Wuttipong Mahakham
- P-E-04 Site-Related Difference in Herbicide Contamination and Associated Biomarkers in the Freshwater Mussel *Unio* Contradens in Agricultural Catchments, Nan Province
Tongchai Thitiphuree

- P-E-05 Herbicide Utilization in Paddy Fields Increases Fluctuating Asymmetry of The Populated Rice Frog *Fejervarya limnocharis*
Panupong Thammachoti
- P-E-06 Enzymatic And Cellular Responses In Rice Field Crab *Esanthelphusa Nani* Living In Herbicide Utilization Paddy Fields, Nan Province
Rachata Maneein
- P-E-07 Herbicide Utilization in Paddy Field Alters Immune Response of the Rice Frog *Fejervarya Limnocharis* Living in Agricultural Area at Nan Province, Thailand
Khattapan Jantawongsri
- P-F-01 Behavior of Dibutyltin Dichloride Affecting the Aquifer Remediation by Surfactant Technique
Seelawut Damrongsiri
- P-F-02 Bacterial Diversity in Antarctic Soils and Detection of Hydrocarbon Degradative Genes
Chanokporn Muangchinda
- P-F-03 Properties of Biosurfactant Powder from *Bacillus* Sp. Gy19 for Enhancing Petroleum Removal
Witchaya Kaewtip
- P-F-04 Biological Treatment of Lipid-Rich Wastewater by Ready-To-Use *Serratia* sp.W4-01
Nanthorn Paorach
- P-F-05 Degradation of Diesel in Fresh Water Samples by Bacterial Consortia SJ42 and SJ51
Suthasinee Jittimanee
- P-F-06 Biosurfactant Production by Immobilized *Gordonia* sp. GY40 Cells and its Potential Application as Petroleum Dispersant
Supattra Laorrattanasak
- P-F-07 Pyrene-Degrading Bacteria on Ornamental Plant Leaves Along Urban Roadsides
Weerayuth Siriratuengsuk
- P-F-08 Effects of Sub-CMC Sodium Dihexyl Sulfosuccinate on Tributyltin Bioavailability and Biodegradation in Subsurface soil
Lada Mathurasa
- P-F-09 Phytoremediation of Copper by Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) and Water Lettuce (*Pistia Stratiotes*)
Jakwida Choowongsirikul
- P-F-10 Effect of Combined Bioaugmentation and Biostimulation on Carbofuran Degradation in Contaminated Soil
Patcharaporn Pimmata
- P-F-11 Cadmium and Zinc Tolerate Properties of *Cupriavidus Taiwanensis* KKU2500-3 and Study of Gene in Response to Cadmium Stress
Surasak Siripornadulsil
- P-F-12 Isolation and Characterization of Engine Oil-Degrading Bacteria
Surasak Siripornadulsil
- P-G-01 Treatment of Organic Wastewater Containing High Sulfate Using a Single Chamber Air-Breathing Microbial Fuel Cell
Atiwich Lorwirachsutee
- P-G-02 Determination of Iron Contaminated in Water by Digital Image-Based Analysis
Worawit Wongniramaikul

- P-G-03 Phenols and Color Removal from Treated Palm Oil Mill Effluent by Immobilized Bacteria and White Rot Fungi
Wipaporn Ekamornthanakul
- P-G-04 Colorimetric Detection of Arsenic(Iii) in Aqueous Solution Using Difluoroboron-Curcumin
Sirinya Sirawatcharin
- P-G-05 Application of Ultrasound with Chemical Coagulation
Chalermkiat Boonlue
- P-G-06 Degradation of 17 α -methyltestosterone in Water Using UV Radiation
Kattinat Sagulsawasdiapan
- P-J-01 The 2011 Flood Altered Nesting Activities of the Freshwater Turtle *Malayemys macrocephala* at Phra Nakhon Si Ayutthaya Province, Central Part of Thailand
Rangsima Pewphong

SEQUENTIAL FRACTIONATION OF HEAVY METALS IN AGRICULTURAL SOILS: A CASE STUDY OF HUA RUA AREA, UBON RATCHATANI PROVINCE

Srilert Chotpantarat^{1, 2*} and Tulaya Masipan³

¹Department of Geology Faculty of Science Chulalongkorn University, Thailand.

² Center of Excellence on Hazardous Substance Management (HSM),
Chulalongkorn University, Thailand

³ Inter-department of Environmental Science, Graduate School, Chulalongkorn University, Thailand

Email address: csrilert@gmail.com

Key words: Heavy metals, Mobility, BCR scheme, Ubon Ratchatani province

ABSTRACT

Anthropogenic may cause to continuous release of heavy metals in agricultural soils. In few decades, there has long been used agrochemical, i.e. fertilizers and pesticides, in many areas in Thailand. Heavy metals contained in such chemicals may release into soils and may eventually transfer into the food chain or reach through shallow groundwater. In this study, soil samples were collected 12 locations from chili field in Hua Rua area, Ubon Ratchathani Province, which has long been applied agro-chemicals for agricultural activities for many decades. Mobility potential of heavy metals in soils was analyzed by the BCR scheme, which was divided into four sequential fractionation phases and then measured the amount of heavy metals by inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry (ICP-MS). The study found that the soil was contaminated by arsenic (As), copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn). The results showed that summation of fraction 1 (exchangeable fraction) and fraction 2 (reducible fraction) of copper (Cu) and zinc (Zn) in most soils were higher than 50%, ranged from 68.71 to 78.79%, except soils collected from point no. 8 and 11, indicating such metals may be easily leached into shallow ground water, which may cause harmful to subsurface environment. Furthermore, the mobility potential in term of sequential fractionation revealed the decreasing of mobility potential in the order of: Zn > Cu > Pb > As.

Keywords: Heavy metals, Mobility, BCR scheme, Ubon Ratchatani province

INTRODUCTION

Groundwater resources have been currently developed for use in both the industrial sector and agricultural areas where mostly are far from the irrigation system (Kumar et al., 2007; Manika et al., 2012). Ground water resources are the source of water that is cleaner than surface water (Manish et al., 2010; Carlson et al., 2011) but recent years, many areas found contamination in groundwater such as high concentration of heavy metals in the vicinity of abandoned and active mines (Rogen et al., 2009). Moreover, Due to an important approach to increase crop yield in agricultural areas, fertilizer application may change soil properties and also supply heavy metals in agricultural soils (Smith, 1996; Tsadilas et al., 2005). This consequence may adversely affect on ecosystem such as the loss of

soil fertility, the erosion of soil, the disease of crop and livestock including health of local people and associated animals by contacting or consuming these polluted soils and groundwater.

Hua Rua located in Muang district, Ubon Ratchatani province, is an intensively agricultural area with a lot of chilli farming and farmers have been used of chemical fertilizers and pesticides. Also, we found different types of chilli farms spreading throughout the area and all groundwater wells are located in such chilli fields. Most farmers have been consuming water from the groundwater well. Number of groundwater wells appeared to be increased (Department of Groundwater Resources, 2548) that is currently a problem with the many environments in which environmental issues are one of the contaminated groundwater (Anat and Paul, 2003) due to modern agricultural practice with the use of chemicals to increase agricultural productions. As a result, the risk of contamination of heavy metals, which are components in fertilizers and pesticides, in shallow groundwater may be more concerned (Yu et al., 2008; Pepijn et al., 2011; Parinya et al., 2012; Pepijn and Prasnee, 2012).

In this research, the objectives of the present study were to assess the contamination of heavy metals in soil and the mobility potential of heavy metals by the BCR Scheme (Perez et al., 2005) which may be used to describe heavy metals migration in shallow groundwater.

MATERIALS AND METHODS

Study area and collection of samples

The study area is located in Hua Rua, Muang district, Ubon Ratchatani province, Northern Thailand (Fig. 1) This area is one of largest areas of chilli farming in Thailand and the use of chemical fertilizers.

Soil sampling and analysis

Twelve Soil samples were collected from chili field in Hua Rua area, Ubon Ratchathani Province. Soil samples were disaggregated and sieved through smaller than 90 μm to remove plant debris, pebbles, and stones prior to analyzing concentrations of heavy metal, i.e., arsenic (As), copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn).

BCR sequential extraction scheme

The binding forms of heavy metals in soil samples were established according to the BCR sequential extraction scheme method (Perez and Valiente, 2005). This scheme normally classified heavy metals in four chemical fractions as follows: exchangeable fraction, reducible fraction, oxidizable fraction and residual fraction.

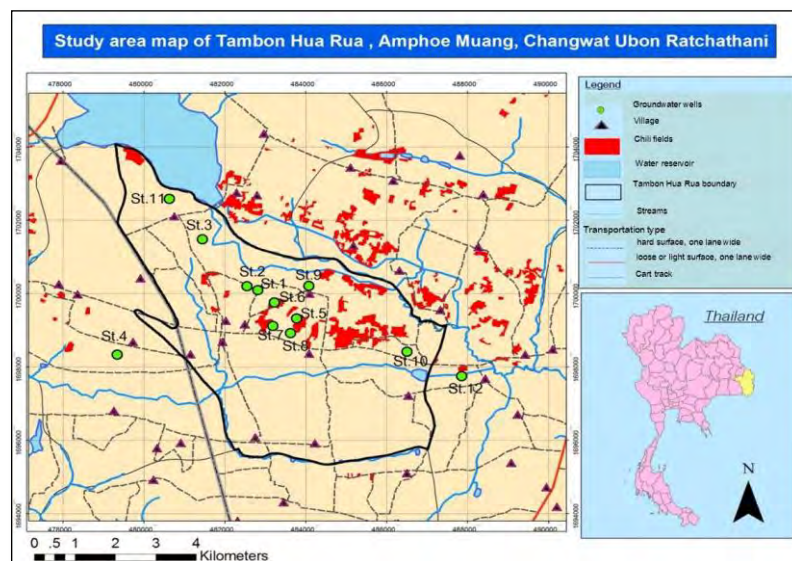


Figure 1. Study areas and soil sampling locations

RESULTS AND DISCUSSION

Fractionation concentrations of heavy metals in soils

The total concentrations of heavy metals (i.e., As, Cu, Pb and Zn) in all chili field in Hua Rua area, Ubon Ratchathani Province were shown in Fig.1. The results revealed that sum. of fraction 1 (Exchangeable fraction) and fraction 2 (reducible fraction) of copper (Cu) and zinc (Zn) in most soil samples were higher than 50% ranged from 68.71 to 78.79%, except soils collected from location 8 and 11. Concentration of copper (Cu) are the most at location 12 approx. 88.15% and Concentration of zinc (Zn) is the most at location 1 approx. 77.66% (Fig.2 and Table 1).

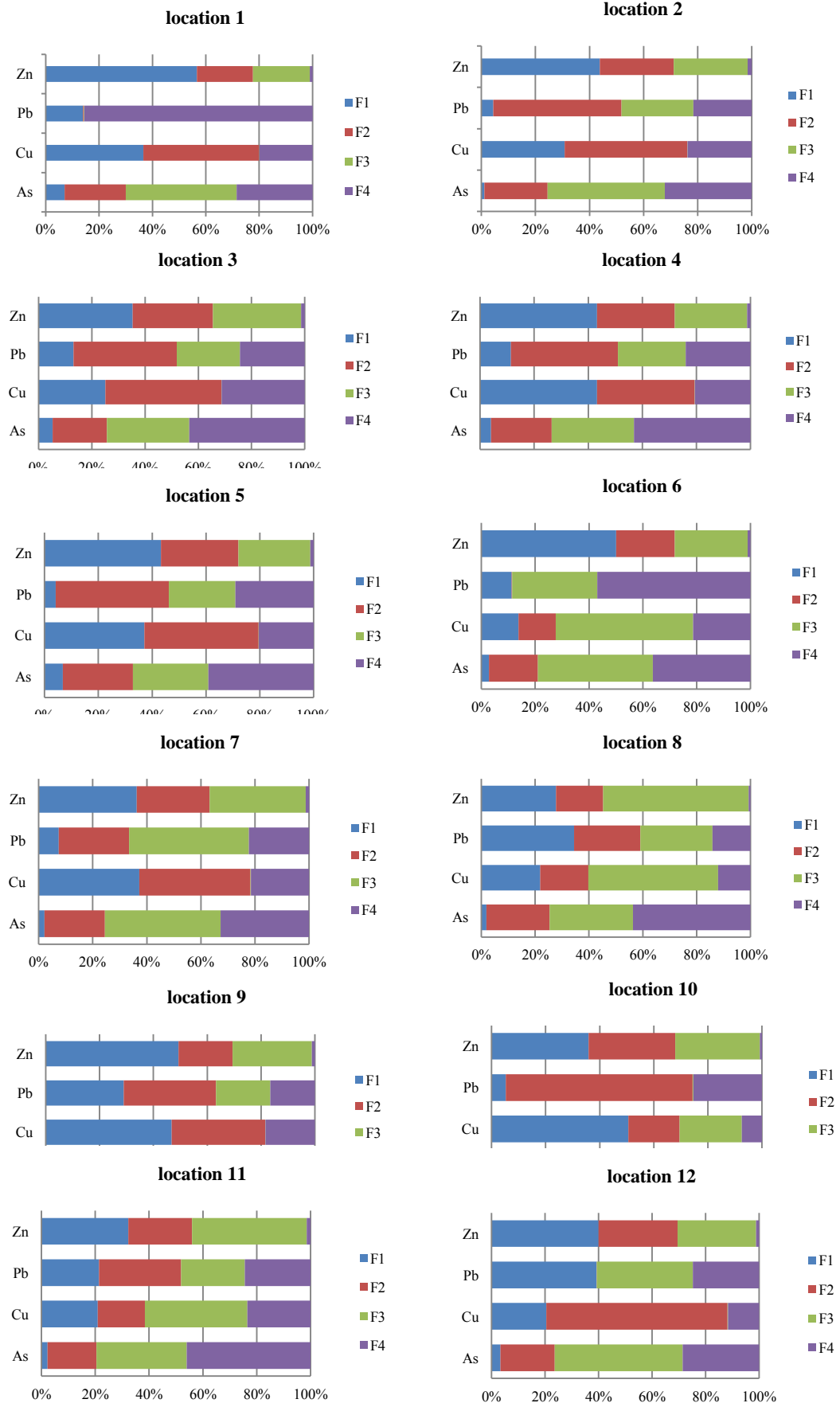


Figure 2. The total concentrations of heavy metals for 12 locations

Average percentage (ug / g) of four sequentially extracted phases of As, Cu, Pb and Zn in soils for 12 samples assessed by BCR scheme showed that the proportion in the chemical fraction 1 and 2, which summation of two fractions were higher than 50%, indicating that such metals could be easily dissolved in water and finally reach into soils and shallow groundwater. The summation of average percentage of fraction of 1 and fraction 2 were shown as the descending order as follows: Zn (66.83) > Cu (59.47) > Pb (52.76) > As (27.87). The study showed that concentrations (Fig.3) of zinc (Zn) were mostly found in leachable forms or Fractions 1 and 2, which were higher than 50%, suggesting that Zn can be easily dissolved in natural and eventually percolated through groundwater. The exchangeable fraction held weakly bound heavy metal species, which could be leached by ion-exchange mechanisms (Filgueiras et al., 2002).

Site 1-12	Exchangeable, F1	Reducible, F2	Oxidizable, F3	Residual, F4
As	5.84± (31.169)	22.03± (54.677)	37.21± (264.904)	34.91± (140.582)
Cu	27.42± (997.459)	32.06± (1639.728)	21.43± (1459.204)	19.10± (451.972)
Pb	22.25± (1769.748)	30.51± (2048.848)	23.27± (1625.211)	23.97± (834.550)
Zn	40.21± (26724.428)	26.62± (20644.042)	32.07± (42187.363)	1.09± (785.204)

Table 1. Average percentage and standard deviation (mean ± SD, ug/g) of four sequentially extracted phases of As, Cu, Pb and Zn in soils for 12 locations

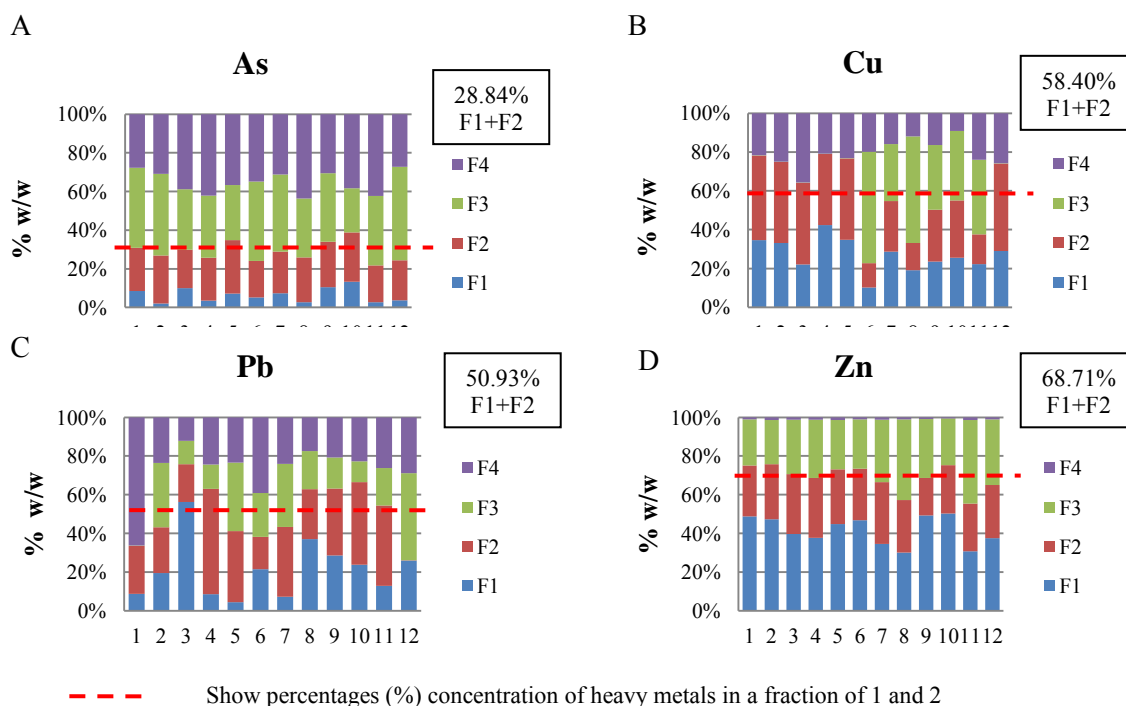


Figure 3. BCR sequential extraction scheme of 12 samples

Mobility potential of heavy metals

The mobility, immobility, and consequently the toxicity of heavy metals in chili field depend most of all on their types of binding forms. Table 2 displayed the mobility potential of heavy metals in different forms. All the heavy metals investigated were extracted in the exchangeable fraction zinc (Zn) and reducible fraction copper (Cu). The Zn and Cu had the highest percentage mobility in the exchangeable fraction, indicating that they should be the most readily available elements from the environmental point of view. Zn and Cu had the highest ability, susceptibility, and mobility potential to be released from the soil by a simple ion exchange mechanism. As represent the highest proportions in the oxidizable and residual fractions, which indicated that these two elements are the most non-mobile and thus potentially the least harmful. The residual concentration of any heavy metal was considered to be the non-mobile fraction.

Step	Condition	Mobility
1	Exchangeable fraction	Zn > Cu > Pb > As
2	Reducible fraction	Cu > Pb > Zn > As
3	Oxidizable fraction	As > Zn > Pb > Cu
4	Residual	As > Pb > Cu > Zn

Table 2. Mobility potential of heavy metals in chili field

CONCLUSIONS

In this study, the distribution and mobility characteristics of heavy metals (i.e., As, Cu, Pb, and Zn) in soil samples chili field in Hua Rua area, Ubon Ratchathani Province were investigated. The results showed that the fraction 1 (exchangeable fraction) and fraction 2 (reducible fraction) of copper (Cu) and zinc (Zn) in most soils were higher than 50%, indicating such metals may be easily leached into the shallow groundwater, which may cause harmful to subsurface environment. Furthermore, the mobility potential based on sequential fractionation results in the descending order of: Zn > Cu > Pb > As.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are very grateful to the Thailand Research Fund (Grant no.MRG 5480118), and Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management (EHWM) for partially funding support for financial support. We also gratefully acknowledge Assoc.Proc.Dr.Kriengsak Srisuk and Assoc.Proc.Dr.Chakkaphan Sutthirat for providing the valuable discussion and suggestions.

REFERENCES

- Antanaitis, D., Antanaitis, A., 2004. Migration of heavy metals in soil and their concentration in sewage and sewage sludge. *Ekologija* 1, 42 – 45.
- Anat, T., Paul, F.H., 2003. Use of geographic information systems for assessing groundwater pollution potential by pesticides in Central Thailand. *Environment International* 29, 87 – 93.
- Filgueiras, A.V., Lavilla, I., Bendicho, C., 2002. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *J Environment Monit* 4, 823 – 857.
- Gupta, M., Garg, N.K., Himanshu J., Sharma, M.P., 2012. Persistence and mobility of 2,4-D in unsaturated soil zone under winter wheatcrop in sub-tropical region of India. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146, 60 – 72.
- Mark, A., Carlson, K., Lohse, A., Jennifer McIntosh, C., Jean E.T.M., 2011. Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology* 409, 196 – 211.
- Manish, K., Pankaj, K., Ramanathan, A.L., Prosun, B., Roger, T., Umesh K.S., Tsujimura, M., Ondra S., 2007. A comparative evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in two intensively cultivated districts of Punjab, India. *Environmental Geology* 53, 553 – 574.
- Panuwet, P., Siri Wong, W., Prapamontol, T., Ryan, P. B., Fiedler, N., Mark G.R., Dana B.B., 2012. Agricultural pesticide management in Thailand: status and population health risk. *Environmental science & policy* 17, 72 – 81.
- Perez, G., Valiente, M., 2005. Determination of pollution trends in an abandoned mining site by application of a multivariate statistical analysis to heavy metals fractionation using SM&T-SES. *Journal of Environmental monitoring* 7, 29 – 36.
- Rogan, N., Dolenec, T., Todor, S., Tasev, G., Dolenec, M., 2009. Distribution and mobility of heavy metals in paddy soils of the Kočani in Macedonia. *Environ Earth Sci.* 5, 899 – 907.
- Schreinemachers, P., Sringarm, S., Sirijinda, A., 2011. The role of synthetic pesticides in the intensification of highland agriculture in Thailand. *Crop Protection* 30, 1431 – 1437.
- Schreinemachers, P., Tipraqsa, P., 2012. Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle and low income countries. *Food Policy* 37, 616 – 626.
- Wongsasuluk, P., 2010. Human health risk assessment associated with heavy metals in drinking shallow groundwater wells at Ubon Ratchathani province, Thailand. A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of



the Requirements for the Degree of Master. Science Program in Environmental Management, Graduate School Chulalongkorn University.

Yu, L., Xin, G., Gang, W., Qiang Z., Qiong S., Guoju X., 2008. Heavy metal contamination and source in arid agricultural soil in central Gansu Province, China. *Journal of Environmental Sciences* 20, 607 – 612.

ภาคผนวกที่ ข

บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ

1. **Chotpantararat, S.**, 2011. Causes and potential acid generation techniques of acid mine drainage (AMD). Engineering Journal 64(4): 59-66.



อาจารย์ ดร.ศรีเลิศ โชติพันธ์รัตน์

ภาควิชาธรณีวิทยา คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สาเหตุและเทคนิคการประเมินศักยภาพ การเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด

Causes and potential acid generation techniques of acid mine drainage (AMD)



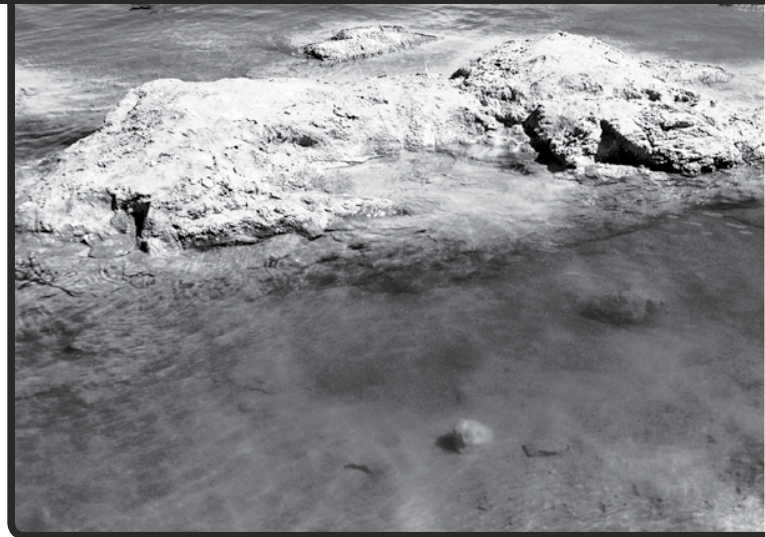
บทคัดย่อ

การเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดเป็นปัญหาที่เกิดจากการประกอบกิจการเหมืองแร่ที่ส่งผลเสียอย่างรุนแรงต่อสภาพแวดล้อมรอบข้างอย่างมากโดยเฉพาะดิน น้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน ปัญหาดังกล่าวส่วนใหญ่จะเกิดขึ้นภายหลังการปิดเหมืองไปแล้ว สำหรับประเทศไทยมีสถานประกอบกิจการเหมืองเป็นจำนวนมาก หากไม่มีการจัดการที่ดีหลังจากปิดกิจการไป ส่งผลให้เร่งการเกิดสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดเมื่อแร่ซัลไฟด์สัมผัสกับออกซิเจนและน้ำ ทำให้มลสารต่างๆ ถูกชะออกมาง่ายขึ้น เช่น โลหะหนักต่างๆ เป็นต้น และปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมในที่สุด ในบทความนี้กล่าวถึงสาเหตุการเกิด และเทคนิคที่ใช้ในการประเมินศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด ซึ่งประกอบด้วยวิธี acid base accounting (ABA) และอีกวิธีคือ net acid generation (NAG) ตลอดจนเกณฑ์ที่ใช้ในการประเมินน้ำเหมืองเป็นกรด นอกจากนี้ยังได้มีการพิจารณาร่วมระหว่างวิธี ABA และ NAG เพื่อช่วยให้การประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรดมีความถูกต้องและน่าเชื่อถือมากขึ้น จากที่กล่าวมาแล้วดังนั้นในการดำเนินกิจการเหมืองจำเป็นต้องประเมินโอกาสการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดในพื้นที่เพื่อวางแผนในการป้องกันและบรรเทาผลกระทบที่จะเกิดขึ้นในอนาคต



Abstract

Acid mine drainage (AMD) is one of the serious environmental problems caused by mining activities and adversely impacts on surrounding environments, especially for soil, surface water and groundwater. Major AMD problems



may occur after closure of mines. In Thailand, many mining areas may have not been taken care of properly. They may, in turn, promote the AMD generation as sulfide-bearing material is exposed to oxygen and water. Consequently, other contaminants containing in acidic water, such as some heavy metals will be easily released and eventually pollute the environment. This paper described causes of acid mine drainage and acid producing potential tests, which consist of acid base accounting (ABA) and net acid generation test (NAG), including their criteria used to evaluate acid producing potential in mining areas. In addition, the ABA test is used association with the NAG test to verify the acid generating potential of a sample. As mentioned, the acid producing potential tests should be encouraged to assess acid-generating potential to prevent and mitigate such impacts of acidic water in the future.



