

บทที่ 3

บททวนเอกสาร

3.1 โลหะหนัก

โลหะหนัก หมายถึง โลหะที่มีความหนาแน่นเกินกว่า 5 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร เช่น ตะกั่ว ปรอท สังกะสี และแคดเมียม เป็นต้น โลหะหนักแต่ละชนิดจะถูกปล่อยมาจากอุตสาหกรรมต่างชนิดกัน (Dean et. al. ,1972) ดังแสดงในตารางที่ 3.1 โดยทั่วไปโลหะหนักมีสถานะเป็นของแข็ง ยกเว้นปรอทที่มีสถานะเป็นของเหลวที่อุณหภูมิปกติ ซึ่งโลหะหนักส่วนใหญ่มีลักษณะทางกายภาพคล้ายคลึงกัน ได้แก่ การนำไฟฟ้าและนำความร้อนได้ดี มีความมันวาว และสามารถนำมาตีเป็นแผ่นบาง ๆ ได้ ส่วนคุณสมบัติทางด้านเคมีที่สำคัญคือ สามารถรวมตัวกับสารอื่น ๆ ได้หลายรูปแบบที่เสถียรกว่าโลหะอิสระ เมื่อโลหะเหล่านี้แพร่กระจายในสิ่งแวดล้อมโดยปนเปื้อนในดิน น้ำ อากาศ และผลผลิตทางการเกษตร จากนั้นก็เข้าสู่ร่างกายมนุษย์ ก็จะมีผลต่อเมตาบอลิซึมของเซลล์ของสิ่งมีชีวิต

แคดเมียม

แคดเมียมเป็นธาตุที่มีอยู่น้อยในธรรมชาติ ส่วนมากมักปนอยู่กับแร่สังกะสี ทองแดง และดีบุก ปกติในธรรมชาติแคดเมียมจะรวมตัวกับกำมะถันเป็นแคดเมียมซัลไฟด์ ในทางอุตสาหกรรมแคดเมียมมีความสำคัญและมีประโยชน์หลายประการ เช่น ในการชุบโลหะ ทำยางพลาสติก โลหะผสม แบตเตอรี่ ผสมเซเลเนียมทำสี และเป็นส่วนผสมของน้ำมันเครื่อง เมื่อร่างกายได้รับพิษเนื่องจากการสูดหรือหายใจเอาควันที่มีแคดเมียมเข้าไป อาการที่ได้รับพิษคือ คอแห้ง ระคายคอ แน่นหน้าอก ปวดศีรษะ เมื่อได้รับแคดเมียมมากขึ้นจะมีอาการหายใจไม่ออก ไอ ถ้ายังคงได้รับแคดเมียมเข้าไปอีกก็อาจตายได้ ส่วนอาการที่เกิดจากการกินอาหารหรือน้ำที่มีแคดเมียมเจือปนคือ อาเจียนและท้องร่วง การได้รับพิษแบบเรื้อรังทำให้เกิดโรคอิไต-อิไต (Itai-Itai disease) ทำให้ผู้รับพิษได้รับความเจ็บปวดทรมานมาก เพราะเกิดอาการกระดูกและไตพิการ ระยะแรกผู้ป่วยจะมีอาการปวดบริเวณสะโพก แขน และขา ส่วนในกรณีของผู้ป่วยที่ได้รับแคดเมียมสะสมมานานจะมีอาการรุนแรงมาก คือ เจ็บปวดทั่วร่างกาย แรงกดของน้ำหนักตัวที่มีต่อกระดูกสันหลังทำให้ร่างกายเตี้ย

หรือค่อมลง กระดูกเปราะ ในระยะสุดท้ายผู้ป่วยจะสูญเสียแคลเซียมออกทางปัสสาวะมากจนกระดูก
 ผุกร่อน และเสียชีวิตไปในที่สุด

ตารางที่ 3.1 ชนิดของโลหะที่พบในอุตสาหกรรมต่าง ๆ (Dean et. al. ,1972)

Type of industries	Al	Ag	As	Cd	Cr	Cu	F	Fe	Hg	Mn	Pb	Ni	Sb	Sn	Zn
Pulp,paper mills, paperboard,building paper, board mills					•	•			•		•	•			•
Organic chemical, petrochemicals	•		•	•	•		•	•	•		•			•	•
Alkalis,chlorine, inorganic chemicals	•		•	•	•		•	•	•		•			•	•
Fertilizers	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•
Petroleum refining	•		•	•	•	•	•	•			•	•			•
Basic steel work, foundries			•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•
Basic non-ferrous metals-works,foundries	•	•	•	•	•	•	•		•		•		•		•
Motor vehicles, aircraft-plating,finishing	•	•		•	•	•			•			•			
Flat glass , cement , asbestos products					•										
Textile mill products					•										
Leather tanning					•										
Steam generation power plants					•										•

Note: plastic materials,meat products,dairy products,fruits and vegetables,grain milling,beet
 sugar,beverages and livestock feedlot industries have no heavy metal discharges.