1. บทนำ

การประกอบกิจการเหมืองแร่เป็นอุตสาหกรรมหนึ่งที่ทำให้เกิดปัญหาต่อสิ่งแวดล้อมเนื่องจากมีกระบวนการเปิดหน้าเหมืองและการทิ้งกากของเสียหลังจากได้สกัดโลหะที่มีคุณค่าออกไป เช่น หินทิ้ง (Waste rocks) และกากแร่ (Tailings) เป็นต้น ซึ่งจะเป็นแหล่งของมลสารที่จะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมต่อไปหากไม่มีการจัดการที่ดีภายหลังการปิดกิจการไป การเกิดสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดจากการประกอบกิจการเหมืองแร่เป็นอีกปัญหาที่หลีกเลี่ยงไม่ได้ และเป็นปัญหาหลักของการประกอบกิจการเหมืองแร่ โดยเฉพาะเมื่อสิ้นสุดกิจการเหมืองแร่ เพราะปฏิกิริยาดังกล่าวจะช่วยเร่งให้เกิดการชะเอาโลหะหนักต่างๆ ที่มีอยู่ในหินทิ้งและกากแร่ เช่น ตะกั่ว (Pb) อาร์เซนิก (As) สังกะสี (Zn) แคดเมียม (Cd) เป็นต้น ลงในระบบน้ำผิวดินและน้ำบาดาลในที่สุด [1] น้ำเหมืองเป็นกรด (Acid mine drainage, AMD) คือน้ำขุ่นที่มีฤทธิ์เป็นกรดที่เกิดจากพื้นที่ประกอบกิจการเหมืองแร่ มีค่าพีเอชต่ำ ดังแสดงในรูปที่ 1 เป็นสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดในพื้นที่เหมืองแร่เหล็กที่ปิดกิจการไปแล้ว ประเทศสาธารณรัฐแอฟริกาดำ [2] การเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดสามารถเกิดขึ้นได้เองอย่างช้าๆ เนื่องจากการสีกกร่อนผุพังตามธรรมชาติของชั้นดินและชั้นหิน แต่อัตราการเกิดน้ำที่มีฤทธิ์เป็นกรดจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เมื่อมีการเปิดหน้าดินทำให้ชั้นดินและหินที่มีกลุ่มแร่ซัลไฟด์สัมผัสกับอากาศและน้ำได้มากขึ้น นอกจากนี้แบคทีเรียซึ่งเกิดขึ้นตามธรรมชาติ เช่น

Thiobacillus ferrooxidans เป็นต้น ยังสามารถเร่งปฏิกิริยาการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดเร็วขึ้นอีกด้วย [3-4] ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าปัญหาสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดจะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสิ่งมีชีวิตต่างๆ ตลอดจนระบบนิเวศในที่สุด ปัจจุบันพบปัญหาการเกิดสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดเกิดขึ้นในหลายๆ ประเทศ เช่น เหมืองถ่านหิน ประเทศสาธารณรัฐแอฟริกาดำ [2] เหมือง Black swan (BS) ทางตะวันตกของประเทศออสเตรเลีย [5] และเหมือง Tinto Santa Rosa ประเทศสเปน [6] เป็นต้น ในการบำบัดและฟื้นฟูพื้นที่ที่เสียหายเนื่องจากสภาพน้ำเหมืองเป็นกรดจำเป็นต้องใช้งบประมาณมหาศาล สำหรับประเทศไทยมีเหมืองเปิดกว่า 700 แห่งทั่วประเทศ ซึ่งมีโอกาสเสี่ยงที่จะเกิดปัญหานี้ในอนาคต จากที่กล่าวมาข้างต้น การประเมินศักยภาพในการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดและมาตรการในการควบคุมเพื่อลดความเสี่ยงในการเกิดสภาพดังกล่าวให้น้อยที่สุดจึงมีความสำคัญอย่างมากในการประกอบกิจการเหมืองแร่

สำหรับเนื้อหาในบทความนี้ได้อธิบายกระบวนการการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด และเทคนิคที่นิยมใช้ในการประเมินศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดเพื่อระบุพื้นที่ที่อาจก่อให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรด สำหรับเทคนิคเพื่อประเมินศักยภาพการเกิดกรดของพื้นที่นั้นๆ ได้แก่ วิธี acid base accounting (ABA test) [7-8] และวิธี net acid generation (NAG test) [7, 9] ซึ่งจะกล่าวในรายละเอียดต่อไป



รูปที่ 1 น้ำเหมืองเป็นกรด บริเวณเหมืองแร่เหล็ก ประเทศสาธารณรัฐแอฟริกาดำ [2]



2. การเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด

ในส่วนนี้จะขอกล่าวถึงกระบวนการการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด เมื่อมีการเปิดหน้าดินทำให้ชั้นดินและหินที่มีแร่ซัลไฟด์เป็นองค์ประกอบสัมผัสกับอากาศและน้ำบนผิวดิน ส่งผลให้อัตราการเกิดน้ำที่มีฤทธิ์เป็นกรดเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจากในอากาศมีปริมาณออกซิเจนสูงทำให้เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันได้เร็วยิ่งขึ้น ได้เป็นกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) และอาจเกิดตะกอนของเหล็กเฟอร์ริก ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ถูกชะลงในระบบน้ำผิวดินและน้ำบาดาลทำให้น้ำมีสภาพเป็นกรด น้ำจากปฏิกิริยาดังกล่าวมีค่าพีเอชต่ำ มีค่าการนำไฟฟ้าสูง ปริมาณของเหล็ก อลูมิเนียม แมงกานีสสูง และมีโลหะหนักอื่นๆ ด้วย ปฏิกิริยาของการเกิดกรดสามารถอธิบายได้โดยใช้แร่ไพไรต์ (pyrite) ซึ่งเป็นแร่ซัลไฟด์ที่ก่อให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรด นอกจากนี้ยังมีแร่กลุ่มซัลไฟด์ชนิดอื่นๆ เช่น chalcocite (Cu_2S), enargite (Cu_3AsS_4), arsenopyrite (FeAsS) เป็นต้น ปฏิกิริยาเคมีของการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดจากปฏิกิริยาออกซิเดชันของแร่ไพไรต์พอจะแบ่งได้ 4 ขั้นตอนดังนี้ [10]

ขั้นตอนแรก เกิดจากแร่ไพไรต์เกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันด้วยออกซิเจนทำให้ซัลเฟอร์ถูกออกซิไดซ์กลายเป็นซัลเฟต (Sulfate , SO_4^{2-}) เหล็กเฟอร์รัส (Ferrous, Fe^{2+}) และไฮโดรเจนไอออน (H^+) ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 1 จากขั้นตอนนี้จะพบว่า ปริมาณของแข็งละลายน้ำ (Total dissolved solid, TDS) จะมีปริมาณสูงขึ้นและมีความเป็นกรดสูงซึ่งทำให้ค่าพีเอชลดต่ำลง



ขั้นตอนที่สอง หากปริมาณออกซิเจนมากเพียงพอจะเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเปลี่ยนจากเหล็กเฟอร์รัส (Ferrous, Fe^{2+}) เป็นเหล็กเฟอร์ริก (Ferric, Fe^{3+}) โดยปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นอย่างช้าๆ ภายใต้สภาวะที่เป็นกรด พีเอชอยู่ในช่วง 2-3 นอกจากนี้แบคทีเรียบางชนิดมีส่วนช่วยในการเร่งปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นอีกด้วยที่ค่าพีเอชต่ำกว่า 3.5 เช่น *Thiobacillus ferrooxidans* เป็นต้น ทั้งนี้อัตราการเกิดปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของระบบ หากแบคทีเรียไม่ได้อยู่ในสภาพที่เหมาะสม อิทธิพลของแบคทีเรียต่อการก่อให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรดน้อยมากดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 2



ขั้นตอนที่สาม ที่ค่าพีเอชระหว่าง 2.3 ถึง 3.5 เหล็กเฟอร์ริก (Ferric, Fe^{3+}) จากขั้นที่สองจะเกิดการไฮโดรไลซิสของเหล็กเกิดเป็นตะกอนของเหล็กเฟอร์ริก $\text{Fe}(\text{OH})_3 \text{ solid}$ มีสีส้มเหลืองหรือเรียกว่า yellow boy ทั้งนี้ตะกอนจะเกิดขึ้นที่พีเอชสูงกว่า 3.5 หากพีเอชต่ำกว่า 3.5 จะไม่เกิดการตกตะกอน ทั้งนี้ขั้นตอนนี้มีไฮโดรเจนไอออนเกิดขึ้นด้วยทำให้ค่าพีเอชลดลง ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 3



ขั้นตอนสุดท้าย เหล็กเฟอร์ริก (Ferric, Fe^{3+}) ที่เหลือจากขั้นตอนที่ 2 และไม่ตกตะกอนในขั้นตอนที่ 3 จะถูกใช้เพื่อออกซิไดซ์ไพไรต์ โดยปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นเป็นวัฏจักรอย่างต่อเนื่องและรวดเร็วจนกว่าเหล็กเฟอร์ริกหรือไพไรต์จะหมด ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 4



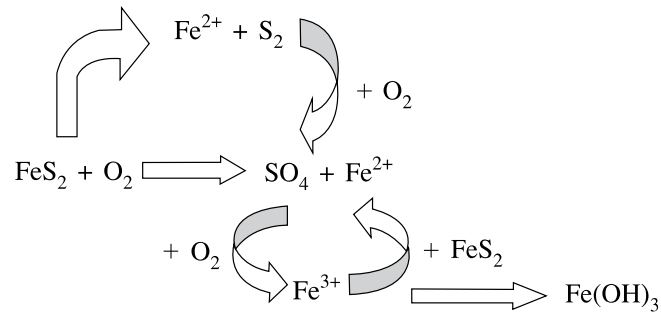
สรุปภาพรวมของการเกิดปฏิกิริยาโดยรวมปฏิกิริยาที่ 1- 3 ได้ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 5



จากปฏิกิริยาข้างต้นจะได้กรดซัลฟิวริกซึ่งจะชะล้างสู่แหล่งน้ำบริเวณใกล้เคียงทำให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรด และการปนเปื้อนของโลหะหนักส่งผลกระทบต่อพืชและสัตว์ในบริเวณนั้น โดยทิศทางการเกิดปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 2 [10] และชะเอาโลหะต่างๆ ออกมาได้ เช่น อาร์เซนิก (As) แคดเมียม (Cd) โคบอลต์ (Co) นิกเกิล (Ni) ตะกั่ว (Pb) เป็นต้น ลงสู่แหล่งน้ำในบริเวณใกล้เคียง

โดยทั่วไปน้ำเหมืองเป็นกรดมักแสดงลักษณะดังนี้

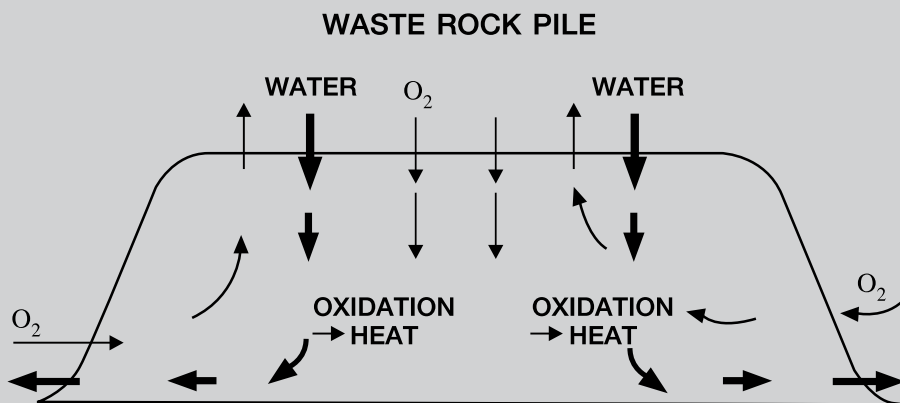
- น้ำมีค่าพีเอชน้อยกว่า 5.5
- พบพืชและสัตว์ในพื้นที่ถูกรบกวนหรือมีอาการขาดน้ำ
- เกิดตะกอนทั่วไปทั้งในท้องน้ำและพื้นดิน
- น้ำมีสีขุ่นหรือสะอาดเป็นพิเศษ
- พบแบคทีเรียตระกูล slime



รูปที่ 2 แผนภาพอย่างง่ายแสดงทิศทางปฏิกิริยาออกซิเดชันของไพไรต์ [10]

อย่างไรก็ตามไม่ใช่ทุกเหมืองที่มีแร่ซัลไฟด์ในหินจะก่อให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรด เนื่องจากการปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมไม่ได้จำกัดเฉพาะการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด แต่มีการระบายอัลคาไลด์ลงสู่สิ่งแวดล้อมด้วย นอกจากนี้ยังมีปัจจัยอื่นๆ ที่มีผลต่อการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด ปัจจัยทางกายภาพ เช่น พื้นที่ผิวสัมผัสของแร่ซัลไฟด์กับอากาศ ค่าความสามารถในการซึมผ่านของน้ำ (Permeability) ในกองหินทิ้ง เป็นต้น [11]

การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันในกองหินทิ้งที่เกิดจากการเคลื่อนที่ของออกซิเจนและน้ำเข้าไปในกองหินทิ้งแสดงในรูปที่ 3 และหากอุณหภูมิภายในกองหินทิ้งสูงถึง 60 องศาเซลเซียสจะส่งผลให้เพิ่มการเคลื่อนที่ของออกซิเจนเข้าสู่กองหินทิ้งมากยิ่งขึ้นเป็นผลมาจากการเคลื่อนที่ด้วยการพา (Convective transport of atmospheric oxygen) ซึ่งเป็นการเร่งให้เกิดน้ำเหมืองเป็นกรดเร็วขึ้นด้วย [11]



รูปที่ 3 แผนภาพแสดงการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันของไพไรต์ในกองหินทิ้ง [11]

3. การประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรด

ในบทความนี้ขออธิบายการวิเคราะห์ทางธรณีเคมี (Geochemical tests) ซึ่งในช่วงสามสิบปีที่ผ่านมาได้มีการพัฒนาเทคนิคต่างๆ ที่จะใช้ในการประเมินศักยภาพการเกิดกรดในเหมืองมากมาย [12] ในบทความนี้จะขอกล่าวถึง 2 วิธีที่ใช้กันอย่างแพร่หลาย ได้แก่ วิธี acid base accounting (ABA) [13] ซึ่งเป็นวิธีที่นิยมใช้แถบอเมริกาเหนือและออสเตรเลียแต่จะมีความแตกต่างกัน

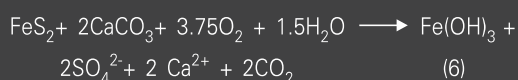


เล็กน้อยซึ่งจะกล่าวในรายละเอียดต่อไป และวิธี net acid generation (NAG) [7] โดยทั้ง 2 วิธีเป็นการทดสอบทางธรณีเคมีของแร่ซิลิเกตที่มีอยู่ในหินทั้งหรือกากแร่เพื่อใช้ทำนายศักยภาพการเกิดกรดจากตัวอย่างนั้นๆ สำหรับประเทศไทยได้นำวิธี ABA และ NAG มาใช้ในการประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรดของเหมืองแร่ทองคำอัครา จังหวัดพิจิตร [14] และเหมืองถ่านหินแม่ทา จังหวัดลำปาง [15] สำหรับรายละเอียดวิธีการประเมินโดยใช้วิธี ABA และ NAG มีรายละเอียดดังต่อไปนี้

3.1 การทดสอบด้วยวิธี acid base accounting (ABA)

วิธี ABA เป็นวิธีการทดสอบเพื่อประเมินศักยภาพในการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดซึ่งในเบื้องต้นขอกล่าวถึงตัวอย่างต่างๆ และวิธีการประเมินของเทคนิคนี้ที่ใช้ในแถบอเมริกาเหนือก่อน ซึ่งประกอบด้วย 2 ส่วน คือ

1. ค่าศักยภาพความเป็นกรดของหินทั้งหรือกากแร่ (Acid potential, AP) ซึ่งได้จากการนำค่าร้อยละของซิลิเฟอรด์ด้วย 31.25 ซึ่งพิจารณาจากปฏิกิริยาที่ 6 ร้อยละ 1 ของซิลิเฟอรด์ในหิน 1 ตันต้องใช้ CaCO_3 31.25 กิโลกรัมในการทำให้เป็นกลาง ปริมาณซิลิเฟอรด์ได้จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Carbon/Sulfur analyzer



2. ค่าศักยภาพความเป็นกลางของหินทั้งหรือกากแร่หรือปริมาณคาร์บอนเนต (NP) ได้จากการคำนวณปริมาณไฮดรอกไซด์ที่ใช้ในการไทเทรตกับกรดที่เหลืออยู่ภายหลังจากเติมกรดไฮโดรคลอริกลงในตัวอย่าง 2 กรัม และนำไปต้มจนหมดฟอง (หรือสิ้นสุดปฏิกิริยา) ทิ้งไว้ให้เย็นไทเทรตจนค่าพีเอชเท่ากับ 7 และคำนวณค่าหาปริมาณคาร์บอนเนตต่อไปสามารถดูรายละเอียดได้จาก Sangtong et al. (2011) [15]

นำค่า AP และ NP ที่ได้มาหาค่าศักยภาพความเป็นกลางสุทธิ (Net Neutralization Potential, NNP = NP-AP) ซึ่งคำนวณจากผลต่างของ AP กับ NP [10] นอกจากนี้ยังประเมินศักยภาพการเกิดกรดจากอัตราส่วนศักยภาพความเป็นกลาง (Neutralization Potential Ratio, NPR= NP/AP) [16] และ

พิจารณาศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดตามเกณฑ์ในตารางที่ 1 ซึ่งได้จากการศึกษาของ Skousen et al. (2002) [16] ซึ่งได้ประยุกต์ใช้วิธี ABA เพื่อการทำนายคุณภาพน้ำในพื้นที่หลังประกอบกิจการเหมืองแร่ โดยนำตัวอย่างจากเหมืองทางตะวันตกของรัฐเวอร์จิเนีย 56 แห่ง และหาค่า AP และ NP และคำนวณค่า NNP และ NPR ผลที่ได้พบว่าค่า NNP กับ NPR มีความสัมพันธ์ที่ดีต่อการทำนายคุณภาพน้ำผิวดิน จากการศึกษาพบว่า ABA เป็นเครื่องมือที่ดีในการคาดการณ์คุณภาพน้ำผิวดินภายหลังการทำเหมือง ซึ่งเกณฑ์ในตารางที่ 1 ได้สรุปภายหลังทำการเปรียบเทียบกับงานวิจัยต่างๆ ที่ผ่านมา [16]

ตารางที่ 1 เกณฑ์การพิจารณาศักยภาพการเกิดกรดโดยวิธี ABA ที่นิยมใช้ในแถบอเมริกาเหนือ [16]

ตัวแปรของ ABA	เกณฑ์ (kg CaCO_3/t)	ศักยภาพ
NP	< 10	กรด (net acid)
	> 21	เบส (net alkaline)
NNP	< 0	กรด (net acid)
	>12	เบส (net alkaline)
NPR	< 1	กรด (net acid)
	>2	เบส (net alkaline)

นอกจากนี้จากที่กล่าวมาข้างต้นในออกสตรีเลีย และแถบเอเชียแปซิฟิกได้ใช้วิธี ABA เช่นกันแต่มีความแตกต่างของตัวอย่างและการประเมินน้ำเหมืองเป็นกรดที่ต่างในรายละเอียดดังนี้ ใช้ตัวอย่าง ค่าศักยภาพความเป็นกรดสูงสุดของหินทั้งหรือกากแร่ (Maximum potential acid, MPA) และ ค่าความเป็นกลางของหินทั้งหรือกากแร่ (Acid neutralization capacity, ANC) และค่าศักยภาพความเป็นกรดสุทธิ (Net acid production potential, NAPP) แทนตัวอย่างที่แถบอเมริกาเหนือใช้คือ AP NP และ NNP ตามลำดับ



ค่า MPA หาได้จากตัวอย่าง 1 ต้นที่มีซัลเฟอร์ 1% ในรูปของแร่ไพไรต์จะให้กรดซัลฟูริก 30.6 กิโลกรัมหลังทำปฏิกิริยาในปฏิกิริยาที่ 5 และสำหรับค่า ANC นั้นคำนวณได้เช่นเดียวกันกับวิธีคำนวณค่า NP ที่นิยมใช้ในแถบอเมริกาเหนือ ภายหลังการคำนวณทั้งค่า MPA และ ANC คำนวณค่า NAPP = MPA-ANC และเทียบกับเกณฑ์การพิจารณาศักยภาพการเกิดกรดในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 เกณฑ์การพิจารณาศักยภาพการเกิดกรดจากค่า NAPP [17]

NAPP (kg H ₂ SO ₄ /t)	ศักยภาพ
> 20	Partially acid generating
< -20	Non-acid generating
Between -20 and +20	Zone of uncertainty

3.2 ตรวจสอบด้วยวิธี net acid generation (NAG)

วิธี NAG เป็นอีกหนึ่งวิธีที่ใช้ประเมินศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด ซึ่งวิธีนี้นิยมใช้ในการประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรดในประเทศออสเตรเลีย แสดงใน รูปที่ 4 โดยการเติมไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) ลงในตัวอย่างและต้มเพื่อเร่งปฏิกิริยาจนเกิดฟอง ที่ไว้ให้เย็นแล้ววัดค่าพีเอชสุดท้าย (NAG pH) ด้วยเครื่องพีเอชมิเตอร์ และนำสารละลายหลังทำปฏิกิริยาไปไทเทรตกับโซเดียมไฮดรอกไซด์จนได้ค่าพีเอชเท่ากับ 4.5 หรือ 7 แล้วนำค่าที่ได้มาคำนวณหาค่า NAG สำหรับรายละเอียดเพิ่มเติมสามารถศึกษาจากงานวิจัยของ Liao et al. (2007) [7]



รูปที่ 4 แผนภาพแสดงขั้นตอนการทดสอบด้วยวิธี NAG

การพิจารณาการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดตามเกณฑ์ในตารางที่ 3 [7] ซึ่งจะพิจารณาค่าความเป็นกรดสุดท้าย (NAG pH) ควบคู่กับค่าปริมาณกรดซัลฟูริก ที่คำนวณได้จากค่า NAG

ตารางที่ 3 เกณฑ์การพิจารณาศักยภาพความเป็นกรดจากการทดสอบด้วยวิธี NAG test [7]

NAG pH	Calculated NAG (kg H ₂ SO ₄ /t)	ศักยภาพ
≥5	0 – 2	ไม่มีศักยภาพเป็นกรด
2.5 < NAG pH < 5	2 – 50	ศักยภาพเป็นกรดปานกลาง
≤2.5	>50	ศักยภาพเป็นกรด

นอกจากนี้ผลที่ได้จากวิธี ABA และ NAG สามารถนำมาพิจารณาร่วมกันเพื่อความน่าเชื่อถือของผลการประเมินศักยภาพการเกิดกรดดังที่กล่าวในหัวข้อ 3.3 ซึ่งเป็นวิธีที่เป็นที่นิยมใช้ในการประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรดในออสเตรเลียและแถบเอเชียแปซิฟิก

3.3 การประเมินศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรดระหว่างวิธี ABA และวิธี NAG

เมื่อได้ค่าศักยภาพความเป็นกรดจากทั้ง 2 วิธีการทดสอบแล้ว สามารถนำค่าทั้งสองที่ได้มาพิจารณาร่วมเพื่อความถูกต้องแม่นยำและน่าเชื่อถือของการประเมินศักยภาพน้ำเหมืองเป็นกรด โดยการนำค่าศักยภาพการเกิดกรดสุทธิ (NAPP) ที่ได้จากการนำผลต่างระหว่างศักยภาพความเป็นกรดสูงสุด และค่าความเป็นกลางของหินทิ้งหรือกากแร่จากการทดสอบด้วยวิธี ABA (NAPP = MPA-ANC) นำมาพิจารณาร่วมกับค่าพีเอชสุดท้าย (NAG pH) จากการทดสอบด้วยวิธี NAG โดยมีเกณฑ์การพิจารณาดังแสดงในตารางที่ 4 สามารถแบ่งได้ 3 กลุ่ม คือ 1.ไม่มีศักยภาพในการเกิดกรด (Non acid forming) 2.มีศักยภาพในการเกิดกรด (Potential acid forming) และ 3.ไม่สามารถระบุได้ชัดเจน (Uncertainty)



ตารางที่ 4 เกณฑ์การพิจารณาศักยภาพความเป็นกรดจากการพิจารณาผลของ ABA และ NAG pH [9]

NAPP (AP – NP) kg H ₂ SO ₄ /t	NAG pH	ศักยภาพ
> 0	< 4.4	Potential acid forming (PAF)
≤ 0	< 4.5	Uncertainty
> 0	≥ 4.5	
≤ 0	≥ 4.4	Non acid forming (NAF)



4. สรุป

น้ำเหมืองเป็นกรดเป็นสาเหตุของปัญหาทางด้านสิ่งแวดล้อมส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตต่างๆ และระบบนิเวศน์ โดยมีแร่ไพไรต์เป็นสาเหตุหลักของการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด โดยทั่วไปเกิดขึ้นภายหลังปิดเหมือง ดังนั้นจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องมีการประเมินศักยภาพการเกิดน้ำเหมืองเป็นกรด ตลอดจนมีมาตรการเพื่อป้องกันและบรรเทาปัญหาน้ำเหมืองเป็นกรดในอนาคต อย่างไรก็ตามจากที่กล่าวมาแล้วว่าการประเมินน้ำเหมืองเป็นกรดมีหลายวิธี วิธีที่นิยมใช้ได้แก่ ABA และ NAG ซึ่งในบางครั้งใช้การพิจารณาร่วมของ 2 วิธี เพื่อจะได้ผลการประเมินที่มีความน่าเชื่อถือมากยิ่งขึ้น การลดปัญหาที่จะเกิดขึ้นอย่างง่ายโดยการควบคุมไม่ให้น้ำฝนสัมผัสกับแร่ไพไรต์ หรือทำให้น้ำเหมืองมีค่าพีเอชเป็นกลาง เช่น การขุดคูเพื่อระบายน้ำจากพื้นที่เหมืองโดยมีการเติมหินปูน โดยให้การละลายของหินปูนช่วยเพิ่มค่าพีเอชของน้ำเหมืองให้มีสภาพเป็นกลางก่อนออกสู่สิ่งแวดล้อม เป็นต้น หรืออาจจะกล่าวได้ว่าเป็นวิธีการบำบัดด้วยกระบวนการธรรมชาติ (Passive Treatment) ซึ่งมีข้อดีหลายประการ เนื่องจากไม่ต้องมีการเติมสารเคมี และไม่เป็นกระบวนการที่สิ้นเปลือง ตลอดจนมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานและการบำรุงรักษาระบบน้อย แต่จำเป็นต้องทราบพื้นที่ขอบเขตรวมถึงปริมาณกรดที่เกิดขึ้นอย่างชัดเจน เพื่อดำเนินการวางแผนการบรรเทาปัญหาน้ำเหมืองเป็นกรดในอนาคต ซึ่งต้องอาศัยการประเมินน้ำเหมืองเป็นกรดที่มีความน่าเชื่อถือดังที่กล่าวมาแล้ว สำหรับประเทศไทยมีเหมืองจำนวนมากทั้งที่



ดำเนินการอยู่และปิดไปแล้ว ดังนั้นจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องคำนึงถึงปัญหานี้ ตลอดจนภาครัฐควรมีการบังคับใช้กฎหมายที่เข้มงวดเพื่อให้บริษัทที่ดำเนินการเหมืองมีมาตรการต่างๆ เพื่อควบคุม ป้องกันน้ำเหมืองเป็นกรดและมลสารต่างๆ ที่มาพร้อมกับน้ำเหมืองเป็นกรดทั้งขณะดำเนินการและภายหลังการปิดกิจการไปแล้วด้วย



5. กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (MGR 5480118) และกองทุนวิจัยในโครงการ A1B1 จากกองทุนเพื่อการวิจัย คณะวิทยาศาสตร์ (RES-A1B1-33) ที่สนับสนุนด้านงบประมาณ



เอกสารอ้างอิง

- [1] P.K. Pandey, R. Sharma, M. Roy. and M. Pandey, "Toxic mine drainage from Asia's biggest copper mine at Malanjkhand, India", *Environmental Geochemistry and Health*, Vol. 29, 2007, pp.237-248.
- [2] S. Koldas, "Notes of environmental inspections in South African Mines", Department of Minerals and Energy of South Africa, 2000, pp.125.
- [3] A. Akcil and S. Koldas, "Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies", *Journal of Cleaner Production*, Vol. 14, 2006, pp. 1139-1145.
- [4] S.R. Jennings, D.R. Neuman and P.S. Blicher, "Acid mine drainage and effects on fish health and ecology: A review", Reclamation Research Group Publication, Bozaman, MT, 2008.
- [5] L. Liang-qi, S. Ci-an, X. Xiang-li, L. Yan-hong and F. Wang, "Acid mine drainage and heavy metal contamination in groundwater of metal sulfide mine at arid territory (BS mine, Western Australia)", *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, Vol. 20, 2010, pp. 1488-1493.
- [6] P.M. Asta, C. Ayora, P. Acero and J. Cama, "Field rates for natural attenuation of arsenic in Tinto Santa Rosa acid mine drainage (SW Spain)", *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 117, 2010, pp. 1102-1111.
- [7] B. Liao, L.N., Z.H.Y. Huang, C.Y. Lan and W.S. Shu, "Cut-off net acid generation pH in predicting acid-forming potential in mine spoils", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 36, 2007, pp. 887 – 891.
- [8] S.R. Jennings and D.J. Dollhopf, "Acid-base account effectiveness for determination of mine waste potential acidity", *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 41, 1995, pp. 161-175.
- [9] W.A. Stewart, S.D. Miller and R. Smart, "Advances in acid rock drainage (ARD) characterization of mine wastes", In the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502, 2006, pp. 2098-2119.
- [10] B. Lottermoser, "Mine wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts", Springer-Verlag, Berlin, Germany, 2003, 277 pp.
- [11] D.W. Blowes, "The environmental effects of mine wastes", In *Proceedings of Exploration 97: Fourth Decennial International Conference on Mineral Exploration* edited by A.G.Gubins, 1997, pp. 887-892.
- [12] P.A. Weber, W.A. Stewart, W.M. Skinner, C.G. Weisener, J.E. Thomas and R.St.C. Smart, "Geochemical effects of oxidation products and framboidal pyrite oxidation in acid mine drainage production techniques", *Applied Geochemistry*, Vol. 19, 2004, pp. 1953 – 1974.
- [13] K. Lapakko and R.W. Lawrence, "Modification of the net acid production (NAP) test", In *Proc. BC Mine Reclamation Symposium*, Port Hardy, B.C., 1993, pp. 145-159.
- [14] C. Changul, S. Chakkaphan, G. Padmanahban and C. Tongcumpou, "Assessing the acidic potential of waste rock in the Akara gold mine, Thailand", *Environment Earth Science*, Vol. 60, 2010, pp. 1065-1071.
- [15] P. Sangtong, S.P umjan, S. Chotpanarat and C. Charngul, "The potential acidity of coal mine: A case study of Mae Ta lignite and ball clay mine, Lampang province", In the 5th International Workshop and Conference on Earth Resources Technology, Ipoh, Malaysia, 9-12 May, 2011.
- [16] J. Skousen, J. Simmons, L.M. McDonald and P. Ziemkiewicz, "Acid-Base Accounting to predict post-mining drainage quality on surface mines", *Journal of Environmental Quality*, Vol. 31, 2002, pp. 2034 – 2044.
- [17] L. Lei and R. Watkins, "Acid drainage reassessment of mining tailings, Black Swan Nickel Mine, Kalgoorlie, Western Australia", *Applied Geochemistry*, Vol.20, 2005, pp.661-667.

ภาคผนวกที่ ค

บทความวิชาการที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ

1. **Chotpantararat, S.**, Limpakanwech, C., and Sutthirat, C. 2011. Effect of soil water characteristic curves on simulation of nitrate vertical transport in a Thai agricultural soil. Sustainable Environmental Research 21(3): 187-193(Formerly, Journal of Environmental Engineering and Management, JEEAM, indexed in the Chemical Abstracts Service, Cambridge Scientific Abstracts, EBSCO and INSPEC). **Corresponding author.**
2. **Chotpantararat, S.**, Ong, S.K., Sutthirat, C., and Osathaphan, K. 2012. Sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} under single, binary and multi-metal systems through lateritic soil: Modeling. Geoderma 189-190: 278-287. **Impact factor 2.318. Corresponding author.**
3. Wongsasuluk, P., **Chotpantararat, S.**, Siri Wong, W., Borjan, M, and Robson, M. 2013. Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area at Ubon Ratchathani Province, Thailand. Environmental Geochemistry and Health Journal. DOI: 10.1007/s10653-013-9537-8. **Impact factor 2.076. Corresponding author.**

EFFECTS OF SOIL WATER CHARACTERISTIC CURVES ON SIMULATION OF NITRATE VERTICAL TRANSPORT IN A THAI AGRICULTURAL SOIL

Srilert Chotpantarat,^{1,2,*} Chutinun Limpakanwech,¹ Wattasit Siri Wong,^{3,4} Sumana Siripattanakul⁵
and Chakkaphan Sutthirat^{1,6}

¹Department of Geology, Faculty of Science

Chulalongkorn University

Bangkok 10330, Thailand

²National Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management (NCE-EHWM)

Chulalongkorn University

Bangkok 10330, Thailand

³Thai Fogarty International Training and Research in Environmental and Occupational Health (ITREOH) Center

Chulalongkorn University

Bangkok 10330, Thailand

⁴College of Public Health Science

Chulalongkorn University

Bangkok 10330, Thailand

⁵Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering

Ubon Ratchathani University

Ubonratchathani 34190, Thailand

⁶Environmental Research Institute

Chulalongkorn University

Bangkok 10330, Thailand

Key Words: Soil water characteristic curve, van Genuchten, nitrate, retention curve (RETC), Hydrus-1D

ABSTRACT

One of the most intensive agricultural areas of Thailand, Tambon Hua Ruea in the Ubon Ratchathani Province, has routinely applied nitrate fertilizers at high levels over a long time as a part of the widespread agricultural activities, and in particular in the cultivation of chili and rice. Unsaturated soil characteristics are important properties for assessing potential nitrate movement from the ground surface to the subsurface environment. In this study, twelve undisturbed soil samples were collected, three from each of four sites, at 0-30 cm depth below ground surface in the vicinity of cultivated chili fields. By applying the retention curve (RETC) program to fit the experimental results of the soil water characteristic curve (SWCC), the van Genuchten (VG) model could explain the SWCC (correlation coefficient, $R > 0.99$) better than the Brooks and Corey (BC) model ($R > 0.94$). The simulations of the water content distribution did not show a constant shape, but the water content was lower at the soil surface (varying from 0.06-0.27) and then increased with depth. When incorporating the VG parameters, the maximum nitrate concentrations at depths of 0, 50 and 100 cm below the surface were 100, 0.80 and 0.55 mg L⁻¹, respectively. Furthermore, the rapid decrease in the nitrate concentration from 100 mg to 6 mg L⁻¹ just 5 d after nitrate application, seen in both July and November, may be caused from an advection process under otherwise similar initial conditions. At 1 m depth, nitrate concentrations obtained from the VG and BC formulations after 15 d were similar (~ 0.55 mg L⁻¹), and were statistically significantly as well as numerically three-fold higher than that (~ 0.18 mg L⁻¹) derived from neural network predictions, indicating that these soil hydraulic properties play a major role in controlling nitrate transport. Furthermore, the nitrate front moved quite well with the infiltrated water because it was not sorbed onto soil media. According to the simulated results under rainy and summer seasons, the higher the wetted front, the faster was the movement of nitrate. As a result, in order to minimize losses of the nitrogen fertilizer, application rates need to be considered for crop needs, rain amounts and soil hydraulic properties, to identify the best management strategies associated with N-fertilizer application from the environmental and economic perspectives, and to prevent groundwater contamination.

* Corresponding author
Email: lertc77@yahoo.com

INTRODUCTION

Applied agrochemicals may be released rapidly from the ground surface through the unsaturated zone and eventually reach the groundwater systems [1]. Consequently, the ecosystem and diverse life forms, including people and associated veterinary animals, may be then adversely affected by contacting or drinking these polluted soils and groundwater, respectively. In crop production, high application rates of nitrogen fertilizers tend to be performed to obtain high yields of the crop. Nitrate (NO_3^-) is a leaching pollutant from fertilizer application in soil and groundwater. Moreover, nitrate can not only be uptaken by plants but it can also move rapidly through the unsaturated zone, eventually reaching the groundwater or being released to the surface water because it does not strongly sorbed onto the soil matrix. Thus, it is relatively easy to obtain groundwater pollution with nitrate concentrations that exceed the regulated standard [2,3]. Many factors impact on nitrate transport, including the fertilization application rates and amounts per application, irrigation times, soil texture and the structure of the soil profile [3]. In areas of intensive agriculture, the monitoring of nitrate concentration in aquifers needs to be complemented with the assessment of nitrate contents in the unsaturated zone or root zone. The main aim of such consideration is to revert or prevent nitrate levels from reaching or exceeding the allowable level established by the Thailand groundwater drinking standard [4]. This necessitates the strategic development of appropriate water and fertilization application to agricultural land in order to maximize their fertilizer efficiency and minimize nitrogen leaching into groundwater system [5]. Given that the unsaturated zone plays an important role in the transport of nitrate from the soil surface to the subsurface environment, especially unconfined aquifers [6], then if the characteristics of the unsaturated zone can be properly determined, the assessment of nitrate concentrations would be more accurate.

One of the highest density agricultural areas in Thailand, Tambon Hua Ruea in the Ubon Ratchatani Province, has intensively applied agrochemicals (pesticides and fertilizers) for a long period, and in particular for the cultivation of chili and rice. Thus, this is a prime example of where optimizing fertilizer application for maximal crop yield with minimal cost and ecosystem damage is required. However, only a few reports are available on the impact of the unsaturated soil properties and climate factors upon the nitrate movement in an agricultural area. To assess the risk of nitrate leaching into groundwater aquifer, there is a need for efficient tools capable of explaining the mechanism of nitrate leaching and quantifying the nitrate content varying with depth [7,8]. Therefore, the objective of this study were: 1) to characterize the soil water characteristics curve (SWCC) of soil cores col-

lected from Hua Ruea area; and 2) to apply variable saturated modeling (Hydrus-1D) [9] to estimate the movement of nitrate from the soil surface through the shallow groundwater system under different unsaturated properties and different climates in this agricultural system.

MATERIALS AND METHODS

Triplicate cores of undisturbed soil samples taken from 0-30 cm depth below the ground surface were sampled at each of four locations (Fig. 1) in the vicinity of intensively cultivated chili fields. The texture of each agricultural soil was determined by sieve analysis and pipette method [10]. To describe the SWCC of these unsaturated agricultural soils, the relationship between the water content (θ) and the suction pressure head (h) of each soil was evaluated using a pressure plate apparatus according to ASTM D 6836. The SWCC of the soil cores was measured at h of 6, 10, 31.6, 50, 100, 316, 1000 and 15900 cm. The retention curve (RETC) program was used to fit the experimental results and to estimate the unsaturated parameters. From these, the fitting parameters for the van Genuchten (VG) formulation were estimated using a neural network prediction function (NNP). Finally, these unsaturated soil parameters were used to predict the water flow and nitrate vertical transport through the subsurface environment using Hydrus-1D modeling [11]. This model can be used to simulate water flow and contaminant transport in variably saturated soils and can be applied for different equilibrium and non-equilibrium flow and transport in both direct and inverse modes.

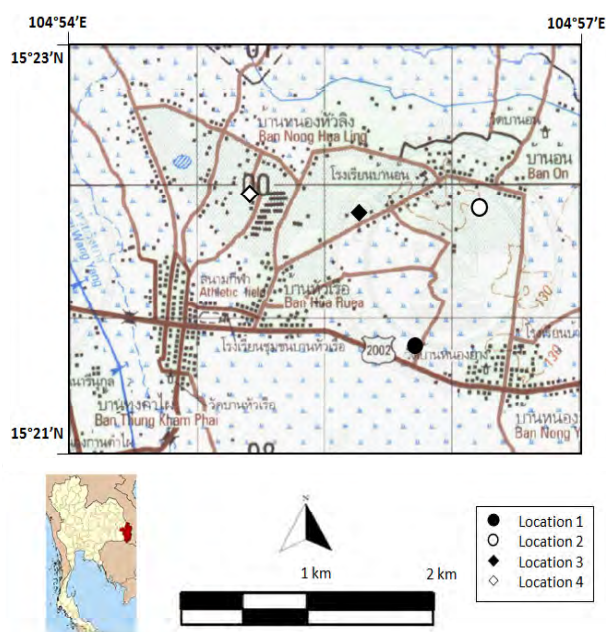


Fig. 1. Location of soil sampling sites (1-4) with three soil samples taken at each location site (next to intensive chilli cultivation plots).

1. Soil Hydraulic Properties

The SWCC is the relationship between the θ at the suction head ($\theta(h)$) and h . The two formulations often used to describe unsaturated soil are the VG and Brook and Corey (BC) formulations, which can be obtained from Eqs. 1 to 6. The unsaturated hydraulic conductivity function ($K(h)$) is given by the Mualem-VG [11,12] and BC [13] models as show below:

(a) VG equations

$$S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha h_m)^n} \right]^m \quad h < h_e \quad (1)$$

$$= 1 \quad h \geq h_e \quad (2)$$

$$K(\theta) = K_s K_r(\theta) \quad h < 0 \quad (3)$$

$$= K_s \quad h \geq 0$$

$$K_r(\theta) = (S_e)^k \left[1 - \left(1 - (S_e)^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (4)$$

(b) BC equations

$$S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{h_{m,a}}{h_m} \right]^\lambda \quad h_m < h_{m,a} \quad (5)$$

$$K(\theta) = K_s \left[\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right]^{3 + \frac{2}{\lambda}} = K_s (S_e)^N \quad (6)$$

where $\theta(h)$ is the soil θ at the suction head ($L^3 L^{-3}$) and $K(h)$ ($L T^{-1}$) are as defined above and h_m = the soil suction head (L), θ_r = the residual θ ($L^3 L^{-3}$), θ_s = the saturated θ ($L^3 L^{-3}$), K_s = the saturated hydraulic conductivity ($L T^{-1}$), $h_{m,a}$ = the air-entry potential (L^{-1}), $K(h)$ = unsaturated hydraulic conductivity ($L T^{-1}$), K_r = the relative hydraulic conductivity ($L T^{-1}$), S_e = the relative water saturation (-), N = constant of soil, λ = index of the pore distribution, $k = 0.5$ and m, n, α are the fitting parameters of soil water retention curve; m

= 1 - (1/n).

The fitting parameters and index of the pore distribution were derived by fitting Eqs. 1, 2 and 5 to the soil water retention data using the RETC program [11].

2. Water Flow Equation

The one dimensional transient water flow can be described by the Richard's equation (Eq. 7) [14]

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} + K(h) \right] \quad (7)$$

where: $\theta(h)$, h and $K(h)$ are as defined above and t is the time (T) and z is the vertical distance (L).

3. Solute Transport Equation

The one-dimensional convection-dispersion equation under transient water flow conditions in variable saturated porous medium (Eq. 8) is shown as [11]:

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b S}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \frac{\partial q_w C}{\partial z} \quad (8)$$

where: C is the solute concentration in solution ($M L^{-1}$); S is the sorbed solute concentration on soil ($M M^{-1}$); ρ_b is the soil bulk density ($M L^{-1}$); D is the hydrodynamic dispersion coefficient ($L^2 T^{-1}$) and q_w is the volumetric water flux ($L T^{-1}$).

4. Nitrate Leaching and Distribution Simulation under Different Scenarios

The various input parameters required in Hydrus-1D, namely the saturated hydraulic conductivity (K_s), θ_s , θ_r and empirical factors (α, n) for both VG and BC simulations for nitrate transport in sandy soil are shown in Table 1. The NNP option available in Hydrus-1D was used by assigning the values of bulk density as well as clay, silt and sand percentage composition. The simulation depth was taken at 50 and 100 cm depth below the ground surface. This

Table 1. Input parameters for the simulation of the vertical transport of nitrogen through sand (site 2 on Fig. 1) using Hydrus-1D simulations

Parameter	VG	BC	NNP
Saturated hydraulic conductivity (K_s)	49 ± 7	49 ± 7	49 ± 7
Residual water content (θ_r)	0.13 ± 0.02	0.01 ± 0.01	0.05
Saturated water content (θ_s)	0.34 ± 0.02	0.35 ± 0.05	0.38
Empirical fitting parameter α	0.008 ± 0.003	0.04 ± 0.04	0.036
Empirical fitting parameter n	2.36 ± 0.73	0.20 ± 0.09	4.15
Longitudinal dispersivity (cm)	10	10	10

Data are shown as the mean ± one standard deviation, and are derived from 3 repeats. In all simulations the Initial nitrate concentration (C_0) at the soil surface (0 cm) was 100 mg L^{-1} . Note that the Thailand drinking water standard for nitrate levels is not to exceed 45 mg L^{-1}

study simulated nitrogen distribution within the root zone and the cumulative nitrogen going below the root zone or unsaturated zone, prior to reaching the water table of 1 m depth.

RESULTS AND DISCUSSION

1. Soil Hydraulic Properties

The texture of each agricultural soil was classified as loamy sand, sand and sandy loam (Table 2). By applying the RETC program to fit the experimental results and estimate unsaturated parameters, the VG model (correlation coefficient $R > 0.99$) could explain the SWCC behavior better than the BC and NNP models (correlation coefficients $R > 0.94$ and 0.70 , respectively).

2. Soil Moisture Distribution

The water flow and nitrate transport simulations in site 2, which had the highest hydraulic conductivity,

were carried out as the representative example of an area which is at a high risk of nitrate contamination into the groundwater. The simulation results of the soil moisture distribution (Fig. 2) in the sandy soil of site 2 was performed using the unsaturated soil parameters derived from the three formulations, VG, BC and NNP, and the weather data recorded at the nearby station in study area during July and November. The total precipitation levels were 51 and 0.03 cm in July and November, respectively.

The soil moisture distribution was affected by the level of water infiltration, based on the weather data in terms of the precipitation and evapotranspiration (Fig. 2). The θ distribution did not show a constant shape, but rather was lower at the soil surface and then increased with depth because the rainfall rate was less than the saturated hydraulic conductivity of sand (49.0 cm d^{-1}). This then led to non-uniform θ profiles in both July and November. The simulated θ distribution using the parameters derived from the NNP were lower than those obtained from the BC and VG models for depths of 0 to 80 cm below the surface,

Table 2. Physical and chemical properties of the surface soil (0-30 cm depth) in the study area¹

Site	Soil texture	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Saturated Hydraulic conductivity (cm d^{-1})	Organic matter (%)	CEC (cmol kg^{-1})	Bulk density (g cm^{-3})	Porosity ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
1	Loamy sand	77	18.5	4.5	3.4 ± 0.6	0.37	1.6	1.75 ± 0.03	0.36 ± 0.05
2	Sand	98.5	1.5	0.01	49 ± 7	0.47	2.1	1.62 ± 0.02	0.40 ± 0.02
3	Loamy sand	78	15.5	6.5	28 ± 11	0.52	3.6	1.56 ± 0.06	0.43 ± 0.06
4	Sandy loam	75.5	18.3	6.3	9 ± 5	1.87	2.8	1.68 ± 0.01	0.43 ± 0.01

¹Data are shown as the mean \pm 1 standard deviation and are derived from three replicates.

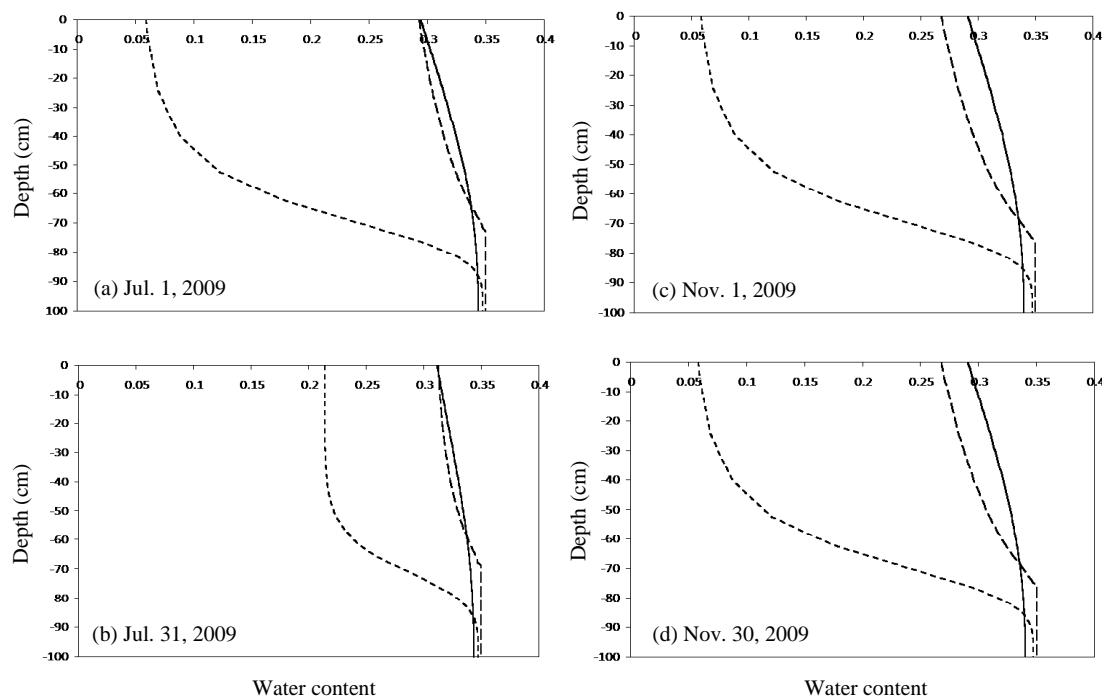


Fig. 2. The simulated soil water content (θ) distribution at different depths below the soil surface in (a) Jul. 1; (b) Jul. 31; (c) Nov. 1 and (d) Nov. 30, 2009 (— VG; ---- BC; NPP).

but they appeared to become closer at near the water table (90–100 cm). For example, on July 1, 2009, the θ distribution derived from the VG and BC model simulations (0.29) was approximately five times higher than that from NNP (0.06) near the surface. On July 31, the θ distribution was higher than that in the beginning of the month because the soil pores were filled with infiltrated water. In contrast, when comparing the two θ profiles between November 1 and 30, they were found to be broadly similar because only a small level of precipitation (0.03 cm) had occurred which would not be sufficient to significantly affect the soil water profile. This is in agreement with the fact that the degree of water saturation in sandy soils is sensitive to rainfall events [15].

3. Nitrate Concentration Distribution

The simulation of nitrate movement through the same sandy soil at site 2 that was affected by water infiltration due to different precipitation and evapotranspiration levels (Fig. 2) was performed for the different soil water characteristic parameters derived from the VG, BC and NNP models. The simulations were performed for three different soil depths (Fig. 3). In

these simulations, we assumed that a nitrate concentration of 100 mg L^{-1} would result from fertilizer leaching from the ground surface into the groundwater due to rainfall percolation. The lower boundary (100 cm) was assumed to be located at the water table surface. The nitrate concentrations were found to decrease with increasing depth from the surface, as expected if there is no absorption to the soil matrix. For example, in July the maximum simulated nitrate concentrations at a depth of 0, 50 and 100 cm from the surface were 100, 0.80 and 0.55 mg L^{-1} , respectively, when using the VG model. The nitrate concentration appeared to decrease rapidly from 100 to approximately 6 mg L^{-1} during the initial simulation period (5 d after fertilizer application) in both July and November, probably caused by an advection process under the otherwise similar initial conditions (Figs. 2a and 2c). This implies that the soil hydraulic properties play a major role in controlling the vertical nitrate transport through the soil when it has a higher θ . These nitrate concentrations, derived from numerical simulations in both July and November, do not exceed the current Thailand groundwater regulated standard of 45 mg L^{-1} [15]. The influx of infiltrated water appeared to reduce the nitrate concentration. For example, the nitrate con-

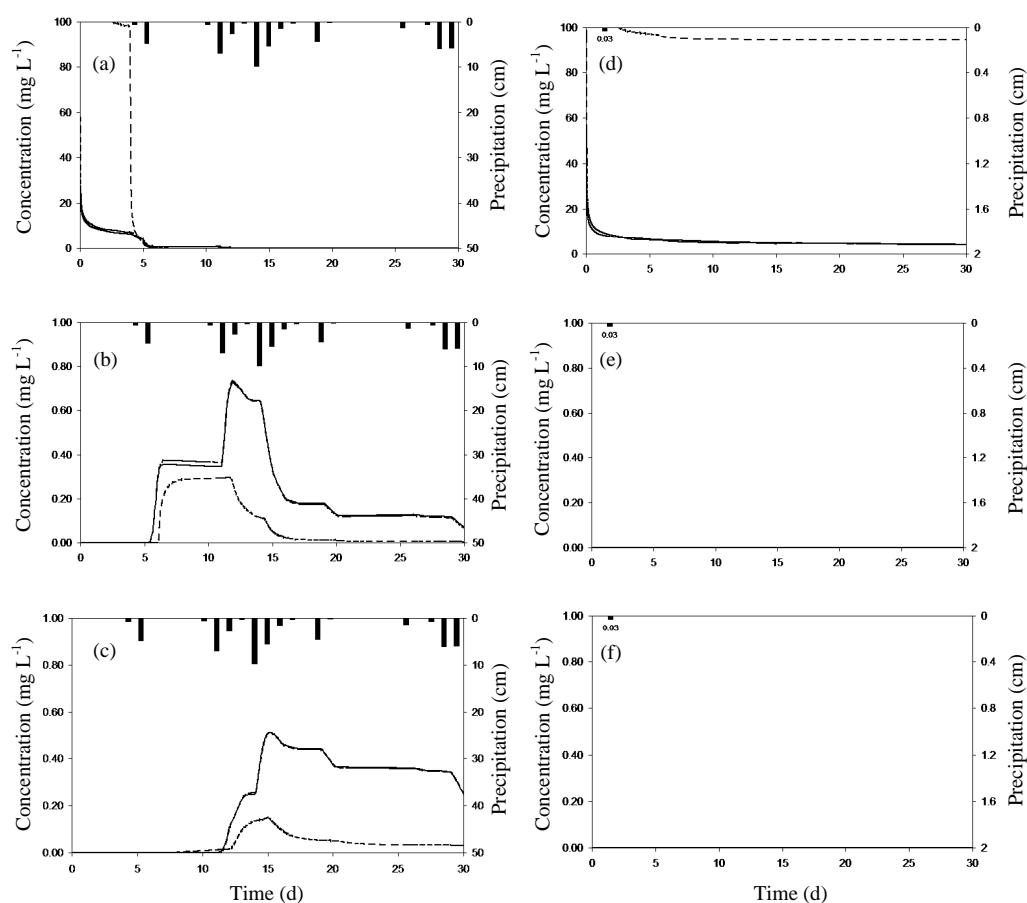


Fig. 3. The simulated nitrate concentration in (a–c) July and (d–f) November (2009) at (a, d) 0 cm, (b, e) 50 cm and (c, f) 1 m below the soil surface (— Precipitation; — VG; — BG; -- NPP).

centration was reduced from 6 to 1.5 mg L⁻¹ at the soil surface because of the rainfall (0.63 cm) on July 5 (Fig. 2a). The infiltrated water caused the θ in the soil to increase with depth (Figs. 2a and 2b), and consequently, the front of nitrate concentrations (Figs. 3b and 3c) moved faster under these conditions than those with a lower θ (Figs. 3e and 3f). The nitrate levels at the soil surface level in November were essentially constant because there was no rainfall after Nov. 2. As a result, the leaching of nitrate did not reach as far down as 50 and 100 cm below the surface (Figs. 3e and 3f). Moreover, under different soil hydraulic parameters, the simulation of nitrate concentrations obtained from NNP appeared to be significantly lower than those from simulations based upon the VG and BC models, indicating that the soil hydraulic parameters clearly affected the vertical nitrate movement through the unsaturated zone. For example, at a 1 m depth below the surface the nitrate concentrations obtained from VG and BC formulation after 15 d were similar (~ 0.55 mg L⁻¹), but statistically significantly ($P < 0.05$) and numerically 3-fold higher than that derived from NNP (~ 0.18 mg L⁻¹). Thus, local soil hydraulic properties should be carefully evaluated prior to simulating the fate and transport of contaminants. Furthermore, the nitrate front can move fairly efficiently along with the infiltrated water because the nitrate ions are poorly sorbed by the soil media [16,17]. Since the nitrification of nitrite to nitrate is a much faster reaction than the nitrification of ammonium, both nitrification reactions are often grouped together, thereby neglecting the nitrite species. Volatilization and gaseous state of nitrate is neglected. Its concentration depends on the oxygen level, pH and temperature [18], and the application of ammonium/nitrate fertilizer reduces this concentration [17]. Thus for these reasons the sorption of nitrate to the soil matrix and its redox reaction have not been considered in the nitrate simulation equations performed here.

CONCLUSIONS

Unsaturated soil hydraulic characteristics are quite important for assessing the potential movement of agrochemicals from the ground surface to the sub-surface environment, and especially in shallow groundwater systems. Here, parameters derived from the VG equation (correlation coefficient, $R > 0.99$) could explain the SWCC behavior better than those from the BC and NNP models ($R > 0.94$ and 0.70 , respectively). The higher the wetted front of the soil θ was, then the faster was the vertical movement of nitrate through the soil matrix. Furthermore, the soil hydraulic properties affect this vertical movement and so should be carefully estimated in any assessment of the water flow and movement of nitrate. For the proper agricultural management practices, N-fertilizer appli-

cation rates should be suitable for crop needs and soil hydraulic properties in fields in order to minimize losses of nitrogen fertilizer and the protect groundwater resources.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are very grateful to the Thailand Research Fund (Grant no. MRG 5480118) and to the Thai Fogarty Project D43 TW007849 from Fogarty International Center-National Institutes of Health-National Institute of Environmental Health Sciences, USA and to the Geology Department, Faculty of Science, Chulalongkorn University, for financial support.

REFERENCES

1. Kleveno, J.J., K. Loague and R.E. Green, Evaluation of a pesticide mobility index: Impact of recharge variation and soil profile heterogeneity. *J. Contam. Hydrol.*, 11(1-2), 83-99 (1992).
2. Wang, C., Experimental study of nitrogen transport and transformation in soils. *Adv. Water Sci.* 8(2), 176-182 (1997) (in *Chinese*).
3. Chen, M., H. Wu and F. Wo, Nitrate vertical transport in the main paddy soils of Tai Lake region, China. *Geoderma*, 142(1-2), 136-141 (2007).
4. Pollution Control Department (PCD), Groundwater drinking standard. PCD, Bangkok, Thailand. http://www.pcd.go.th/info_serv/en_reg_std_water01.html#s3 (2010).
5. Ajdary, K., D.K. Singh, A.K. Singh and M. Khanna, Modelling of nitrogen leaching from experimental onion field under drip fertigation. *Agr. Water Manage.*, 89(1-2), 15-28 (2007).
6. Al-Darby, A.M. and G. Abdel-Nasser, Nitrate leaching through unsaturated soil columns: Comparison between numerical and analytical solutions. *J. Appl. Sci.*, 6(4), 735-743 (2006).
7. Gardenas, A.I., J.W. Hopmans, B.R. Hanson and J. Simunek, Two-dimensional modeling of nitrate leaching for various fertigation scenarios under micro-irrigation. *Agr. Water Manage.*, 74(3), 219-242 (2005).
8. Rahil, M.H. and V.Z. Antonopoulos, Simulating soil water flow and nitrogen dynamics in a sunflower field irrigated with reclaimed wastewater. *Agr. Water Manage.*, 92(3), 142-150 (2007).
9. Crevoisier, D., Z. Popova, J.C. Mailhol and P. Ruelle, Assessment and simulation of water and nitrogen transfer under furrow irrigation. *Agr. Water Manage.*, 95(4), 354-366 (2008).

10. Allen, T., Particle Size Measurement. Chapman & Hall, London, UK (1974).
 11. Šimůnek, J., M. Šejna and M.T. van Genuchten, The Hydrus-1D Software Package for Simulating the One-dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media. Version 4. Beta 1. ICGWMC-TPS-70, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, CO (2008).
 12. van Genuchten, M.T., F.J. Leij and S.R. Yates, The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. U.S. Salinity Laboratory, Department of Agriculture, Agricultural Research Services, Riverside, CA (1991).
 13. Brooks, R.H. and A.T. Corey, Hydraulic Properties of Porous Media. Hydrology Papers 3, Colorado State University, Fort Collins, CO (1964).
 14. Richards, L.A., Capillary conduction of liquids through porous mediums. Physics, 1(5), 318-333 (1931).
 15. Yeh, H.F., C.C. Lee and C.H. Lee, A rainfall-infiltration model for unsaturated soil slope stability. J. Environ. Eng. Manage., 18(4), 261-268 (2008).
 16. Huygens, D., T. Ruetting, P. Boeckx, O. van Cleemput, R. Godoy and C. Mueller, Soil nitrogen conservation mechanisms in a pristine south Chilean Nothofagus forest ecosystem. Soil Biol. Biochem., 39(10), 2248-2458 (2007).
 17. Olesen, T., B.S. Griffiths, K. Henriksen, P. Moldrup and R. Wheatley, Modeling diffusion and reaction in soils. 5. Nitrogen transformations in organic manure-amended soil. Soil Sci., 162(3), 157-168 (1997).
 18. Wendland, F., Modelling the nitrate flow in the ground-water provinces of the "old" federal states of the Federal Republic of Germany. Ecol. Model., 75-76 (Sept.), 385-397 (1994).
-
- Discussions of this paper may appear in the discussion section of a future issue. All discussions should be submitted to the Editor-in-Chief within six months of publication.
- Manuscript Received: August 16, 2010***
Revision Received: November 20, 2010
and Accepted: November 29, 2010



Competitive modeling of sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} AND Zn^{2+} under binary and multi-metal systems in lateritic soil columns

S. Chotpantarat^{a,b,*}, S.K. Ong^c, C. Sutthirat^{b,d}, K. Osathaphan^{a,e}

^a Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management (EHWMM), Chulalongkorn University, 254 Phayathai Road, Bangkok 10330, Thailand

^b Department of Geology, Faculty of Science, Chulalongkorn University, 254 Phayathai Road, Pathumwan, Bangkok 10330, Thailand

^c Department of Civil, Construction and Environmental Engineering, Iowa State University, Ames, IA 50011, USA

^d Environmental Research Institute, Chulalongkorn University, 254 Phayathai Road, Pathumwan, Bangkok 10330, Thailand

^e Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, 254 Phayathai Road, Pathumwan, Bangkok 10330, Thailand

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 January 2012

Received in revised form 4 June 2012

Accepted 22 June 2012

Available online xxxx

Keywords:

Chemical nonequilibrium two-site model

Heavy metals

HYDRUS-1D

Lateritic soil

Sorption

ABSTRACT

Transport of heavy metals from acid mine drainage through soils can impact valuable water resources and have a deleterious effect on their associated ecosystems. The movement of single, binary and multi-metal systems through lateritic soil columns were experimentally determined and then modeled with the HYDRUS-1D using a local equilibrium convection–dispersion (CD_{eq}) model, or chemical nonequilibrium two-site model (TSM) with first order kinetics. The TSM model described the breakthrough curves better than the CD_{eq} model in both binary and multi-metal systems. The $(Q_{\text{max}})/(Q_{\text{max}}^*)$ ratios were generally greater than unity suggesting that the presence of other metals reduced sorption through competition for sorption sites. Ratios of $(Q_{\text{max}})^{2+}/(Q_{\text{max}}^*)_{\text{secondary metals}} (\text{Mn}^{2+}, \text{Zn}^{2+}, \text{Ni}^{2+})$ (ranging from 0.92 to 1.09) were lower than ratios of $(Q_{\text{max}})^{2+}/(Q_{\text{max}}^*)_{\text{secondary metals}} (\text{Mn}^{2+}, \text{Zn}^{2+}, \text{Ni}^{2+})$ (ranging from 0.94 to 2.80), which indicated the highest sorption affinity of Pb^{2+} was under both binary and multi-metal systems. Furthermore, the fraction of the instantaneous equilibrium site (f) of all metals, particularly for secondary metals, tended to increase with increasing metal concentrations in the system, suggesting that diffusion probably dominates the sorption and transport of heavy metals in the system.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Surface and groundwater pollution are largely caused by human activities, such as mining and smelting, agrochemical application, industrial discharges, energy production and improper waste disposal. The mobility of heavy metals through soils and groundwater is affected by many factors, such as the properties of the heavy metals, physical–chemical properties of the soil, and climatic conditions. Prediction of movement and distribution of heavy metals through the subsurface aquifer require knowledge of the sorption and transport properties of the porous media. Batch sorption experiments have generally been performed to investigate the sorption of two or more metals onto soils (Arias et al., 2006; Covelo et al., 2007; Elliott et al., 1986; Gomes et al., 2001; Jain and Ram, 1996; Serrano et al., 2005). For example, using batch studies for the competitive sorption of Cd and Pb onto four soils, Serrano et al. (2005) showed a higher retention of Pb over Cd in all four soils tested and the interaction between Pb and Cd sorption was found to a function of the soil properties. However, to obtain

transport information under non-equilibrium conditions, a packed soil column with continuous flow is typically used (Miretzky et al., 2006; Pang et al., 2004). To explain the transport of heavy metals in porous media, column experiments have been conducted but most of these studies are focused on a single metal under various flow conditions (Chotpantarat et al., 2011a; Liu et al., 2006; Miretzky et al., 2006; Pang et al., 2004; Strawn and Sparks, 2000; Yolcubal and Akyol, 2007). At typical contaminated sites, such as acid mine drainage sites, the presence of several heavy metals in groundwater is common and they may compete with each other for soil sorption sites, resulting in enhanced transport of heavy metals in the porous media. Several papers (Fonseca et al., 2011; Lafuente et al., 2008; Rodríguez-maroto et al., 2003) have addressed the sorption of heavy metals in multi-metal systems. For example, using columns with calcareous soils to evaluate Cr, Cu, Pb, Ni, Zn and Cd sorption, Lafuente et al. (2008) reported that sorption of Cr, Cu and Pb were higher than those of Ni, Zn and Cd under competitive conditions. Fonseca et al. (2011) reported that for a soil column with loamy sand soil, Cr and Cu were found to be more strongly sorbed due to an increase in the soil pH as compared to Cd, Pb and Zn. Furthermore, in order to predict the transport and distribution of heavy metals more accurately, reliable transport-related parameters of heavy metals in groundwater or subsurface environments need to be evaluated, but many studies to date have focused on the sorption of heavy metals under equilibrium conditions.

* Corresponding author at: Department of Geology, Faculty of Science, Chulalongkorn University, 254 Phayathai Road, Pathumwan, Bangkok 10330, Thailand. Tel.: +66 831785470; fax: +66 22185464.

E-mail address: csrlert@gmail.com (S. Chotpantarat).

However, some of the issues with multi-metal systems, such as possible competition between heavy metals for sorption sites, mass transfer and non-equilibrium sorption and transport on soils, and particularly soil that consists mainly of clay, are not completely known.

Many computer programs such as to CXTFIT (Toride et al., 1999), HYDRUS-1D (Šimunek et al., 2008), MACRO (Larsbo and Jarvis, 2003; Larsbo and Jarvis, 2005), SIMULAT (Diekkrüger, 1996), and VADOFT (Carsel et al., 1997) have been applied to model the transport of water and solutes. But for steady state conditions, CXTFIT is frequently used to describe tracer breakthrough curves using the analytical solutions for tracer or conservative miscible displacement tests as shown in the following studies: Vanderborght et al. (1997, 2002), Wallach and Parlange (2000), Kamra et al. (2001), Seo and Lee (2005), Yolcubal and Akyol (2007).

In addition, solute transport modeling under transient flow conditions requires a large number of model parameters, which are typically estimated from experimental results. These numerical models (i.e., MACRO, SIMULAT, VADOFT) including HYDRUS-1D, have many options to numerically estimate such parameters. However, HYDRUS-1D has been selected in this study because it has been used in hundreds of studies and is continually improved (Šimunek et al., 1998, 2005, 2008) to implement new modules such as Langmuir two-site model which are not included in MACRO, SIMULAT and VADOFT. HYDRUS-1D is a published program, which can be downloaded as freeware and has similar window interface with CXTFIT, making the programs easy to use in estimating water, conservative and non-conservative solutes.

The objective of this paper was to model the effects of heavy metal concentrations in single, binary and multi-metal systems on the competitive sorption and kinetic mechanisms in lateritic soil column experiments and to explain the competitive mechanisms in terms of the estimated sorption capacities, retardation factors and the fraction of instantaneous equilibrium sorption sites (f). Lateritic soils (consisting of 53.8% clay) were collected from a gold mine site in Thailand and the breakthrough curves (BTCs) from column experiments, as reported by Chotpantarat (2008), were used in the modeling efforts. To this end, HYDRUS-1D (Šimunek et al., 2008), a local convection–dispersion equilibrium (CD_{eq}) model with linear and nonlinear (Langmuir) isotherms and the chemical nonequilibrium two-site (TSM) model, plus CXTFIT (Toride et al., 1999), an analytical solution of the one-dimensional advection–dispersion equilibrium equation which include exchange between a mobile and an immobile region and the use of linear sorption, were used. Information obtained from this study may be used to explain the behavior of multi-metal transport in contaminated sites.

2. Materials and methods

2.1. Column experiments

Column experiments were conducted using lateritic soils obtained from Akara gold mine, Phichit Province, Thailand at a depth of 0–2 m below ground surface. The soil has a bulk and particle density of 1.23 and 2.71 g cm⁻³, respectively and the percent of sand, silt and clay were 21.8, 24.4 and 53.8, respectively. The pH of the soil was 5.3 while the cation exchange capacity (CEC) was 28.8 cmol kg⁻¹. The organic matter and specific surface area of the soil were 0.16% and 48.69 m² g, respectively. Details of the experimental methodology column experiments used here have been reported previously (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011b). Briefly, lateritic soils were uniformly packed in acrylic columns with an inner diameter of 2.50 cm and a depth of 10 cm. The soil column was initially saturated with deionized water from the bottom to eliminate entrapped air (Miretzky et al., 2006). After the saturation procedure, a solution of 30 mg L⁻¹ of bromide (Br⁻) was injected from the bottom at a rate of 8 ± 0.5 mL hr⁻¹ and the column effluent was collected using a fraction collector at various times. The system was maintained at a

constant pH of 5 with NaAc buffer solution. The mixed heavy metal solutions were then injected from the bottom of the column and the effluent collected periodically to monitor the concentrations of the respective heavy metals and pH in the effluent. The metal concentrations were determined by flame atomic absorption spectrophotometry (FAAS). The BTCs, expressed as the relative concentrations (C/C_0) versus pore volume (V/V_0), were plotted, where C_0 is the initial concentration added and V_0 is the pore volume of the soil column. The column experiments conducted were (i) single metal systems comprising of 5 mM of Pb²⁺, Mn²⁺, Ni²⁺ or Zn²⁺ at pH 5, (ii) binary metal experiments comprising of combinations of Pb²⁺ and Mn²⁺, Pb²⁺ and Ni²⁺, and Pb²⁺ and Zn²⁺ at pH 5 with Pb²⁺ concentration fixed at 5 mM and Mn²⁺, Ni²⁺ and Zn²⁺ concentrations at 3 mM, 5 mM and 10 mM for each column run and (iii) a multi-metal system using all four metals, Pb²⁺, Mn²⁺, Ni²⁺ and Zn²⁺, together at 5 mM each at pH 5.0.

2.2. Numerical transport modeling of column experiments

The BTCs obtained from the tracer experiments were analyzed with CXTFIT, a nonlinear least squares optimization computer program (Toride et al., 1999) with a number of analytical solutions for one-dimensional solute transport based on the convection–dispersion equation (CDE) and the two-region non-equilibrium model (TRM) for the estimation of hydrodynamic dispersion coefficient (D), including the non-equilibrium parameters.

The CD_{eq} may be written as shown in Eq. (1) below:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} \pm \left[\frac{\partial C}{\partial t} \right]_{rxn} \quad (1)$$

where C is the concentration of solute in liquid phase (mg L⁻¹); t is the time (hr); D_L is the longitudinal dispersion coefficient (cm² hr⁻¹); v_x is the average linear groundwater velocity (cm hr⁻¹); ρ is the bulk density of aquifer (g cm⁻³); θ is the volumetric moisture content or porosity for saturated media; C^* is the amount of solute sorbed per unit weight of solid (mg g⁻¹) and rxn is the subscript indicating a biological or chemical reaction of the solute (mg L⁻¹ hr⁻¹).

Unfortunately, CXTFIT is limited in that it does not have the analytical solutions for the transport of nonlinear sorbing solutes. Therefore, to assess the BTCs for nonlinear sorption of metals in the lateritic soil column experiments, HYDRUS 1D was used (Šimunek et al., 2008).

HYDRUS-1D was applied in both the direct and the inverse mode to assess the experimental BTCs using linear, nonlinear (CD_{eq} model) and rate-limited two-site sorption model (TSM model) as presented by Eq. (2) (Brusseau et al., 1991; Fetter, 1993):

$$\left(1 + \frac{f\rho}{\theta} \left[\frac{Q_{\max} b}{(1 + bC)^2} \right] \right) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\alpha\rho}{\theta} \left((1-f) \frac{Q_{\max} bC}{1 + bC} - s_2 \right) \quad (2)$$

where f (–) is the fraction of equilibrium sites and α (day⁻¹) is a first-order kinetic rate coefficient and S_2 (mg g⁻¹ soil) is the solid phase concentration at site 2.

2.3. Parameter estimation

The columns were assumed to be homogeneously packed with the soil and saturated with water while the water flow and solute transport in the soil-filled columns were assumed to be one-dimensional. The hydrodynamic dispersion coefficient (D) of the soil was estimated by curve fitting the bromide BTCs with the nonlinear least-squares parameters optimization method of CXTFIT (Toride et al., 1999). The two-region approach was then applied to examine any physical non-equilibrium processes in the system. The value of D , as obtained from the bromide BTC, was then used to estimate the average soil dispersivity, $\lambda_{avg} = D_{avg}/v$, which was then used to estimate the sorption parameters of metals, as provided by the HYDRUS-1D code version 4.Beta 1 (Šimunek et al.,

2008). In addition, the chemical non-equilibrium two-site model with Langmuir sorption was used to estimate the sorption parameters (Q_{\max} and b in the case of Langmuir isotherm) and the non-equilibrium parameters (f and α) for the heavy metal transport. Least square errors were used to determine the appropriateness of the curve fit.

3. Results and discussion

3.1. Metal transport modeling

The average dispersivity, λ_{avg} , obtained from the CXTFIT program for the three bromide column runs, was 1.42 cm, as reported by Chotpantarat (2008), and the results revealed that all the water in

the system was mobile. This value was subsequently used for the modeling of the heavy metal BTCs.

The heavy metal BTCs were fitted using the equilibrium convection–dispersion model (CD_{eq}) and chemical non-equilibrium two-site model of HYDRUS-1D. Since the program was unable to model all the metals at the same time in the binary and multiple heavy metal runs, the interactions between the metals in the system for each heavy metal BTC for the multi-metal column experiments was captured by fitting the BTCs individually. The best fit curves using the various model conditions in HYDRUS-1D are presented in Figs. 1–3 (not including duplicated columns), and the fitted parameters are presented in Tables 1 and 2. For comparison purposes, the experimental data for the Pb^{2+} BTC in a single system were presented along with those for Pb^{2+} in the binary and multi-metal systems in

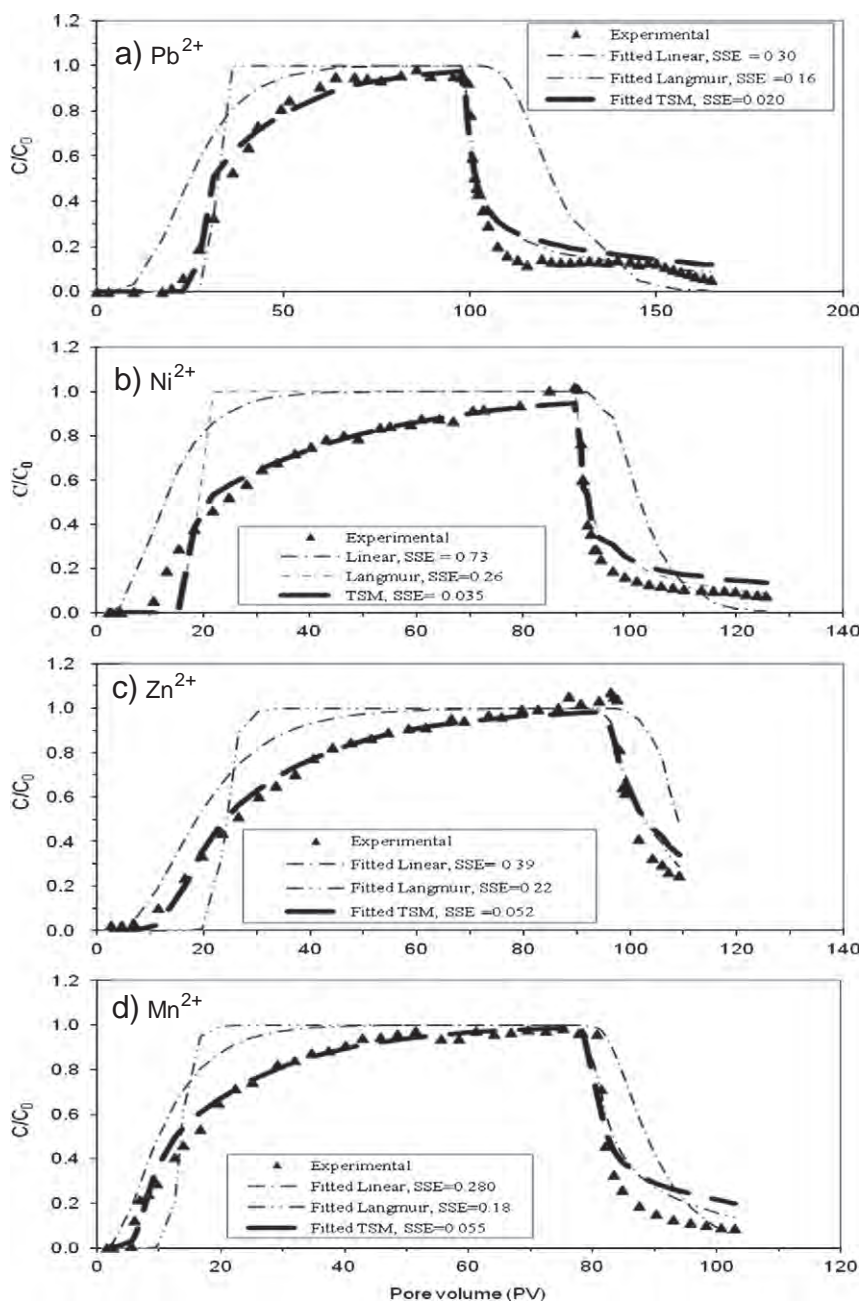


Fig. 1. Heavy metal breakthrough data for lateritic soil at pH 5 showing that for (a) Pb^{2+} , (b) Ni^{2+} , (c) Zn^{2+} and (d) Mn^{2+} . Curves represent the heavy metal concentrations using optimized curve-fitting with the CD_{eq} model with either linear or Langmuir isotherms, and the optimized curve-fitting with the chemical nonequilibrium two-site model (TSM).

Figs. 1–3. Using the same initial concentration (5 mM) for the secondary metals (Ni^{2+} , Zn^{2+} and Mn^{2+}) as the Pb^{2+} , the BTCs for these metals in single systems were plotted as shown in Figs. 2 and 3 to compare the BTCs of the same heavy metals in the binary and multi-metal systems.

3.1.1. Equilibrium convection–dispersion model (CD_{eq})

The CD_{eq} model is based on the local equilibrium assumption (LEA), where sorption is assumed to be fast relative to the pore-water velocity. Both linear and nonlinear isotherms (Langmuir) were used in the CD_{eq} model to curve fit the metal BTCs, as shown in Figs. 1–3. Fig. 1 provides the results from modeling of the single metal case for all four metals, while Fig. 2 shows that for the Pb^{2+} – Ni^{2+} binary system. The figures for the other binary metal systems were generally similar, and are not shown here, but discussion on the differences between the theoretical (modeled) and experimentally estimated transport and sorption parameters are highlighted. Fig. 3 illustrates the modeling of the multi-metal system with all four metals at 5 mM in the solution. The estimated parameters derived

from HYDRUS-1D by minimizing the sum of square errors (SSE) revealed that the Langmuir isotherm explained the experimental data better than the linear isotherm (Table 1). With the linear sorption isotherm, the initial breakthrough time of the best fit curve was lower than the experimental data and the number of PVs at which the effluent concentration was equal to that of the influent ($C_e = C_0$) were faster than the experimental BTCs. Moreover, the rising and decreasing limbs derived from the linear model were overestimated when compared with the experimental data (Figs. 1–3).

A characteristic of the experimental BTCs in binary and multi-metal systems was the asymmetrical shape with a sharply rising front and a relatively more dispersed elution portion (Figs. 2 and 3), suggesting nonlinear sorption behavior. The BTCs observed in this study were similar to those reported previously in column studies of Cr(VI) in calcareous Karst soil, where the breakthrough curves of Cr(VI) were asymmetrical with a sharply rising front and a more dispersed portion (Yolcubal and Akyol, 2007). Although the BTCs obtained with the Langmuir isotherm fitted better than those using a linear isotherm, the Langmuir-isotherm-simulated BTCs still showed sharp concentration

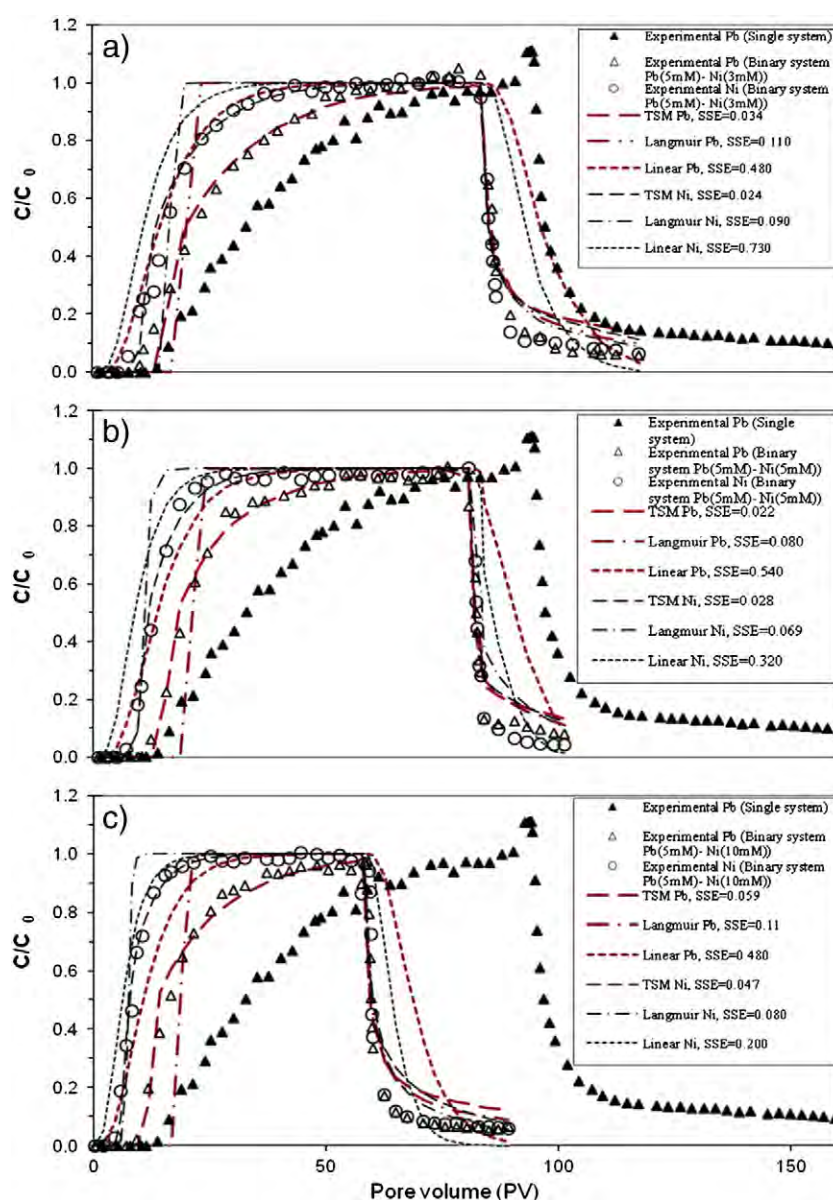


Fig. 2. Heavy metal breakthrough data in a lateritic soil column for single Pb^{2+} (5 mM), and the Pb^{2+} – Ni^{2+} binary metal systems at pH 5, (a) for Pb^{2+} (5 mM)– Ni^{2+} (3 mM) (b) for Pb^{2+} (5 mM)– Ni^{2+} (5 mM), and (c) for Pb^{2+} (5 mM)– Ni^{2+} (10 mM). Curves represent heavy metal concentrations using optimized curve-fitting with the CD_{eq} model with either linear or Langmuir isotherms, and the optimized curve-fitting with the chemical nonequilibrium two-site model (TSM).

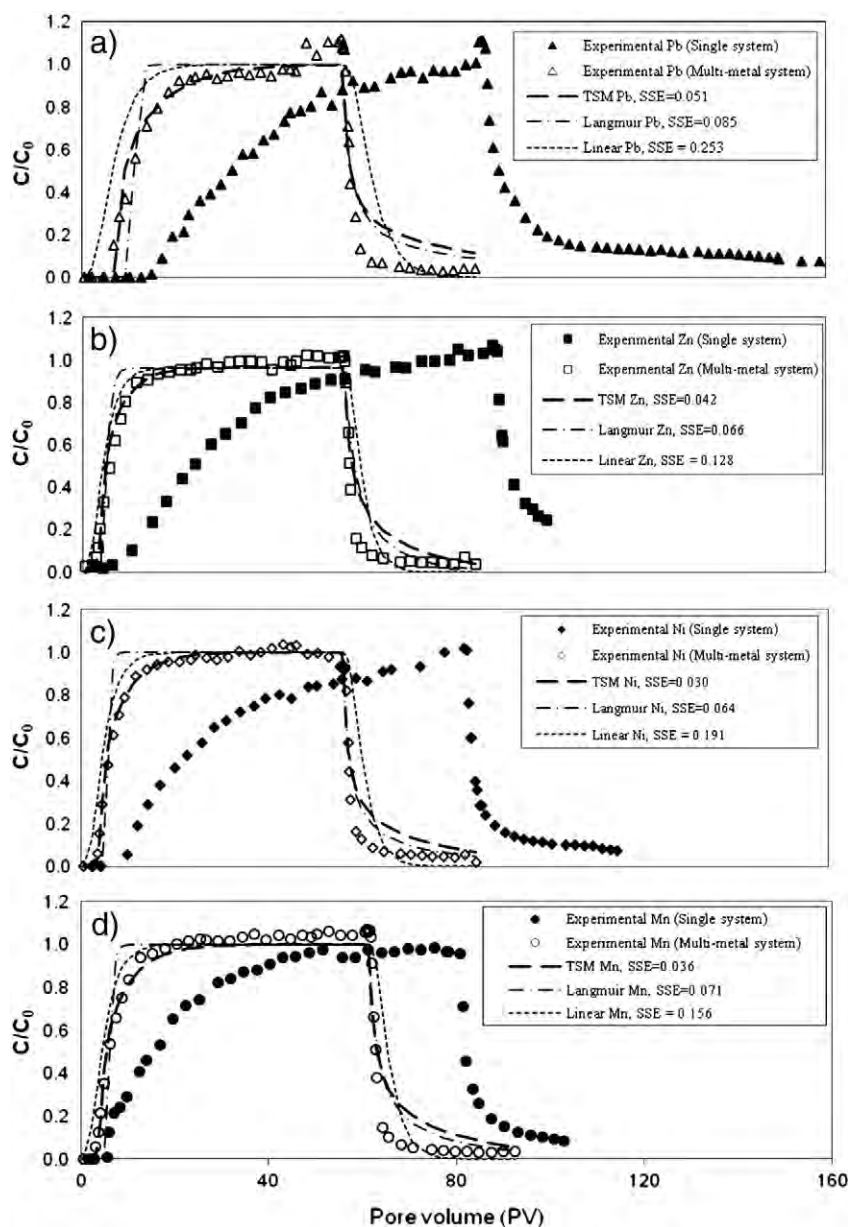


Fig. 3. Heavy metal breakthrough data in lateritic soil column for the multi-metal system (Pb^{2+} 5 mM– Zn^{2+} 5 mM– Ni^{2+} 3 mM– Mn^{2+} 5 mM) at pH 5 and different fits with the equilibrium convection–dispersion model (CD_{eq}) with either linear or Langmuir isotherms and the chemical nonequilibrium two-site model (TSM) were compared with observed data in single and binary system: (a) Pb^{2+} , (b) Zn^{2+} , (c) Ni^{2+} and (d) Mn^{2+} .

fronts, and did not fit well with all the observed experimental data, especially the rising limb portion (Figs. 1–3). In addition, the Langmuir-isotherm-simulated BTCs could not describe the initial breakthrough times well since the curve fits of the model were more than the experimental breakthrough times for metals in single metal systems. As observed by others, the asymmetrical shape of metal BTCs with long tailings may be better described by a non-equilibrium transport model (Brusseau et al., 1991; Pang et al., 2002).

3.1.2. Chemical non-equilibrium two-site model (TSM)

As shown earlier, the CD_{eq} model using either linear or Langmuir sorption isotherms did not fully describe the heavy metal BTCs in lateritic soil (Figs. 1–3). Non-equilibrium sorption-related transport characteristics have been reported for some metals in repacked soil and/or gravel columns (Sparks, 1995; Tsang and Lo, 2006). One of the approaches used to describe non-equilibrium transport was to assume a short, initial fast phase of sorption followed by an extended period of slower sorption (Kookana et al., 1994), which can be modeled using the TSM. When the

metal BTCs were fitted with the TSM, the model described all of the experimentally observed heavy metal BTCs better than the CD_{eq} model with linear or Langmuir sorption isotherms (Figs. 1–3). For example, the SSE derived from fitting the BTC of Pb^{2+} in the Pb^{2+} (5 mM)– Ni^{2+} (3 mM) system at pH 5 were: SSE_{TSM} (0.034) < $SSE_{Langmuir}$ (0.110) < SSE_{Linear} (0.480), which was similar to that reported by others. For example Kookana et al. (1994) observed asymmetrical BTCs for Cd^{2+} in Spodosol and Oxisol soil, which may be due to sorption-related (chemical) non-equilibrium behavior. Likewise, Pang et al. (2002), who evaluated the effects of pore-water velocity on the chemical non-equilibrium of single heavy metal systems through alluvial gravel columns, showed that the BTCs of each of the Cd, Zn and Pb in single metal systems were best fitted using the TSM. According to column studies with different secondary metals in this study, the TSM fitted the rising and the declining limb of the metal BTCs much better than those using the equilibrium assumption, such as the CD_{eq} models (Figs. 1–3). Moreover, applying the *t*-test on the average SSEs obtained from the TSM and the CD_{eq} model with Langmuir isotherm for individual metals in single,

Table 1

Estimated transport parameters for heavy metal breakthrough curves (BTCs) using equilibrium convection–dispersion (CD_{eq}) model with linear and Langmuir isotherm approaches, as generated by HYDRUS-1D.

System	C_0 (mM)	λ^\pm (cm)	Measured ν (cm hr $^{-1}$)	Equilibrium convection–dispersion (CD_{eq}) model fit									
				1st metal					2st metal				
				Linear		Langmuir			Linear		Langmuir		
				$K_d \pm 95\%CI$ (L g $^{-1}$)	SSE	$Q_{max} \pm 95\%CI$ (mM g $^{-1}$)	$b \pm 95\%CI$ (L mM $^{-1}$)	SSE	$K_d \pm 95\%CI$ (L g $^{-1}$)	SSE	$Q_{max} \pm 95\%CI$ (mM g $^{-1}$)	$b \pm 95\%CI$ (L mM $^{-1}$)	SSE
	1st metal (Pb $^{2+}$)	2nd metal											
1 Pb $^{2+}$ –Ni $^{2+}$	5.05	0	1.42	1.58	15.42 \pm 0.04	0.30	0.10 \pm 0.01	5.09 \pm 1.03	0.16	–	–	–	–
2	5.01	0	0.97	1.61	16.04 \pm 0.08	0.75	0.11 \pm 0.01	6.56 \pm 0.84	0.08	–	–	–	–
3	0	4.89	1.42	1.58	–	–	–	–	–	8.27 \pm 0.01	0.73	0.06 \pm 0.02	4.88 \pm 1.76
4	4.86	3.01	1.42	1.74	9.47 \pm 0.09	0.48	0.07 \pm 0.01	6.58 \pm 1.20	0.11	6.69 \pm 0.01	0.40	0.03 \pm 0.004	7.02 \pm 1.23
5	4.85 ‡	3.17	1.57	1.78	9.48 \pm 0.08	0.52	0.07 \pm 0.01	8.33 \pm 1.55	0.15	2.92 \pm 0.01	0.32	0.04 \pm 0.005	14.61 \pm 3.05
6	4.93	5.13	1.42	1.68	8.74 \pm 0.01	0.54	0.06 \pm 0.01	9.60 \pm 1.71	0.08	5.12 \pm 0.01	0.32	0.04 \pm 0.005	3.62 \pm 0.53
7	4.88	10.06	1.42	1.59	7.64 \pm 0.08	0.48	0.056 \pm 0.003	4.58 \pm 0.33	0.11	4.11 \pm 0.01	0.20	0.06 \pm 0.01	1.08 \pm 0.29
8 Pb $^{2+}$ –Zn $^{2+}$	0.00	4.61	1.42	1.72	–	–	–	–	–	13.02 \pm 0.08	0.39	0.09 \pm 0.02	1.08 \pm 0.29
9	5.26	2.91	1.42	1.67	8.07 \pm 0.01	0.54	0.07 \pm 0.02	9.86 \pm 1.63	0.11	1.83 \pm 0.02	0.31	0.03 \pm 0.003	9.83 \pm 1.80
10	5.22	5.36	1.42	1.68	7.59 \pm 0.09	0.45	0.06 \pm 0.01	10.55 \pm 1.91	0.07	1.49 \pm 0.02	0.23	0.02 \pm 0.01	2.90 \pm 1.16
11	5.41	9.67	1.42	1.62	5.14 \pm 0.01	0.40	0.06 \pm 0.01	3.91 \pm 0.88	0.13	3.09 \pm 0.09	0.11	0.07 \pm 0.02	1.61 \pm 0.18
12	4.33 ‡	9.48	1.42	1.55	7.32 \pm 0.01	0.67	0.04 \pm 0.002	4.97 \pm 0.24	0.17	1.67 \pm 0.02	0.22	0.06 \pm 0.02	0.61 \pm 0.17
13 Pb $^{2+}$ –Mn $^{2+}$	0	4.81	1.42	1.68	–	–	–	–	–	6.70 \pm 0.10	0.28	0.06 \pm 0.02	1.16 \pm 0.45
14	5.31	2.73	1.42	1.76	10.95 \pm 0.05	0.50	0.09 \pm 0.01	8.83 \pm 0.90	0.10	2.46 \pm 0.01	0.24	0.02 \pm 0.004	6.02 \pm 1.29
15	5.14	4.47	1.42	1.55	6.54 \pm 0.08	0.33	0.06 \pm 0.01	6.52 \pm 1.11	0.09	2.66 \pm 0.09	0.17	0.03 \pm 0.004	4.00 \pm 1.16
16	4.85	8.66	1.42	1.67	5.86 \pm 0.10	0.46	0.06 \pm 0.01	6.33 \pm 0.90	0.10	1.20 \pm 0.02	0.20	0.05 \pm 0.01	3.37 \pm 0.68
17 Pb $^{2+}$ –Zn $^{2+}$ – Ni $^{2+}$ –Mn $^{2+}$	4.56	Zn $^{2+}$ = 4.73 Ni $^{2+}$ = 5.19 Mn $^{2+}$ = 4.38	1.42	1.69	5.24 \pm 0.08	0.25	0.04 \pm 0.001	4.06 \pm 0.13	0.08	3.11 \pm 0.08	0.11	0.02 \pm 0.01	0.47 \pm 0.14
										3.21 \pm 0.01	0.17	0.03 \pm 0.01	2.07 \pm 0.47
										3.03 \pm 0.09	0.14	0.02 \pm 0.01	1.00 \pm 0.26

† dispersivity derived from tracer test (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a); \pm average dispersivity derived from average of dispersivity values of 3 tracer columns (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a); ‡ Duplicated column (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a).

binary and multi-metal systems, revealed that the curve-fitted results of the TSM were significantly different from the CD_{eq} model (t -test, $P < 0.05$), with those values fitted by the TSM being in better agreement with the experimental results.

For the sake of comparison, according to the best fit parameters from the TSM, the maximum sorption capacity of Pb $^{2+}$ in the single system, $(Q_{max})_{Pb}^{2+}$, was higher than those in the binary and multi-metal systems (Fig. 4 and Table 2), $(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}$. This is in agreement with the retardation factors and average sorption capacity of Pb $^{2+}$ in a single metal system over those in a binary or multi-metal system, as already reported (Chotpantarat et al., 2011b). As expected, when metals compete for sorption sites in the binary and multi-metal systems, the maximum sorption capacity (Q_{max}) of individual metal in the binary and multi-metal systems, $(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}$, $(Q_{max}^*)_{Ni}^{2+}$, $(Q_{max}^*)_{Mn}^{2+}$ and $(Q_{max}^*)_{Zn}^{2+}$, is reduced compared to the corresponding value in the single metal systems, $(Q_{max})_{Pb}^{2+}$, $(Q_{max})_{Ni}^{2+}$, $(Q_{max})_{Mn}^{2+}$ and $(Q_{max})_{Zn}^{2+}$. The maximum sorption capacity of Pb $^{2+}$, $(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}$ was higher than those for the three other secondary metals at the same (5 mM) concentration, regardless of whether the metals were applied in a binary or a multi-metal system. The ratios of $(Q_{max})_{Pb}^{2+}/(Q_{max})_{secondary\ metals}^{2+}$ (Mn^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+}) ranged from 0.92 to 1.09 and were lower than the ratios of $(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}/(Q_{max}^*)_{secondary\ metals}^{2+}$ (Mn^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+}) that ranged from 0.94 to 2.80. This confirms the higher sorption affinity of Pb $^{2+}$ in

lateritic soil than the other three metals studied (Zn $^{2+}$, Mn $^{2+}$ and Ni $^{2+}$) under both binary and multi-metal systems. This result was similar to that found by other researchers using both pure and heterogeneous soils under batch experiments (Adhikari and Singh, 2003; Arias et al., 2006; Fontes and Gomes, 2003; Serrano et al., 2005). However, increasing the secondary metal concentrations resulted in an increase in the maximum sorption capacity of the secondary metals in the binary metal systems.

The $(Q_{max})/(Q_{max}^*)$ ratios were generally greater than unity, suggesting that the simultaneous presence of metals in both binary and multi-metal systems reduced sorption through competition for sorption sites in the solid phases. In addition, it was found that $(Q_{max})_{Zn}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Zn}^{2+} > (Q_{max})_{Mn}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Mn}^{2+} > (Q_{max})_{Ni}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Ni}^{2+} > (Q_{max})_{Pb}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}$, suggesting that sorption of Zn $^{2+}$, Mn $^{2+}$ and Ni $^{2+}$ were affected more strongly, in that order, by the simultaneous presence of a competing metal than Pb $^{2+}$ was when the concentrations of the secondary metals were less than 5 mM. In contrast, when the concentrations of secondary metals were higher than that of the Pb $^{2+}$ (5 mM), the $(Q_{max})/(Q_{max}^*)$ ratios of Pb $^{2+}$ were lower than those of the secondary metals due to their higher concentrations. In a similar way, for the multi-metal system, the ratios of $(Q_{max})_{Zn}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Zn}^{2+} \sim (Q_{max})_{Mn}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Mn}^{2+} \sim (Q_{max})_{Ni}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Ni}^{2+} > (Q_{max})_{Pb}^{2+}/(Q_{max}^*)_{Pb}^{2+}$ suggesting that the sorption of Zn $^{2+}$, Mn $^{2+}$ and Ni $^{2+}$ were affected,

Table 2

Estimated transport parameters for heavymetal breakthrough curves (BTCs) using the chemical nonequilibrium two-site model (TSM), as generated by HYDRUS-1D.

No	System	C ₀ (mM)		λ [±] (cm)	Measured v (cm hr ^{−1})	Nonequilibrium model fit (TSM)									
						1st metal					2st metal				
		1st metal (Pb ²⁺)	2nd metal			Q _{max} ± 95%CI (mM g ^{−1})	b ± 95%CI (L mM ^{−1})	f ± 95%CI	α ± 95%CI (hr ^{−1})	SSE	Q _{max} ± 95%CI (mM g ^{−1})	b ± 95%CI (L mM ^{−1})	f ± 95%CI	α ± 95%CI (hr ^{−1})	SSE
1	Pb ²⁺ –Ni ²⁺	5.05	0	1.42	1.58	0.12 ± 0.01	3.45 ± 0.46	0.28 ± 0.04	0.012 ± 0.001	0.020	-	-	-	-	-
2		5.01	0	0.97	1.61	0.13 ± 0.02	2.71 ± 0.34	0.43 ± 0.06	0.013 ± 0.005	0.044	-	-	-	-	-
3		0	4.89	1.42	1.58	-	-	-	-	-	0.11 ± 0.02	2.62 ± 0.40	0.25 ± 0.02	0.009 ± 0.001	0.035
4		4.86	3.01	1.42	1.74	0.08 ± 0.01	3.36 ± 0.61	0.38 ± 0.06	0.017 ± 0.003	0.034	0.04 ± 0.01	4.89 ± 0.92	0.35 ± 0.06	0.028 ± 0.004	0.024
5		4.85 [‡]	3.17	1.57	1.78	0.09 ± 0.01	2.87 ± 0.50	0.27 ± 0.04	0.015 ± 0.020	0.024	0.04 ± 0.01	5.49 ± 1.09	0.35 ± 0.06	0.026 ± 0.006	0.036
6		4.93	5.13	1.42	1.68	0.07 ± 0.01	4.91 ± 0.71	0.50 ± 0.06	0.020 ± 0.005	0.022	0.045 ± 0.01	3.54 ± 0.57	0.43 ± 0.10	0.041 ± 0.009	0.028
7		4.88	10.06	1.42	1.59	0.07 ± 0.01	3.43 ± 0.63	0.52 ± 0.07	0.018 ± 0.006	0.059	0.07 ± 0.02	0.40 ± 0.10	0.56 ± 0.12	0.060 ± 0.026	0.047
8	Pb ²⁺ –Zn ²⁺	0	4.61	1.42	1.72	-	-	-	-	-	0.13 ± 0.02	0.60 ± 0.11	0.41 ± 0.06	0.016 ± 0.004	0.052
9		5.26	2.91	1.42	1.67	0.07 ± 0.01	3.16 ± 0.82	0.32 ± 0.08	0.022 ± 0.003	0.022	0.03 ± 0.01	4.86 ± 0.92	0.50 ± 0.07	0.029 ± 0.009	0.041
10		5.22	5.36	1.42	1.68	0.07 ± 0.02	4.00 ± 0.66	0.48 ± 0.08	0.025 ± 0.007	0.041	0.04 ± 0.01	2.16 ± 0.50	0.44 ± 0.09	0.044 ± 0.015	0.041
11		5.41	9.67	1.42	1.62	0.06 ± 0.01	1.51 ± 0.36	0.57 ± 0.10	0.028 ± 0.013	0.069	0.07 ± 0.02	0.120 ± 0.07	0.63 ± 0.14	0.055 ± 0.047	0.061
12		4.33 [‡]	9.48	1.42	1.55	0.06 ± 0.02	3.35 ± 1.10	0.37 ± 0.12	0.024 ± 0.008	0.069	0.06 ± 0.01	1.54 ± 0.38	0.52 ± 0.13	0.040 ± 0.021	0.044
13	Pb ²⁺ –Mn ²⁺	0	4.81	1.42	1.68	-	-	-	-	-	0.11 ± 0.02	0.87 ± 0.19	0.31 ± 0.05	0.019 ± 0.004	0.055
14		5.31	2.73	1.42	1.76	0.07 ± 0.02	2.63 ± 0.60	0.37 ± 0.08	0.022 ± 0.005	0.058	0.03 ± 0.01	0.96 ± 0.24	0.50 ± 0.07	0.021 ± 0.010	0.076
15		5.14	4.47	1.42	1.55	0.06 ± 0.01	2.70 ± 0.71	0.40 ± 0.10	0.029 ± 0.008	0.041	0.05 ± 0.01	1.75 ± 0.38	0.47 ± 0.08	0.040 ± 0.015	0.037
16		4.85	8.66	1.42	1.67	0.06 ± 0.01	3.90 ± 0.72	0.39 ± 0.08	0.023 ± 0.006	0.049	0.06 ± 0.01	1.99 ± 0.33	0.46 ± 0.07	0.027 ± 0.009	0.039
17	Pb ²⁺ –Zn ²⁺ – Ni ²⁺ –Mn ²⁺	4.56	Zn ²⁺ =	1.42	1.69	0.05 ± 0.01	1.74 ± 0.43	0.49 ± 0.08	0.028 ± 0.011	0.064	0.03 ± 0.01	0.46 ± 0.12	0.61 ± 0.10	0.067 ± 0.051	0.052
5.19			Ni ²⁺ =								0.03 ± 0.01	1.02 ± 0.21	0.47 ± 0.06	0.049 ± 0.018	0.035
4.38			Mn ²⁺ =								0.03 ± 0.01	0.74 ± 0.18	0.52 ± 0.09	0.050 ± 0.023	0.046

[†] dispersivity derived from tracer test (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a); \pm average dispersivity derived from average of dispersivity values of 3 tracer columns (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a); [‡]Duplicated column (Chotpantarat, 2008; Chotpantarat et al., 2011a).

in that order, more strongly by the simultaneous presence of a competing metal than was Pb²⁺. Indeed, the ability of Pb²⁺ to effectively compete for sorption sites on different surfaces has been shown by other researchers in batch sorption systems with Cd²⁺ (Fontes and Gomes, 2003; Rodríguez-maroto et al., 2003) and other metal ions in multi-metal solutions (Fontes and Gomes, 2003; Saha et al., 2002). Moreover, as shown in Fig. 4, which is a plot of the $(Q_{\max})_{\text{Pb}^{2+}}^{2+}$ from the TSM versus the concentrations of the secondary metals, an increase in the concentration of the secondary metals in the binary and multi-metal systems resulted in an exponential decrease in the maximum sorption capacity of Pb²⁺, $(Q_{\max})_{\text{Pb}^{2+}}^{2+}$, with respect to the maximum sorption capacity of Pb²⁺ in the single system. For example, in Pb²⁺–Zn²⁺ system, the maximum sorption capacity of Pb²⁺ (0.12 mM) for 0 mM of Zn²⁺ was statistically different from that of maximum sorption capacity of Pb²⁺ (0.08 mM) in the presence of 3 mM of Zn²⁺. As the concentration of Zn²⁺ increased above 3 mM, the maximum sorption capacity of Pb²⁺ showed a decreasing trend but was not significantly different from the maximum sorption capacities at higher Zn²⁺ concentrations. This is consistent with the decrease in retardation factors of Pb²⁺, as affected by the concentration of Zn²⁺, reported before (Chotpantarat et al., 2011b). Furthermore, with the Langmuir model, the total sorption capacities for single, binary and

multi-metal systems were essentially constant (ranging from 0.10 to 0.13 mM g⁻¹).

The binding energy coefficient varied with metal solutions, the initial concentration of the secondary metals and the total metal concentration (b_{Pb} , b_{Ni} , b_{Mn} and b_{Zn} for the single metal system, and b_{Pb}^* , b_{Ni}^* , b_{Mn}^* and b_{Zn}^* for the binary metal systems, respectively), although all systems showed a greater affinity for Pb²⁺ than for the secondary metal at the same concentration (e.g., 5 mM for Ni²⁺, Zn²⁺, and Mn²⁺ for binary metal systems). For example, the results showed that b_{Pb} (3.45 ± 0.46) > b_{Zn} (0.60 ± 0.11) for the single metal system and b_{Pb}^* (4.00 ± 0.66) > b_{Zn}^* (2.16 ± 0.50) for the Pb²⁺–Zn²⁺ binary metal system, respectively. In addition, the results showed that $b_i < b_j^*$ in all binary metal systems except for that of Pb²⁺ (5 mM)–Ni²⁺ (10 mM) and Pb²⁺ (5 mM)–Zn²⁺ (10 mM), which may be related to the specifically sorbed metals at high energy surfaces with low dissociation constants, indicating that competition for sorption sites promotes the retention of such secondary metals on specific sites. As a result, although the maximum sorption capacity, $(Q_{\max})_i$, decreased, the metals were held in the soil matrix more strongly. This result concurs with that reported for the competitive sorption of Cu and Zn (Mesquita and Viera Silva, 2002), or for Pb and Cd in acid soils (Serrano et al., 2005). In contrast, as the secondary

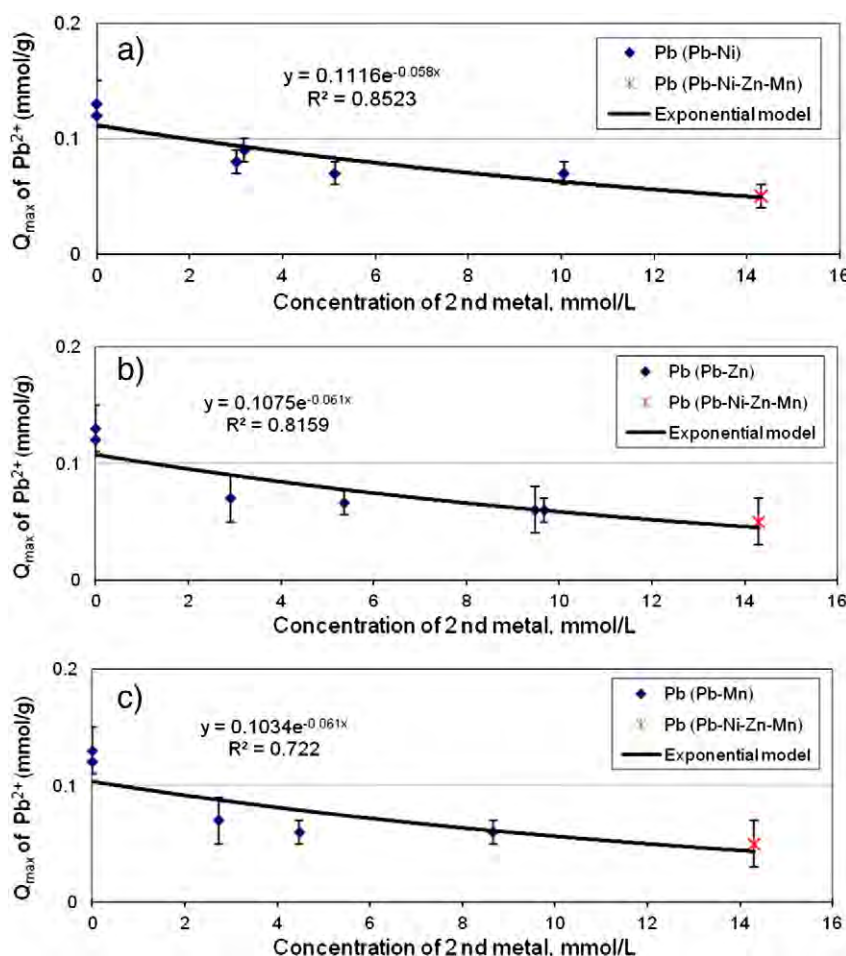


Fig. 4. Maximum sorption capacity, Q_{\max} , of Pb^{2+} with increasing initial concentrations of the 2nd metal (a) Ni^{2+} , (b) Zn^{2+} and (c) Mn^{2+} in the binary (5 mM Pb^{2+} and 0–14 mM secondary metal) and multiple metal (all 5 mM) systems.

metal concentration increased to a level higher than that of the Pb^{2+} (5 mM) in the binary and multi-metal systems, the b values seemed to be reduced. This could be due to the high metal loads relative to its low binding energy coefficient.

The fraction of the instantaneous equilibrium site (f) of all the metals, and particularly for the secondary metals in the binary and multi-metal systems, tends to increase with increasing metal concentrations in the system (Fig. 5, Table 2). For example, the fraction of the instantaneous equilibrium site (f) of Ni^{2+} in single system significantly increased from 0.25 ± 0.02 to 0.56 ± 0.12 for Ni^{2+} in Pb^{2+} (5 mM)– Ni^{2+} (10 mM). Since the Peclet number in the systems was low (ranging from 5.85 to 9.37), diffusion probably dominates the sorption and transport of heavy metal in the system. Brusseau et al. (1991) indicated that for a non-equilibrium process caused by diffusion in the micropores or interlayer clay spaces of the soil matrix, f was found to be independent of the velocity, V . As a result, f tends to increase under competitive sorption, potentially from competition for sorption sites in the rapid reaction phase. The higher the concentration in the system the higher is the fraction of occupied instantaneous sorption sites. Consequently, the increased fraction of instantaneous site would imply that metal sorption changes from a non-equilibrium mechanism towards an equilibrium one. For example, in the multi-metal system (Fig. 3), the SSE obtained from the fitted curves of the four metals from the Langmuir model (SSE ranging from 0.070 to 0.080) and the TSM (SSE ranging from 0.035 to 0.064) were more similar in magnitude than those obtained from the binary metal systems (SSE ranging from 0.06 to 0.22 and from 0.040 to 0.76 for the Langmuir model and the TSM, respectively). The gradual change from a non-equilibrium to an

equilibrium behavior is thus likely to be related to the total metal concentration in the system (Fig. 5).

In general, the kinetics of metal sorption on soils follow a two stage time-dependent behavior with an initially fast reaction followed by a much slower reaction. The 1st kinetic rate appears to increase as the secondary metal concentration increases in both binary and multi-metal systems (Table 2), as compared to those in a single metal system. This potentially indicates that the rate limiting stage for heavy metal sorption in lateritic soil is affected by the simultaneous presence of other metals, particularly in the multi-metal system. In accord, Serrano et al. (2005) found that the Cd^{2+} sorption rate for the initial rapid reaction sorption in a binary metal system was higher as compared to that for the single metal system.

The TSM correctly explained the early tailing of the asymmetrical portion of heavy metal BTCs in both the binary and multi-metal systems (Figs. 2 and 3), but slightly overestimated the extended tailing of heavy metals. This was probably due to the fact that either the rate of sorption/desorption could not be described by a first-order rate constant (Connaughton et al., 1993; Selim, 1999) or that more than one type of kinetic rates are needed in addition to the instantaneous sorption sites. Selim (1999) observed that the sorption/desorption behavior of Cu^{2+} for a McLaren soil showed a hysteresis behavior, at high Cu^{2+} concentrations, and so could not be explained with a first-order rate constant. Drillia et al. (2005) found that soil with little organic matter, but with strong sorption hysteresis, could be described by a slower reversible or even an irreversible process that is not included in the TSM. In addition, the extended tailings might be controlled by mass transfer diffusion that is also not accounted for in the TSM (Beigel

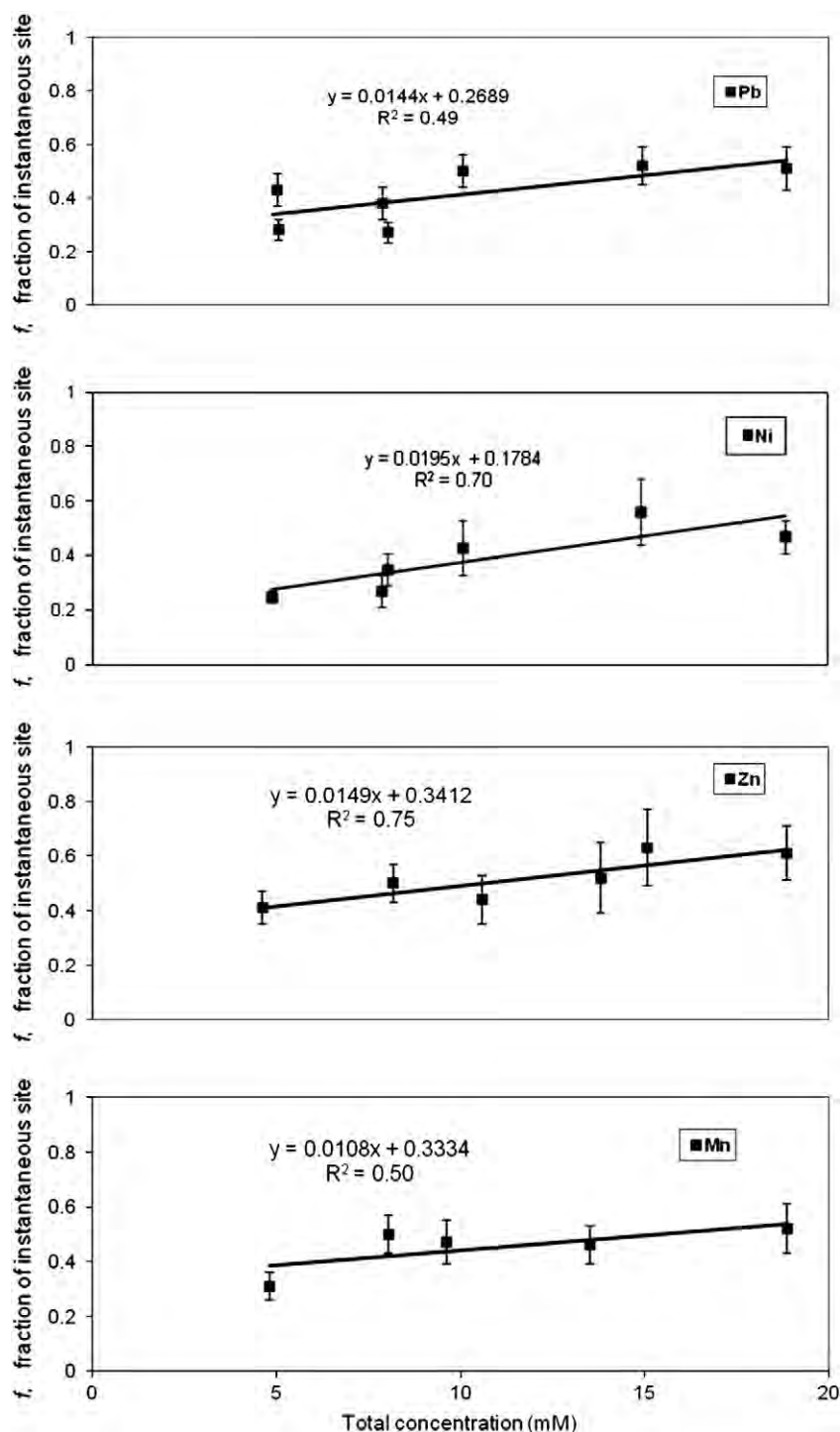


Fig. 5. Effect of total heavy metal concentration in binary and multiple heavy metal systems on the fraction of instantaneous equilibrium sorption sites (f_i).

and Di Pietro, 1999). Since the column studies do not provide information on hysteresis and/or mass transfer, further separate experimentation is required to more precisely model and predict heavy metal transport through this soil (Seuntjens et al., 2001).

4. Conclusion

The study evaluated the effect of metal concentrations on the sorption and transport mechanisms through a lateritic soil column, as well as estimating the appropriate sorption and transport parameters, for single, binary and multiple metal systems. The use of the CD_{eq} model with either linear or Langmuir isotherms did not describe the rising

and declining limbs of the metal concentrations in single, binary and multiple metal systems, but the TSM with first order kinetics described the BTCs more accurately.

According to the TSM, the maximum sorption capacity of Pb^{2+} was highest in the single system and reduced in the binary and multi-metal systems. The simultaneous presence of other metals in both binary and multi-metal systems reduced sorption through competition for sorption sites on the solid phases. Moreover, the sorption of Mn^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} were more strongly affected by the simultaneous presence of a competing metal than Pb^{2+} was. The sorption affinity of Pb^{2+} was higher than the other three heavy metal metals for lateritic soil for all conditions evaluated.

Competition between the metals for sorption sites tended to promote the retention of secondary metals on more specific sorption sites. Furthermore, the fraction of the instantaneous equilibrium sites (f) of all metals, particularly for secondary metals in the binary and multi-metal systems, increases with increasing metal concentrations, which is likely to be because diffusion dominates the sorption and transport of heavy metals. Consequently, the increased fraction of instantaneous sites probably changes the metal sorption from a non-equilibrium to an equilibrium mechanism.

The more complex TSM was found to describe the rising limb and initial declining limb well but could not explain the extended tailing phenomenon. This might be due to the fact that the rate of sorption/desorption from the sorption sites cannot be described by a first-order rate constant. Regardless, the curve-fitted results of the TSM for the individual heavy metals in the binary and multi-metal systems were found to be statistically different from the results obtained with the CD_{eq} model and in better agreement with the experimental results. These results reinforce the necessity of using transport models and proper parameters under competitive and non-equilibrium conditions to predict heavy metal transport more accurately for field conditions and more efficiently in selecting the appropriate strategies in remediation/monitoring the heavy metal contaminated sites.

Acknowledgments

The authors express their appreciation to the Thailand Research Fund (grant no. MRG 5480118), the Asahi Glass Foundation (AGF) Japan, Thailand Toray Science Foundation (TTSF) and the Geology Department of Chulalongkorn University for funding this research. We also gratefully acknowledge Assoc. Prof. Dr. Kriangsak Srisuk for providing the valuable discussions and comments.

References

- Adhikari, R., Singh, M.V., 2003. Adsorption characteristics of lead and cadmium in some soils of India. *Geoderma* 114, 81–92.
- Arias, M., Pérez-Novo, C., López, E., Soto, B., 2006. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. *Geoderma* 133, 151–159.
- Beigel, C., Di Pietro, L., 1999. Transport of triticonazole in homogeneous soil columns: influence of nonequilibrium sorption. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1077–1086.
- Brusseau, M.L., Larsen, T., Christensen, T.H., 1991. Rate-limited sorption and nonequilibrium transport of organic chemicals in low organic carbon aquifer materials. *Water Research* 28, 2485–2497.
- Carsel, R.F., Imhoff, J.C., Hummel, P.R., Cheplick, M.J., Donigan, A.S., 1997. PRZM-3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones, Users Manual for Release 3.0, 30605. National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- Chotpantarat, S., 2008. Characterization of gold mine tailings and heavy metals leaching and transport in lateritic soil. Ph.D. Dissertation, Chulalongkorn University, Thailand.
- Chotpantarat, S., Ong, S.K., Sutthirath, C., Osathaphan, K., 2011a. Effect of pH on transport of Pb^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} through lateritic soil: column experiments and transport modeling. *Journal of Environmental Sciences* 23, 640–648.
- Chotpantarat, S., Ong, S.K., Sutthirath, C., Osathaphan, K., 2011b. Competitive sorption and transport of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} in lateritic soil columns. *Journal of Hazardous Materials* 190, 391–396.
- Connaughton, D.F., Stedinger, J.G., Lion, L.W., Shuler, M.L., 1993. Description of time-varying desorption kinetics: release of naphthalene from contaminated soils. *Environmental Science & Technology* 27, 2397–2403.
- Covelo, E.F., Vega, F.A., Andrade, M.L., 2007. Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in acid soils II. Soil ranking and influence of soil characteristics. *J. Hazard. Mater.* 147, 862–870.
- Dieckkrüger, B., 1996. SIMULAT—Ein Modellsystem zur Berechnung der Wasser- und Stoffdynamik landwirtschaftlich genutzter Standorte. In: Richter, O., Söndgerath, D., Dieckkrüger, B. (Eds.), *Sonderforschungsbereich vol. 179, Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen*. Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig, Braunschweig, pp. 30–47.
- Drillia, P., Stamateletou, K., Lyberatos, G., 2005. Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere* 60, 1034–1044.
- Elliott, H.A., Liberati, M.R., Huang, C.P., 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality* 15, 214–219.
- Fetter, C.W., 1993. *Contaminant Hydrogeology*. Practice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Fonseca, B., Figueiredo, H., Rodrigues, J., Queiroz, A., Tavares, T., 2011. Mobility of Cr, Pb, Cd, Cu and Zn in a loamy soil: a comparative study. *Geoderma* 164, 232–237.
- Fontes, M.P.F., Gomes, P.C., 2003. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils. *Applied Geochemistry* 18, 795–804.
- Gomes, P.C., Fontes, M.P.F., Silva, A.G.D., Mendonça, E.D.S., Netto, A.R., 2001. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal* 65, 1115–1121.
- Jain, C.K., Ram, D., 1996. Adsorption of lead and zinc on bed sediments of the river Kali. *Water Research* 31, 154–162.
- Kamra, S.K., Lennartz, B., van Genuchten, M.Th., Widmoser, P., 2001. Evaluating nonequilibrium solute transport in small soil columns. *Journal of Contaminant Hydrology* 48 (3–4), 189–212.
- Kookana, R.S., Naidu, R., Tiller, K.G., 1994. Sorption nonequilibrium during cadmium transport through soils. *Australian Journal of Soil Research* 32, 635–651.
- Lafuente, A.L., González, C., Quintana, J.R., Vázquez, A., Romero, A., 2008. Mobility of heavy metals in poorly developed carbonate soils in the Mediterranean region. *Geoderma* 145, 238–244.
- Larsbo, M., Jarvis, N.J., 2003. MACRO 5.0, a Model of Water Flow and Solute Transport in Macroporous Soil. Technical description. Emergo 2003, 6. Swedish Univ. of Agricult. Sci., Dept. of Soil Sci., Uppsala, Sweden. (48 pp.).
- Larsbo, M., Jarvis, N.J., 2005. Simulating solute transport in a structured field soil: uncertainty in parameter identification and predictions. *Journal of Environmental Quality* 34 (2), 621–634.
- Liu, C., Chang, T., Wang, M., Huang, C., 2006. Transport of cadmium, nickel, and zinc in Taoyuan red soil using one-dimensional convective-dispersive model. *Geoderma* 131, 181–189.
- Mesquita, M.E., Viera Silva, J.M., 2002. Preliminary study of pH effect in the application of Langmuir and Freundlich isotherms to Cu–Zn competitive adsorption. *Geoderma* 106, 219–234.
- Miretzky, P., Muñoz, C., Carrillo-Chávez, A., 2006. Experimental Zn(II) retention in a sandy soil by very small columns. *Chemosphere* 65, 2082–2089.
- Pang, L., Close, M., Schneider, D., Stanton, G., 2002. Effect of pore-water velocity on chemical nonequilibrium transport of Cd, Zn, and Pb in alluvial gravel columns. *Journal of Contaminant Hydrology* 57, 241–258.
- Pang, L., Close, M., Greenfield, H., Stanton, G., 2004. Adsorption and transport of cadmium and rhodamine WT in pumice sand columns. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38, 367–378.
- Rodríguez-maroto, J.M., García-delgado, R.A., Gómez-lahoz, C., Vereda-alonso, C., García-herruzo, F., Muñoz, M.P.P., 2003. Competitive retention of lead and cadmium on an agricultural soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 89, 165–177.
- Saha, U.K., Taniguchi, S., Sakurai, K., 2002. Simultaneous adsorption of cadmium, zinc, and lead on hydroxyaluminum and hydroxyaluminosilicate-montmorillonite complexes. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1125–1131.
- Selim, H.M., 1999. Modeling the kinetics of heavy metals reactivity in soils. In: Selim, H.M. (Ed.).
- Seo, Y., Lee, J., 2005. Characterizing preferential flow of nitrate and phosphate in soil using time domain reflectometry. *Soil Science* 170 (1), 47–54.
- Serrano, S., Garrido, F., Campbell, C.G., García-Gonzalez, M.T., 2005. Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of Central Spain. *Geoderma* 124, 91–104.
- Seuntjens, P., Tirez, K., Šimunek, J., van Genuchten, M.Th., Cornelis, C., Geuzens, P., 2001. Aging effects on cadmium transport in undisturbed contaminated sandy soil columns. *Journal of Environmental Quality* 30, 1040–1050.
- Šimunek, J., Šejna, M., van Genuchten, M.Th., 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated porous media. Version 2.0, ICGWMC-TPS-70. International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden Colorado. (202 pp.).
- Šimunek, J., van Genuchten, M.Th., Šejna, M., 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated porous media: Version 3.0 Hydrus-1D Software Series 1. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA. (270 pp.).
- Šimunek, J., Šejna, M., van Genuchten, M.T., 2008. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, Version 4 Beta 1. ICGWMC-TPS-70. International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.
- Sparks, D.L., 1995. *Environmental soil chemistry*. Academic Press, San Diego, CA.
- Strawn, D.G., Sparks, D.L., 2000. Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb (II) sorption and desorption in soil. *Soil Science Society of America Journal* 64, 144–156.
- Toride, N., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 1999. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, Version 2.1. U.S. Salinity Laboratory. Agricultural Research Service US Department of Agriculture, Riverside, California.
- Tsang, D.C.W., Lo, I.M., 2006. Competitive Cu and Cd sorption and transport in soils: a combined batch kinetics, column, and sequential extraction study. *Environmental Science & Technology* 40, 6655–6661.
- Vanderborght, J., Gähwiler, P., Flühler, H., 2002. Identification of transport processes in soil cores using fluorescent tracers. *Soil Science Society of America Journal* 66, 774–787.
- Vanderborght, J., Mallants, D., Vanclooster, M., Feyen, J., 1997. Parameter uncertainty in the mobile-immobile solute transport model. *Journal of Hydrology* 190 (1–2), 75–101.
- Wallach, R., Parlange, J.Y., 2000. Applying the boundary layer concept to model transport of dissolved chemicals in preferential flow paths. *Water Resources Research* 36 (10), 2845–2851.
- Yolcubal, I., Akyol, N.H., 2007. Retention and transport of hexavalent chromium in calcareous karst soils. *Turkish Journal of Earth Science* 16, 363–379.

Heavy metal contamination and human health risk assessment in drinking water from shallow groundwater wells in an agricultural area in Ubon Ratchathani province, Thailand

Pokkate Wongsasuluk · Srilert Chotpantarat · Wattasit Siriwong · Mark Robson

Received: 11 November 2012 / Accepted: 30 May 2013
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

Abstract Most local people in the agricultural areas of Hua-ruea sub-district, Ubon Ratchathani province (Thailand), generally consume shallow groundwater from farm wells. This study aimed to assess the health risk related to heavy metal contamination in that groundwater. Samples were randomly collected from 12 wells twice in each of the rainy and the dry seasons and were analyzed by inductive coupled plasma spectrometry-mass spectrometry (ICP-MS). The concentration of detected metals in each well and the overall mean were below the acceptable groundwater standard limits for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn, but Pb levels were higher in four wells with an overall

average Pb concentration of $16.66 \pm 18.52 \mu\text{g/l}$. Exposure questionnaires, completed by face-to-face interviews with 100 local people who drink groundwater from farm wells, were used to evaluate the hazard quotients (HQs) and hazard indices (HIs). The HQs for non-carcinogenic risk for As, Cu, Zn and Pb, with a range of 0.004–2.901, 0.053–54.818, 0.003–6.399 and 0.007–26.80, respectively, and the HI values (range from 0.10 to 88.21) exceeded acceptable limits in 58 % of the wells. The HI results were higher than one for groundwater wells located in intensively cultivated chili fields. The highest cancer risk found was 2.6×10^{-6} for As in well no. 11. This

P. Wongsasuluk
International Postgraduate Programs in Environmental
Management, Graduate School, Chulalongkorn
University, Bangkok 10330, Thailand
e-mail: pokkate_wong@hotmail.com

P. Wongsasuluk · S. Chotpantarat
Center of Excellence on Hazardous Substance
Management (HSM), Chulalongkorn University,
Bangkok 10330, Thailand

S. Chotpantarat (✉)
Department of Geology, Faculty of Science,
Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand
e-mail: csrilert@gmail.com

W. Siriwong · M. Robson
Thai Fogarty ITREOH Center, Chulalongkorn University,
Bangkok 10330, Thailand
e-mail: wattasit.s@chula.ac.th

M. Robson
e-mail: robson@aesop.rutgers.edu

W. Siriwong
College of Public Health Science, Chulalongkorn
University, Bangkok 10330, Thailand

M. Robson
New Jersey Agricultural Experiment Station, Rutgers
University, New Brunswick, NJ, USA

M. Robson
School of Environmental and Biological Sciences,
Rutgers University, New Brunswick, NJ, USA

study suggested that people living in warmer climates are more susceptible to and at greater risk of groundwater contamination because of their increased daily drinking water intake. This may lead to an increased number of cases of non-carcinogenic and carcinogenic health defects among local people exposed to heavy metals by drinking the groundwater.

Keywords Groundwater contamination · Risk assessment · Heavy metals · Ubon Ratchathani

Introduction

Heavy metal contamination is potentially a significant problem in several community and agricultural areas (Vodola et al. 1997) because agrochemicals, including plant nutrients and fertilizers, can lead to dramatic increases in the concentrations of heavy metals in the water and soil (Rattan et al. 2005). These heavy metals have the potential to reach levels in the soil and then in the surface and groundwater that are adverse to human health (Rashed 2010; Chotpantarat et al. 2011; Chotpantarat and Sutthirath 2011; Taboada-Castro et al. 2012). Heavy metals can initially accumulate above natural levels in agricultural soils over time from the continual application of commercial agrochemicals that contain several potentially toxic heavy metals. Their subsequent migration and availability once leached from agricultural soils is influenced by several factors, such as the water pH, redox potential, and type and quality of the soil. One of the more important environmental issues today is the level of groundwater contamination with heavy metals and metalloids, including arsenic (As) and cadmium (Cd), because of their strong toxicity at even low concentrations (Marcovecchio et al. 2007). These heavy metals and metalloids can be dispersed and accumulated in plants and animals and so taken into and accumulated within higher trophic levels including within the human food chain. In order to quantitatively assess the potential risk, human health risk assessments are used to determine whether exposure to a chemical, at any dose, could cause an increase in the incidence of an adverse effect on human health (Wcislo et al. 2002).

From the past to the present, people living in many agricultural areas have commonly consumed groundwater from shallow groundwater wells (Jaipieam et al. 2009). This is also the case for the residents of the

Hua-ruea sub-district, Muang district, Ubon Ratchathani province, in Thailand (Fig. 1). Hua-ruea sub-district, covering an area of approximately 36 km², is an agricultural region with a high density of farms that have used fertilizers for the last 30 years for planting chili and rice. This area has a large percentage of cultivated area and produces various agricultural products, such as rice, cassava, chili and rubber trees (Norkaew et al. 2010). The census population in 2011 was approximately 6,000; most people are farmers whose homes are located on their farm. Their incomes are obtained from hiring out as workers on other farms and/or selling their products, chiefly from chili farming (Taneeapanichskul et al. 2010). The residents commonly consume shallow groundwater from wells drilled in the unconfined aquifer on their farms, but they are unaware of the risk of heavy metal contamination in shallow groundwater and the associated adverse health effects. Moreover, most of the shallow groundwater samples in this area have been previously reported to be acidic normally (Srithongdee et al. 2010), under which condition the efficiency of leaching of most species of accumulated heavy metals from the soil through the subsurface environment is increased (Suesat 2010). Furthermore, the As concentrations in groundwater in the central west region of Chaco Province, northern Argentina, where the economy is based on exploitation of agriculture and livestock, were high enough that human health was likely to be adversely affected by drinking the groundwater, so people in this area should be concerned about groundwater contamination levels.

The potential toxicity of contaminants is strongly determined by the composition of the elements involved. The known adverse health effects of heavy metals, such as allergies, hyperpigmentation and induction of cancer caused by As and Cd, for example, result from their absorption in the gastrointestinal system. Once absorbed, they target the liver, placenta, kidneys, lungs, brain and bones (PCD 2000). Long-term ingestion of low As concentrations in drinking water can lead to bladder, lung and prostate cancer (Carlson-Lynch et al. 1994; Mushak and Crocetti 1995; Nakadaira et al. 2000). Evaluation of the effects of nickel (Ni) on normal rat kidney cells revealed that Ni induced oxidative stress, DNA strand breaks and apoptosis even at concentrations as low as 10 µM (Chang-Yu et al. 2010). Furthermore, investigation into the effect of frequent exposure to heavy metals at

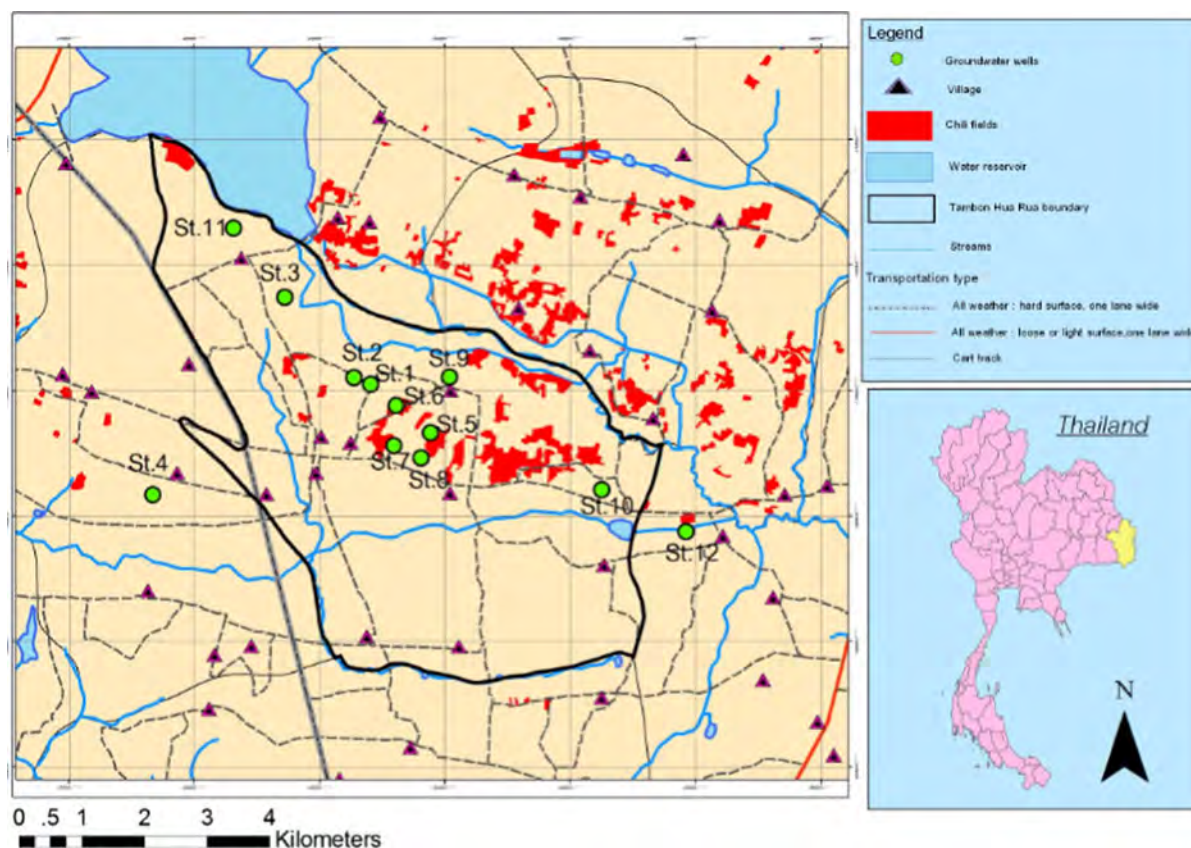


Fig. 1 The study area in Muang district, Ubonratchathani province, Thailand, showing the location of the 12 sampled water wells (stations; ST1–ST12)

low concentrations via intake of traditional medicine in Korea suggested that the daily intake or exposure to lead (Pb) and cadmium via oriental medicine might have effects to human health (Kim et al. 2009).

Therefore, investigation of the contamination levels and dispersion patterns of heavy metals in shallow groundwater around agricultural areas in the Hua-ruea sub-district, Muang district, Ubon Ratchathani province, Thailand, is needed to assess non-carcinogenic and carcinogenic health risks for the residents exposed to such heavy metals through groundwater drinking pathways.

Materials and methods

Study site

Hua-ruea sub-district, located in Muang district, Ubon Ratchathani province in northeastern Thailand, covers

36 km² (Fig. 1), and the land use in most areas is agricultural. The census population in 2011 was approximately 6,000.

Sampling and analytical methods

Water was collected from 12 shallow groundwater wells located in unconfined aquifers and distributed in the vicinity of agricultural land use in the study area (Fig. 1). The wells were sampled four times a year, twice each in the rainy and dry seasons, to check for variability in the heavy metal concentrations. Groundwater sampling was performed in June and August 2010 for the rainy season, and in November 2010 and January 2011 for the dry season.

Shallow groundwater samples were collected 10–15 m below the ground surface. The initial 5–10 min of pumped water was discarded, and thereafter samples were collected in thoroughly rinsed polyethylene bottles. The pH and electrical

conductivity (EC) of the freshly collected non-filtered samples were measured in situ using a pH and EC meter, respectively. For each sample, one part was acidified with 65 % (v/v) HNO_3 to pH <2 to dissolve all the heavy metals and to prevent crystallization or precipitation and adsorption of trace metals to the container surfaces prior to analysis. All water samples were then kept at 4 °C in sealed containers (to prevent evaporation) and transported back to the laboratory prior to analyzing the concentrations of As, Cd, chromium (Cr), copper (Cu), Pb, mercury (Hg), Ni and Zinc (Zn) by inductively coupled plasma spectrometry-mass spectrometry (ICP-MS) (Perkin-Elmer SCIEX, ELAN 6000). Heavy metals were selected for toxicological evaluation if they were detected in most of the groundwater samples in the preliminary survey.

Analytical performance

The calibration graph, using the mixed standards of metal ions, was obtained from a total heavy metal concentration of 0.1, 0.5, 1.0, 2.5, 5 and 10 $\mu\text{g/l}$ by ICP-MS. Correlation coefficients of the obtained standard curves were greater than 0.99. The field blanks were prepared in the field under the same conditions as field samples and were sent with test groundwater samples for analysis. Quality control, in terms of inter- and intra-observer variation, was controlled by using the same standard laboratory (Department of Chemical, Faculty of Science, Mahidol University) to analyze the heavy metal residues; the samples were analyzed by a single researcher. The laboratory has been assessed and accredited for this analytical chemical technique according to the AOAC Peer-Verified Methods Program's recommendation (1998). The limits of detection (LODs), defined as the lowest concentration level that can be determined to be statistically different from a blank (99 % confidence), of each heavy metal ion during the rainy and dry seasons were As (0.22 and 0.17 $\mu\text{g/l}$), Cd (0.13 and 0.18 $\mu\text{g/l}$), Cr (0.14 and 0.44 $\mu\text{g/l}$), Cu (0.70 and 0.09 $\mu\text{g/l}$), Hg (0.05 and 0.07 $\mu\text{g/l}$), Pb (0.80 and 0.65 $\mu\text{g/l}$), Ni (0.14 and 0.38 $\mu\text{g/l}$) and Zn (4.3 and 1.7 $\mu\text{g/l}$), respectively.

Questionnaires

This study focused on the local people who consume shallow groundwater in Hua-ruea sub-district, Muang

district, Ubon Ratchathani province. A preliminary investigation identified residents who principally drink water from groundwater wells in the study area and so excluded those who drink water from other sources, such as tap or bottled water. In addition, residents younger than 15 years were excluded since they typically drink bottled or tap water at school. From this preselected set of residents, 100 were randomly chosen; an even distribution of participants across the study area was ensured. Face-to-face interviews were then carried out with these 100 participants from August 2010 to January 2011. They were then asked to complete the questionnaires. The age range was 15 to 90 years.

The interview questionnaire study consisted of two parts. The first part ascertained the general information and personal background of the participants, such as their name, age, body weight, gender, education level and occupation. The second part focused on their groundwater consumption behavior, such as intake rate, frequency and quantity of consumption.

Risk assessment

The obtained exposure data were summarized using simple descriptive statistics including range, average and standard deviation. Risk assessment is a function of the hazard and exposure and is defined as the processes of estimating the probability of occurrence of any given probable magnitude of adverse health effects over a specified time period. The health risk assessment of each potentially toxic metal is usually based on the quantification of the risk level and is expressed in terms of a carcinogenic or a non-carcinogenic health risk. The two principal toxicity risk factors evaluated are the slope factor (SF) for carcinogen risk characterization and the reference dose (RfD) for non-carcinogen risk characterization (Lim et al. 2008). The toxicity indices of each potentially toxic metal are shown in Table 1 (USEPA IRIS 2011). The estimations of the magnitude, frequency and duration of human exposure to each potentially toxic metal in the environment are typically reported as average daily dose (ADD) (USEPA 1992; Siriwong 2006), as shown in Eq. (1);

$$\text{ADD} = (\text{C} \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED}) / (\text{BW} \times \text{AT}), \quad (1)$$

where ADD is the exposure duration (mg/kg-day), C is the concentration (mg/l), IR is the intake rate (l/day),

Table 1 The toxicity responses (dose response) to heavy metals as the oral reference dose (RfD) and oral slope factor (SF) (USEPA IRIS 2011)

Heavy metals	Oral RfD (mg/kg/day)	Oral SF (mg/kg-day) ⁻¹
As	3×10^{-4}	1.50
Cd	5.0×10^{-4}	n.d.
Cr	3.0×10^{-3}	n.d.
Cu	4×10^{-2}	n.d.
Hg	3.0×10^{-4}	n.d.
Pb	3.5×10^{-3}	n.d.
Ni	2.0×10^{-2}	n.d.
Zn	0.3	n.d.

n.d. = not determined

EF is the exposure frequency (day/year), ED is the exposure duration (year), BW is the body weight (kg), and AT is the average time (day).

The input parameters in ADD formulas are shown in Table 2.

Risk characterization is the final step of health risk assessment. The health risk from groundwater consumption was assessed in relation to its chronic (non-carcinogenic) as well as carcinogenic effects, based on the calculation of ADD estimates and defined toxicity values for each potentially toxic metal according to the following relationships. The non-carcinogen risk was calculated as the hazard quotient (HQ), as shown in Eq. (2);

$$HQ = ADD/RfD, \quad (2)$$

where ADD and RfD are in mg/kg-day.

Table 2 Input parameters to characterize the ADD value (exposure parameters)

Exposure parameters	Description	Unit	Value
C	Contamination concentration in groundwater	mg/l	
IR	Ingestion rate per unit time	l/day	3.45 ± 2.0
EF	Exposure frequency	Days/year	365
ED	Exposure duration	Years	42
BW	Body weight	Kg	60 ± 12
AT	Average time	Days	25,550 days (70 years)

If the value of HQ exceeds 1, there is an unacceptable risk of adverse non-carcinogenic effects on health, while if the HQ is less than 1, it is at an acceptable level (USEPA 2001). For the risk assessment of a mixture of chemicals, the individual HQs are combined to form the hazard index (HI), where an HI >1 means an unacceptable risk of non-carcinogenic effects on health, while HI <1 means an acceptable level of risk (ECETOC 2001).

The carcinogenic risk can be calculated as the product of ADD (mg/kg-day) times the SF (mg/kg/day). An acceptable level is $\leq 1 \times 10^{-6}$, which means on average the probability is that approximately 1 person per 1,000,000 will develop cancer as a consequence of the exposure (Lim et al. 2008), while values $\leq 1 \times 10^{-6}$ are acceptable risk levels.

Results

Face-to-face interviews

For the calculation of the human health risk assessment, face-to-face interviews were conducted with 100 randomly selected people from a preselected local set of inhabitants who drink water from groundwater wells in the study area (see “Materials and methods” section). The participants represented only local residents who consume groundwater from farm wells and excluded those who consume drinking water from other sources, including tap water. Participants were distributed evenly over the study area. Questionnaires were used to collect personal information and evaluate the daily rate of groundwater consumption. The data and exposure parameters from the questionnaires are summarized as follows.

The group comprised 55 females and 45 males with an average age of 42 ± 16 (mean \pm SD) years (41 ± 17 years for males and 43 ± 14 years for females). The average weight of participants was 60 ± 12 kg (range of 30–94 kg). The level of most participants was the elementary school level or below (61 %), with only a few having graduated at the level of a diploma (2 %) or bachelor’s degree (2 %). In addition, most of the participants were farmers (~80 %). The average groundwater consumption of the hundred surveyed people was high at 3.45 ± 2.0 l/day/person. For calculation of the risk assessment, the average groundwater consumption rate was taken as

3.45 l/day. The 95 percentile calculation was excluded in this study because very few participants drink approximately 10 l/day. Although the normal standard consumption rate of adult people ranged from 1.5 to 2.0 l/day/person (USEPA 1980), the local people in this study drank considerably more (on average 1.7- to 2.3-fold more). This is because they work on their farm from sunrise to sunset in very hot weather during the day.

Properties of shallow groundwater and wells

(1) pH

The pH of the shallow groundwater varied slightly within each well (except at station 11, which varied a lot) and ranged across the 12 wells from 3.69 to 7.90 with an average pH of 4.72 ± 1.00 (mean \pm SD). The greater pH variability (from pH 6.59 to 7.90) at station (well) 11 might be caused by seasonal contamination (Patriquin et al. 1993).

(2) Groundwater level

With respect to the groundwater levels of the 12 shallow groundwater wells, they varied from 112.1 to 132.6 m above mean sea level (amsl) with an average groundwater level of 124.6 ± 5.2 m amsl. The direction of flow of the groundwater in this area was from the reservoir in the north to the south and southeastern parts (Fig. 1). The depth from the ground surface to the groundwater level (well depth) ranged from 2.04 to 4.38 m (average 2.85 ± 0.79 m) across the year.

(3) Conductivity

The EC is used to estimate the amount of dissolved minerals. In the study, the EC of the shallow groundwater at each of the 12 sites was more variable, ranging from 58.9 to 1,162.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (average 232.4 ± 39.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$), although excluding the highest EC of well no. 11, the range of the remaining 11 wells was lower at 58.9–276.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (average 147.9 ± 24.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$) and the lowest from well no. 9.

(4) Concentration of heavy metals

The total concentrations of potentially toxic metals in groundwater are presented in Table 3 along with the drinking groundwater standards of the US Environmental Protection Agency (USEPA 2012), World Health Organization (WHO 2011) and the Pollution

Control Department (PCD 2000, 2004). The annual average concentration of As for the whole year from 12 wells in the shallow groundwater ranged from 0.25 ± 0.11 to 6.44 ± 3.17 $\mu\text{g}/\text{l}$ (mean \pm SD derived from four measurements in each well, two each in the rainy and dry seasons) with an average concentration of 1.06 ± 1.74 $\mu\text{g}/\text{l}$, although well no. 11 had a 5.23- to 34.72-fold higher As concentration (8.68 ± 0.42 $\mu\text{g}/\text{l}$ in the rainy season (not shown in Table 3) than all the other wells. Thus, the range for the other 11 wells excluding well no. 11 was considerably lower at 0.25–1.66 $\mu\text{g}/\text{l}$ with an average concentration (mean \pm SD) of 0.57 ± 0.42 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Table 3; Fig. 2a). Average concentrations of As appeared higher during the rainy season (1.52 ± 2.37 $\mu\text{g}/\text{l}$) than during the dry season (0.60 ± 1.14 $\mu\text{g}/\text{l}$), suggesting that As might be desorbed and leached from contaminated soils into shallow groundwater (Buchhamer et al. 2012). All 12 wells at this site had AS levels lower than the acceptable limit according to drinking water standards (USEPA 2012; PCD 2000; WHO 2011).

The concentrations of Pb in the shallow groundwater ranged from 0.95 ± 0.42 to 66.85 ± 36.35 $\mu\text{g}/\text{l}$ with an average concentration (mean \pm SD) of 16.66 ± 18.52 $\mu\text{g}/\text{l}$. The highest concentration of Pb (92.55 ± 26.09 $\mu\text{g}/\text{l}$) in the rainy season (not shown in Table 3) was observed in well no. 7, which is situated in an area of intensive agricultural activity (Table 3; Fig. 2b). This is higher than the permissible standards for drinking water (USEPA 2012; PCD 2000; WHO 2011). The average concentration of Pb during the rainy season and dry season was 18.6 ± 25.4 and 14.7 ± 4.4 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectively. The concentrations of Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn in the 12 shallow groundwater sites in this study area were lower than all the drinking water standards and so according to these criteria were acceptable (Table 3).

Human health risk assessment

As mentioned above, the concentrations of Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn in the 12 shallow groundwater sites in this study area were lower than all the drinking water standards and so were acceptable (Table 3). Accordingly, the human health risk assessment of Cd, Cr, Cu, Hg and Ni showed HQ values suggesting an acceptable level of non-carcinogenic adverse health risk (Table 4). This is consistent with the absence of any reports of a significant non-carcinogenic risk from

Table 3 The average annual concentration of heavy metals (µg/L) in the water from shallow groundwater wells located in the vicinity of agricultural areas at Hua-ruea sub-district, Muang District, Ubon Ratchathani Province, Thailand

Heavy metal concentrations (µg/L) in each well (station number) ^a								
Metals	1	2	3	4	5	6	7	8
As	0.69 ± 0.16	0.43 ± 0.36	0.56 ± 0.33	0.30 ± 0.19	0.25 ± 0.11	0.89 ± 0.36	0.59 ± 0.59	1.66 ± 1.98
Cd	0.14 ± 0.01	0.18 ± 0.06	0.14 ± 0.01	0.13 ± 0.00	0.15 ± 0.02	0.21 ± 0.06	0.23 ± 0.12	0.13 ± 0.00
Cr	0.48 ± 0.05	0.30 ± 0.21	2.14 ± 2.40	0.29 ± 0.21	0.30 ± 0.21	0.35 ± 0.13	0.35 ± 0.13	0.69 ± 0.35
Cu	76.1 ± 87.3	33.7 ± 23.5	11.6 ± 0.8	18.7 ± 9.7	10.0 ± 1.2	35.8 ± 12.6	323 ± 384	140 ± 9
Pb	23.1 ± 1.7	11.3 ± 2.5	8.26 ± 1.75	7.74 ± 1.76	9.56 ± 2.47	28.1 ± 5.6	66.9 ± 36.4	28.1 ± 4.4
Hg	0.51 ± 0.64	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01
Ni	7.46 ± 2.02	4.48 ± 0.35	6.22 ± 0.10	5.72 ± 0.11	4.38 ± 1.60	15.6 ± 4.6	12.7 ± 0.1	4.75 ± 0.67
Zn	66.6 ± 27.3	43.5 ± 18.1	20.1 ± 1.0	18.9 ± 5.6	16.0 ± 8.5	51.9 ± 1.4	302 ± 293	173 ± 81
Heavy metal concentrations (µg/L) in each well (station number) ^a						Drinking groundwater standard (µg/L)		
Metals	9	10	11	12	Average ± SD	USEPA (2012)	PCD (2000)	WHO (2011)
As	0.28 ± 0.16	0.27 ± 0.13	6.44 ± 3.17	0.36 ± 0.28	1.06 ± 1.74	10	10	10
Cd	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00	0.15 ± 0.03	5	3	3
Cr	0.35 ± 0.13	0.29 ± 0.21	0.61 ± 0.24	0.79 ± 0.49	0.58 ± 0.52	100	50	50
Cu	12.2 ± 15.9	32.4 ± 17.1	14.9 ± 1.8	13.8 ± 3.5	60.3 ± 91.0	1,300	1,000	2,000
Pb	0.95 ± 0.42	12.8 ± 1.0	2.06 ± 0.82	1.05 ± 0.33	16.7 ± 18.5	15	10	10
Hg	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.13	2	1	6
Ni	2.57 ± 1.85	7.71 ± 1.92	0.65 ± 0.37	1.34 ± 0.43	6.13 ± 4.38	Not mentioned	20	70
Zn	6.94 ± 5.73	31.9 ± 2.6	17.5 ± 6.6	12.4 ± 2.3	63.4 ± 87.8	5,000	5,000	Not mentioned

^a For locations of each water well (Station) see Fig. 1. Data are shown as the mean ± 1 SD for 1 year and are derived from four readings, two each in the rainy and dry seasons

these heavy metals by oral exposure, with the reported risks coming from exposure via inhalation. However, in contrast, note that Cu showed HQ values indicating an unacceptable non-carcinogenic health risk at three wells (see below) despite being at acceptable water levels at these wells.

However, unacceptable HQs were found for Pb, Zn and As at some of the wells. Four sites (sites 1, 6, 7 and 8) had an unacceptable non-carcinogenic health risk level for Pb (HQs of 3.20, 4.74, 26.80 and 4.74, respectively), although the other eight sites had no significant non-carcinogenic health risk from Pb, with HQ values ranging from 0.007 to 0.99 (Table 4; Fig. 3). For Cu, the HQ values at wells 1, 7 and 8 were also at unacceptable levels at 3.041, 54.818, and 6.399, respectively (Table 4). For Zn, although ten of the sites had no significant non-carcinogenic health risk with HQ values ranging from 0.003 to 0.310, two sites (sites 7 and 8) had unacceptable non-carcinogenic health risk levels with HQ values of 2.097 and 6.399, respectively. The highest obtained HQ values for Cu,

Pb and Zn were from a well that was situated in an area of intensive agricultural use (no. 7). In addition, As presented unacceptable health risk levels for both non-carcinogenic and carcinogenic risks. For the non-carcinogenic risk, the HQ value of As ranged from 0.004 to 0.193 at 11 of the 12 wells, but at one (no. 11) had an HQ value of 2.901 (Table 4), representing an unacceptable health risk (Table 4; Fig. 4a). Furthermore, the cancer risk was acceptable for all wells except for no. 11 (Fig. 4b), where three people in a million might develop cancer (cancer risk = 2.6×10^{-6}).

The distribution of the non-carcinogenic risk relates to the high concentrations of Cu, Zn and Pb, which were relatively high at the center of the study area in a region with higher intensity chili farming than in the surrounding areas.

The human health risk assessment of As was higher than the acceptable level, although the concentration of As in the shallow groundwater was lower than the groundwater drinking standard. Likewise, the same

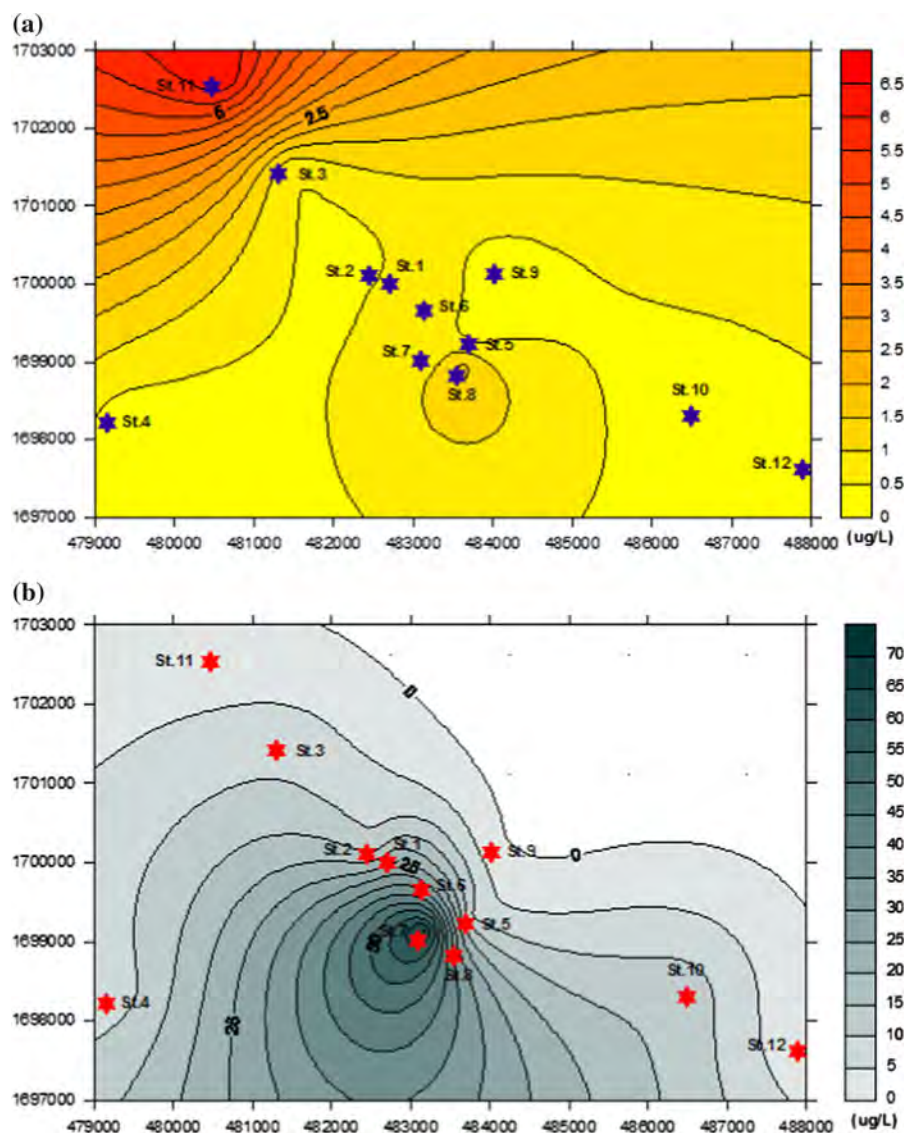


Fig. 2 Distribution map of the average (a) As and (b) Pb concentrations ($\mu\text{g/L}$) over the dry and rainy seasons and the locations of the 12 drinking water wells (ST1–ST12)

pattern was seen for Zn, in that unacceptable non-cancer health risks were observed at two sites where the Zn concentration in the water was within the acceptable limit (Table 4). Although a low intake level of Zn is required by humans and Zn is of relatively low toxicity compared with other heavy metals, a high intake rate of Zn causes both acute (such as stomach cramps, nausea and vomiting) and chronic (such as anemia and pancreas damage) adverse health effects (Natural Healing Site 2010). In addition, the human health risk characterization of Pb at four sites

was higher than the acceptable level, but conforms to the observation that the concentrations at these sites were higher than the drinking water standard (Fig. 3).

According to the HQ values, the HI of all the heavy metal ions (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni and Zn) ranged from 0.10 to 88.21 and the HI of wells 1, 2, 6, 7, 8, 10 and 11 were higher than 1 (HI = 6.66, 1.52, 5.92, 88.21, 17.41, 1.68 and 3.07, respectively) for the non-carcinogenic adverse health effects. Therefore, if we take into consideration the additive effect of potentially toxic metals, then the oral HI results raise

Table 4 Non-carcinogenic risk (hazard quotient, HQ) of heavy metals in shallow groundwater from the 12 wells (stations) at Hua-ruea sub-district, Muang District, Ubon Ratchathani Province, Thailand

Non-cancer health risk (HQ) from heavy metals in the water at each shallow groundwater site (station number) ^a												
Metals	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
As	0.033	0.013	0.22	0.006	0.004	0.055	0.024	0.193	0.005	0.005	2.901	0.009
Cd	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	2.00E-03	2.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03
Cr	2.00E-03	1.00E-03	3.20E-02	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	3.00E-03	1.00E-03	1.00E-03	3.00E-03	4.00E-03
Cu	3.041	0.595	0.071	0.184	0.053	0.674	54.818	10.355	0.078	0.552	0.117	0.100
Pb	3.20	0.76	0.409	0.359	0.548	4.74	26.80	4.74	0.054	0.99	0.025	0.007
Hg	1.80E-02	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04	3.00E-04
Ni	5.80E-02	2.10E-02	4.10E-02	3.40E-02	2.00E-02	0.26	0.17	2.40E-02	6.90E-03	6.20E-02	4.40E-04	1.90E-03
Zn	0.310	0.132	0.028	0.025	0.018	0.188	6.40	2.10	0.003	0.071	0.021	0.011

^a For locations of each well, (Station) see Fig. 1. Bold type indicates above the acceptable risk level

concern about the non-carcinogenic adverse health effects of drinking groundwater in this area.

Discussion

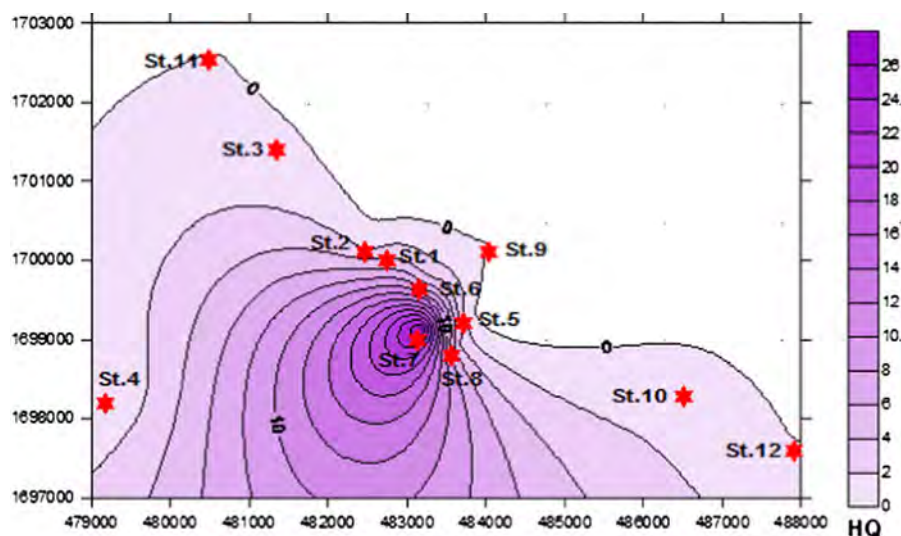
Properties of shallow groundwater and wells

The groundwater pH found in this study agrees with the results of Srithongdee et al. (2010) who previously reported that the pH of water from ten shallow groundwater wells in this area ranged from 3.68 to 4.88, which is too acidic for drinking, and that increasing water acidity was positively correlated with increasing nitrate concentrations. Although this acidification of the water is consistent with the long-term application of high levels of fertilizers, as reported in another study by Jeyaruba and Thushyanthy (2009), Srithongdee et al. (2010) reported that the pesticide concentrations in the groundwater were generally less than the LOD. Eriksson (1990) and Patriquin et al. (1993) found that the application of ammoniacal fertilizers may cause the acidification of soil since nitrate is formed from them by microbial nitrification. As such, the low pH of groundwater in this area may have resulted from the heavy and continuous application of fertilizers over a long period.

The water level varied only slightly between the seasons and sites across the 12 sites, and this variation when present was likely to be due to the occurrence of a tropical storm in October–November 2010. Srithongdee et al. (2010) reported that increasing nitrate concentrations were positively correlated with increasing electrical conductivity (EC). The EC at each site reflects the level of dissolved chemicals (especially salts) in the groundwater in this area. Thus, the higher the EC, the higher the levels of dissolved chemicals in the groundwater sample.

The concentration of other metals during the rainy season was not much higher than those during the dry season, which might reflect their release into the pore water and percolation into the shallow groundwater. Furthermore, Suesat (2010) investigated fractionation of four heavy metals (i.e., As, Cu, Pb and Zn) in soils in this agricultural area and found that the sum of As, Cu, Pb and Zn associated with the first fraction (the exchangeable fraction) ranged from 0.07 to 0.33 mg/kg (corresponding to 4–10 % of the total As level),

Fig. 3 Non-carcinogenic risk map for lead (Pb) at the study area and the locations of the 12 drinking water wells (ST1–ST12)



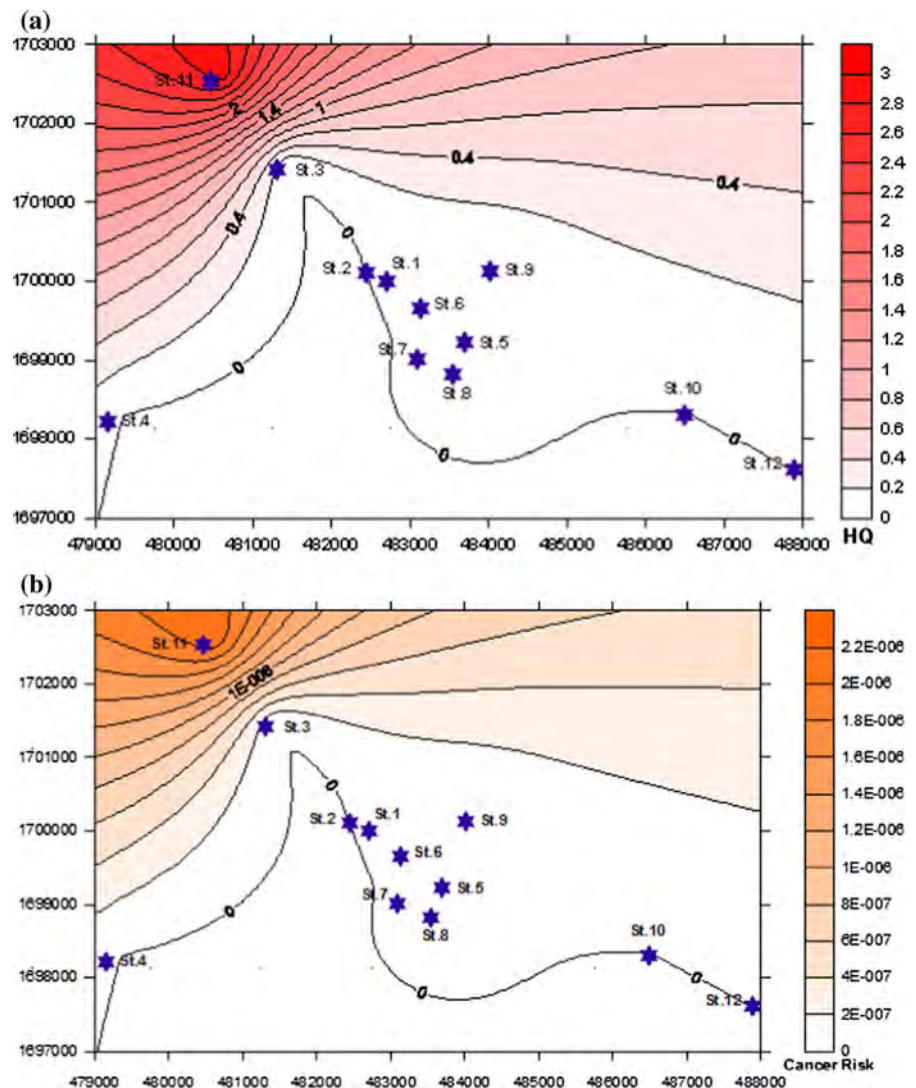
4.39–11.75 mg/kg (corresponding to 18–50 % of the total Cu level), 0.11–0.28 mg/kg (corresponding to 1.3–5 % of the total Pb level) and 70.66–110.20 mg/kg (corresponding to 55–74 % of the total Zn level), respectively. These findings indicated that the elevated Cu and Zn levels in this fraction may be caused by anthropogenic inputs, which are relatively weakly bound forms, including the adsorptive and exchangeable, and those bound to carbonates. This consequently increases their migration and bioavailability in soils and the subsurface environment (Gibbs 1977). The Cu and Zn levels associated with the exchangeable fraction were quite high and extremely important since they showed the mobility potential of metals that can easily migrate through ion-exchange processes (Filgueiras et al. 2002). Moreover, more than 50 % of the amounts of these four metals was associated with the first three fractions (exchangeable, carbonate and reducible), which are easily released following changes in environmental conditions, such as the redox potential, ionic strength, pH, salinity, etc. The metal concentrations of each fraction were in accord with those in the shallow groundwater.

The much higher concentration of As at well station 11 than in the other wells in this study correlates with the alkaline pH value of the shallow groundwater. Moreover, the previously reported highly positive significant correlation between the As concentration and pH ($r = 0.942$, $n = 48$) during the wet season (Wongsasuluk 2010) suggests that As

might be released into pore water by desorption processes that are increased by alkaline pH (Buchhamer et al. 2012). This result is in accord with the study of Takeno (2005) who reported that As in the form of H_2AsO_3 would dissolve in water at a high pH value, and so the pH of the water affects the As concentration. In addition, Claesson and Fagerberg (2003) reported that as the pH of the groundwater at Santiago del Estero in Argentina increased (pH 6.4–9.3), so did the As concentrations. In aquatic systems, inorganic As is primarily present in two oxidation states, arsenate (As^{5+}) and arsenite (As^{3+}) (ATSDR 2000). Although both forms generally occur together, As^{5+} predominates under oxidizing conditions, and As^{3+} predominates under reducing conditions (Stumm and Morgan 1996). All the wells in this area are normally under oxidizing conditions because they are located in an unconfined aquifer, which is directly exposed to the atmosphere, and this is especially true for well 11 because it is located in the recharge area. Thus, the higher pH of the water in well 11 (range from pH 6.59–7.90 in the rainy season and from pH 6.34–7.25 in the dry season compared to pH 3.83–5.85 for the other 11 wells) combined with the oxidizing environment and alkaline pH would tend more to releasing As into the groundwater.

In addition, Nassef et al. (2006) reported that Pb levels in the groundwater of agricultural areas at Sadat were higher than the drinking water standard, ranging between 0.11 and 24.9 $\mu\text{g/l}$ (average of 3.31 $\mu\text{g/l}$),

Fig. 4 **a** Non-carcinogenic and **b** carcinogenic risk map of arsenic (As) at the study area and the locations of the 12 drinking water wells (ST1–ST12)



whereas those in a residential area ranged from 0.38 to 0.82 $\mu\text{g/l}$ (average of 0.56 $\mu\text{g/l}$). Thus, the higher amount of Pb in agricultural areas may well originate from agricultural activities. Moreover, the heavy metal pollution levels in paddy fields in Wenling City, China, were reported to show that the accumulation of Cd, Cu, Pb, Ni and Zn was due to agricultural chemicals causing Cd, Cu, Pb, Ni, and Zn contamination in the paddy fields. In particular, high concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in some areas may be due to industrialization and agriculture development (Keli Zhao et al. 2010).

In this study, the concentrations of each heavy metal had a similar pattern in that a higher concentration was found in the central, intensively agricultural areas.

Moreover, the distribution of heavy metals in the groundwater in this study site conformed to the groundwater hydraulic gradient (hydraulic gradient = $\Delta\text{groundwater level}/\Delta\text{distance between wells}$). This is lower in the middle of the study area, indicating that the flow of groundwater in the middle was low compared to that of the adjacent areas. Dilution in aquifers can be described by the volumetric flow rate per unit perpendicular to the groundwater flow related to the hydraulic gradient. As a result, by dilution, the heavy metal concentrations in the water at wells located in the central area would be higher than those in the wells in the surrounding areas (Debernardi et al. 2008).

Evaluation of the heavy metals in drinking groundwater in Dakahlyia Governorate, Egypt, in areas that

were mainly used for agriculture found that the incorrect overuse of large amounts of phosphate fertilizers might have led to the relatively high concentrations of Cd and Ni in the groundwater (Mandour and Azab 2011). Excess fertilizer that is not used by the plants then percolates into the soil with the irrigation water. Consequently, they reach the groundwater wherever the permeability of the soil permits.

Human health risk assessment

Within Slovakia, Rapant and Krcmová (2007) reported that the cancer risk caused by As in groundwater reached as high as $>10^{-4}$, or more than 100 people in a million. Saipan and Ruangwises (2009) showed that the population of Ronphibun, Thailand, might experience adverse health impacts since the carcinogenic risk and non-carcinogenic health risk indices were ascertained to be 1.26×10^{-3} and 6.98, respectively.

In addition, the local people living in the study area of this report, which is located in a tropical zone, generally had to work on their farms under relatively high temperatures and humidity with strong sunlight exposure; consequently, their physical requirement for water was quite high. They drank water at an average rate of 3.45 ± 2.0 l/day compared to the usual average of 2 l/day (USEPA 1980). People in countries with colder weather than in Thailand would be expected to have a lower water intake rate, such as the 1.5 l/day average level reported in Korea (Lim et al. 2008). Thus, the human health risk assessment depends not only on the heavy metal concentration in the water, but also on the water consumption rate. In accordance, Peplow and Edmonds (2004) found that the average risk of cancer from exposure to As from abandoned mines was approximately twofold higher for adults engaged in occupations with high sunlight exposure. Pokkamthanam et al. (2011) found that As in water consumed by Bandlaguda adults may cause both adverse non-carcinogenic and carcinogenic health risks because the mean water consumption is quite high (4.5 ± 2.4 l/day) because of the physically demanding work and the water requirements caused by participants' occupations, such as factory workers, laborers, welders, carpenters and farmers. Therefore, farmers in tropical countries should be made more aware of heavy metals contamination, even at low concentrations, because of their high intake rate.

Conclusions

This study evaluated the human health risk from heavy metals in the drinking water from 12 shallow groundwater wells in Hua-ruea sub-district, Muang district, Ubon Ratchathani province, Thailand. The concentrations of Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Zn in the 12 shallow groundwater sites in this study area were lower than all the drinking water standards and so according to these criteria were acceptable. However, the average concentrations of Pb were all higher than allowed according to the drinking water standard. In addition, As concentrations in one well (no. 11) had a 5.23- to 34.72-fold higher As concentration than all the other wells.

Unacceptable non-cancer health risk levels were found at 1, 3, 2 and 4 of the 12 tested wells for As, Cu, Zn and Pb, respectively, but not for the other heavy metals; an unacceptable cancer risk was found at one site for As (station 11). However, these heavy metal concentrations in the groundwater were within acceptable limits, revealing the importance of the actual consumption rates in estimating health risk factors. Furthermore, the HIs of groundwater at wells 1, 2, 6, 7, 8, 10 and 11 were higher than 1 for adverse non-carcinogenic health effects. These wells are all located in intensively cultivated chili fields.

The results of this study can be used beneficially and applied to managing and communicating about risk with the local people who generally drink shallow groundwater as well as to preventing adverse health risks from groundwater contamination. Local people drinking from groundwater wells, especially in intensively cultivated chili fields, should be educated about the potential adverse effects of drinking directly from shallow groundwater wells. In order to reduce the estimated carcinogenic risk and non-carcinogenic HQs, they should be advised to treat their water or find alternative sources for drinking. Local authorities should be made aware of such health risks and provide potable water facilities. This study could be used as a database for groundwater drinking standards, which should be revised for tropical countries to reflect the higher water intake rates. In general, this study adds to the results of others that illustrate the greater need for risk awareness and communication about heavy metal contamination of shallow groundwaters, especially in agricultural areas in tropical zones.

Acknowledgments This study was supported by the Center of Excellence on Hazardous Substance Management (HSM), Chulalongkorn University; the Thailand Research Fund (grant no. MRG 5480118); the Thai Fogarty ITREOH Center (ITREOH, Fogarty International Center-National Institutes of Health-NIEHS: D43 TW007849-01); UMDNJ Center for Environmental Exposures and Disease, NIEHS P30ES005022; Higher Education Research Promotion and National Research University Project of Thailand, Office of the Higher Education Commission, Cluster Aging Society (AS581A-56); National Research University, Chulalongkorn University (RES 560530 128); the Asahi Glass Foundation (AGF), Japan, and the 90th Anniversary of the Chulalongkorn University Fund, Ratchadaphiseksomphot Endowment Fund.

References

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2000). Toxicological profile for arsenic (update). Atlanta, Georgia.
- AOAC Peer-Verified Methods Program. (1998). Manual on policies and procedures, Arlington, Va., USA. <http://www.aoac.org/vmeth/PVM.pdf>. Accessed 04/10/2013.
- Buchhamer, E. E., Blanes, P. S., Osicka, R. M., & Giménez, M. C. (2012). Environmental risk assessment of arsenic and fluoride in the Chaco province, Argentina: Research advances. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75, 1437–1450.
- Carlson-Lynch, H., Beck, B. D., & Boardman, P. D. (1994). Arsenic risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102(4), 354–356.
- Chang-Yu, C., Tsu-Kung, L., Yi-Chuang, C., Yi-Fen, W., Huey-Wen, S., Kuan-Hua, L., et al. (2010). Nickel(II)-induced oxidative stress, apoptosis, G2/M arrest, and genotoxicity in normal rat kidney cells. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 73, 529–539.
- Chotpantarat, S., & Sutthirath, C. (2011). Different sorption approaches and leachate fluxes affecting on Mn^{2+} transport through lateritic aquifer. *American Journal of Environmental Science*, 7(1), 65–72.
- Chotpantarat, S., Ong, S. K., Sutthirath, C., & Osathaphan, K. (2011). Effect of pH on transport of Pb^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} and Ni^{2+} through lateritic soil: Column experiments and transport modeling. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 640–648.
- Claesson, M., & Fagerberg, J. (2003). Arsenic in groundwater of Santiago del Estero—source, mobility pattern and remediation with natural materials. Master Thesis, Dept. of Land and Wat Res. Eng., KTH, Stockholm, Sweden, TRITA-LWRLEXL-03-05, p. 59.
- Debernardi, L., De Luca, D. A., & Lasagna, M. (2008). Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability. *Environmental Geology*, 54, 1081–1090.
- Eriksson, J. E. (1990). Effect of nitrogen-containing fertilizers on solubility and plant uptake of cadmium. *Water, Air, and Soil pollution*, 49, 355–368.
- European Centre for Ecotoxicology of Chemicals. (2001). Aquatic toxicity of mixtures. Technical report 80, Brussels, Belgium.
- Filgueiras, A. V., Lavilla, I., & Bendicho, C. (2002). Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4, 823–857.
- Gibbs, R. J. (1977). Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *Geological Society of American Bulletin*, 88, 829–843.
- Jaipieam, S., Visuthismajarn, P., Suthravut, P., Siri Wong, W., Thoumsang, S., Borjan, M., et al. (2009). Organophosphate pesticide residues in drinking water from artesian wells and health risk assessment of agricultural communities, Thailand. *Human Ecological Risk Assessment*, 15, 1304–1316.
- Jeyaruba, T., & Thushyanthy, M. (2009). The effect of agriculture on quality of groundwater. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 4(2), 110–114.
- Kim, H. K., Yoon, E. K., Jang, J., Hwang, M., Kim, J. Y., Ha, J. H., et al. (2009). Assessment of heavy metal exposure via the intake of oriental medicines in Korea. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 72, 1336–1342.
- Lim, H. S., Lee, J. S., Chon, H. T., & Sager, M. (2008). Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, 96, 223–230.
- Mandour, R. A., & Azab, Y. A. (2011). Toxic levels of some heavy metals in drinking groundwater in Dakahlyia Governorate, Egypt in the year 2010. *International Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 2(2), 112–117.
- Marcovecchio, J. E., Botte, S. E., & Freije, R. H. (2007). Heavy metals, major metals, trace elements. In L. M. Nollet (Ed.), *Handbook of water analysis* (2nd ed., pp. 275–311). London: CRC Press.
- Mushak, P., & Crocetti, A. F. (1995). Risk and revisionism in arsenic cancer risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 103(7–8), 6834–6839.
- Nakadaira, H., Nakamura, K., Mutoh, K., Yamamoto, M., & Katoh, K. (2000). Arsenic residues in well water 36 y after endemic arsenic poisoning. *Archives of Environmental Health*, 55(5), 364.
- Nassef, M., Hannigan, R., Sayed, K. A. E., & Tahawy, M. S. E. (2006). Determination of some heavy metals in the environment of Sadat Industrial City. In: *Proceedings of the 2nd Environmental Physics Conference*, Alexandria, Egypt.
- Natural Healing Site. (2010). Heavy metal toxicity. http://www.tubero.com/Heavy_Metal_Toxicity.html. Accessed August 15, 2010.
- Norkaew, S., Siri Wong, W., Siripattanakul, S., & Mark, R. (2010). Knowledge, attitude, and practice (KAP) of using personal protective equipment (PPE) for chilli-growing farmers in Huarua Sub-District, Mueang District, Ubongrachathani Province, Thailand. *Journal of Health Research*, 24(2), 93–100.
- Patriquin, D. G., Blaikie, H., Patriquin, M. J., & Yang, C. (1993). On-farm measurement of pH, electrical conductivity and nitrate in soil extracts for monitoring coupling and decoupling of nutrient cycles. *Biological Agriculture & Horticulture*, 9, 231–272.
- Peplow, D., & Edmonds, R. (2004). Health risks associated with contamination of groundwater by abandoned mines near Twisp in Okanogan County, Washington, USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 26, 69–79.

- Pokkamthanam, A. S., Riederer, A. M., & Anchala, R. (2011). Risk assessment of ingestion of arsenic-contaminated water among adults in Bandlaguda, India. *Blacksmith Institute Journal of Health & Pollution*, 1, 8–15.
- PCD, Pollution Control Department. (2000). Groundwater standards for drinking proposes. Manual inspection of contaminated groundwater standards for drinking proposes. Manual inspection of contaminated groundwater from waste disposal facilities, Ministry of Natural Resources and Environment.
- PCD, Pollution Control Department. (2004). Ministry of Natural Resources and Environment. Drinking water standards. http://www.pcd.go.th/info_serv/en_reg_std_water01.html#s1. Accessed January 20, 2012.
- Rapant, S., & Krčmová, K. (2007). Health risk assessment maps for arsenic groundwater content: Application of national geochemical databases. *Environmental Geochemistry and Health*, 29, 131–141.
- Rashed, M. N. (2010). Monitoring of contaminated toxic and heavy metals from mine tailings through age accumulation in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1–3), 739–746.
- Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K., & Singh, A. K. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 109, 310–322.
- Saipan, P., & Ruangwises, S. (2009). Health risk assessment of inorganic arsenic intake of Ronphibun residents via duplicate diet study. *Journal of the Medical Association of Thailand*, 92(6), 849–856.
- Siriwong, W. (2006). Organophosphate pesticide residues in aquatic ecosystem and health risk assessment of local agriculture community. Doctor dissertation Program in Environmental Management (Interdisciplinary Programs), Graduate School Chulalongkorn University, Thailand.
- Srithongdee, T., Chotpantarat, S., Siriwong W., & Siripattanakul, S. (2010). Nitrate and pesticide contamination of shallow groundwater under chilli field of Hua Rua, Ubon Ratchathani Province. In: Proceedings of the APRC-2010, Ubon Ratchathani, Thailand.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic chemistry* (3rd ed.). NY: Wiley.
- Suesat, S. (2010). Distribution and potential mobility of heavy metals in soil and shallow groundwater aquifer in an agricultural area: A case study of Hua Rua Area, Changwat Ubon Ratchathani. Bachelor's degree report, Geology, Faculty of Science, Chulalongkorn University, Thailand.
- Taboada-Castro, M., Diéguez-Villar, A., Luz Rodríguez-Blanco, M., & Teresa Taboada-Castro, M. (2012). Agricultural impact of dissolved trace elements in runoff water from an experimental catchment with land-use changes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43, 81–87.
- Takeno, N. (2005). Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of Thermodynamic Databases, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology Research Center for Deep Geological Environments: Geological Survey of Japan Open File Report No. 419.
- Taneepanichskul, N., Siriwong, W., Siripattanakul, S., Pongpanich, S., & Robson, M. G. (2010). Risk assessment of Chlorpyrifos (organophosphate pesticide) associated with dermal exposure in chilli-growing farmers at Ubon Ratchathani Province, Thailand. *Journal of Health Research*, 24(2), 149–156.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (1980). Water quality criteria documents; availability. 45 Federal Register, 45(231), 79318–79.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (1992). Definitions and general principles for exposure assessment. Guidelines for exposure assessment. Washington, D.C.: Office of Pesticide Programs, USA.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (2001). Baseline human health risk assessment Vasquez Boulevard and I-70 superfund site, Denver CO. <http://www.epa.gov/region8/superfund/sites/VB-170-Risk.pdf>. Accessed 01/20/2011.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (2012). Ground water and drinking water. <http://www.water.epa.gov/drink/index.cfm>. Accessed 01/15/2011.
- USEPA IRIS (US Environmental Protection Agency's Integrated Risk Information System). (2011). <http://www.epa.gov/iris/>. Accessed 01/15/2011.
- Vodola, J. K., Renden, J. A., Lenz, S. D., McElhenney, W. H., & Kempainen, B. W. (1997). Drinking water contaminants. *Poultry Science*, 76, 1474–1492.
- Wcislo, E., Ioven, D., Kucharski, R., & Szdzui, J. (2002). Human health risk assessment case study: An abandoned metal smelter site in Poland. *Chemosphere*, 47, 507–515.
- WHO (World Health Organization). (2011). Guidelines for drinking-water quality (4th ed.). http://www.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf. Accessed 01/15/2011.
- Wongsasuluk, P. (2010). Human health risk assessment associated with heavy metals in drinking shallow groundwater wells at Ubon Ratchathani Province, Thailand. Master thesis. Chulalongkorn University, Thailand.
- Zhao, K., Liu, X., Xu, J., & Selim, H. M. (2010). Heavy metal contaminations in a soil–rice system: Identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 778–787.