3.2 พื้นที่ชุ่มน้ำ (Wetlands)

พื้นที่ชุ่มน้ำ หมายถึง พื้นที่ซึ่งดินมีน้ำขังอ้อมตัวไม้ถึกนั้ก และมีพืชน้ำขึ้นงอกงาม ระบบนิเวศน์เป็นไปตามธรรมชาติ มีความสามารถในการบำบัดน้ำเสียแบบชีววิทยาโดยอาศัย พืชน ัตว์ และจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่ในพื้นที่รวมทั้งดินเป็นตัวบำบัด

3.2.1 ประเภทของพื้นที่ชุ่มน้ำ

พื้นที่ชุ่มน้ำที่ใช้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบ่งได้ 2 ประเภทใหญ่ ๆ คือ บึงธรรมชาติ (Natural Wetlands) และบึงประดิษฐ์ (Constructed Wetlands) ซึ่งจะรวมถึงระบบที่ใช้บำบัดน้ำเสียโดยพืชที่เจริญในน้ำตื้น

(1) บึงธรรมชาติ (Natural Wetlands) ประกอบด้วยพืชชนิดต่าง ๆ ขึ้นปะปนกันรวมถึงหนอง (Marsh) จะพบพืชที่โผล่พ้นน้ำ พืชที่ไม่มีลำต้น และบ่อ (Swamp) จะพบพืชที่มีลำต้นเป็นส่วนใหญ่ ดังรูป 3.2 ก.

(2) บึงประดิษฐ์ (Constructed Wetlands) มีหลายรูปทรง ส่วนใหญ่ปลูกพืชล้มลุกมากกว่าไม้ยืนต้นหรือไม้พุ่ม ซึ่งจะท้ให้มีลักษณะของพืชเหมือนในหนอง

บึงประดิษฐ์สามารถแบ่งได้เป็น 2 ระบบ คือ

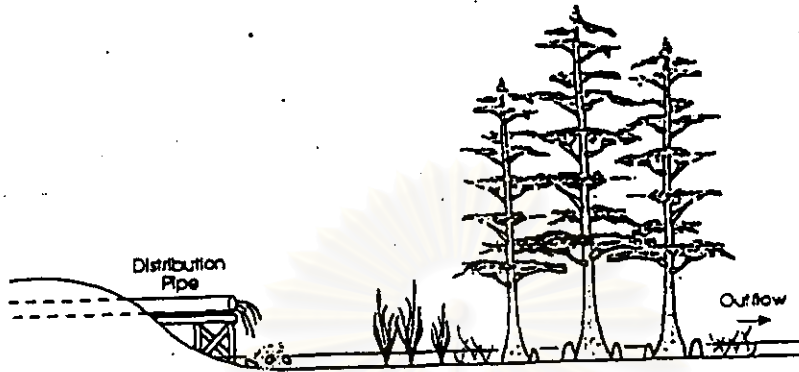
(1) ระบบน้ำไหลผ่านเหนือชั้นดิน (surface flow wetland) น้ำส่วนใหญ่ไหลผ่านดินตะกอนหรือพืชที่ปลูกได้น้ำ ระดับน้ำจะสูงกว่าระดับพื้นดิน พืชเป็นกลุ่มที่มีรากและลำต้นโผล่พ้นน้ำดังรูป 3.1ข ระดับน้ำน้อยกว่า 0.4 เมตร พื้นที่ผิวสัมผัสกับการออกแบบในการหาไฮดรอลิกที่เหมาะสม และมีอัตราการระบรทุกน้ำอยู่ระหว่าง 0.7-5.0 เซนติเมตรต่อวัน

(2) ระบบน้ำไหลผ่านใต้ชั้นดิน (Subsurface flow wetland) เป็นระบบที่ออกแบบให้น้ำไหลผ่านชั้นตัวกลางของระบบเพื่อสัมผัสกับรากพืช ระดับน้ำจะอยู่ใต้ระดับพื้นดิน น้ำจะไหลผ่านดินหรือชั้นกรวดที่มีรากพืชอยู่ดังรูป 3.1ค ความลึกของตัวกลาง (Bed Depth) น้อยกว่า 0.6 เมตร

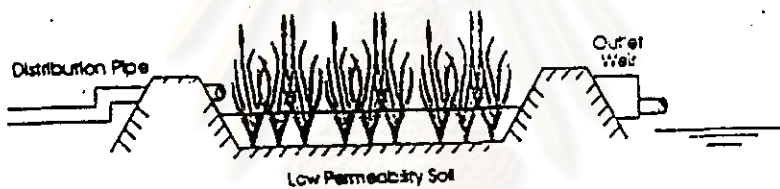
3.2.2 วิวัฒนาการของระบบบึงประดิษฐ์

บึงธรรมชาติเคยถูกใช้เป็นพื้นที่ปล่อยน้ำเสียอย่างเหมาะสมเป็นเวลานานเหมือนกับที่เคยรับน้ำโสโครกอย่างน้อย 100 ปีในบางพื้นที่ ตัวอย่างตำแหน่งพื้นที่ชุ่มน้ำเดิมรวมทั้ง Great Meadows Wetlands ใกล้แม่น้ำ Concord ใน Lexington ซึ่งเริ่มต้นรับน้ำเสียในปี ค.ศ.1912 มีหนอง

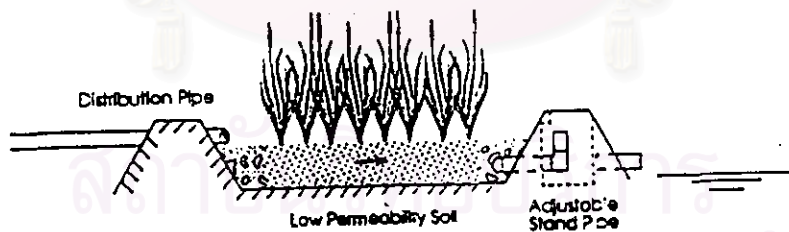
น้ำจำนวนมากใน Wisconsin ใช้น้ำเสียชุมชนตั้งแต่ ปี ค.ศ.1923 จากตาราง 3.2 แสดงรายการหลัก
 ฐานที่ได้รับการยอมรับของการใช้ระบบบึงธรรมชาติและบึงประดิษฐ์สำหรับการจัดการคุณภาพน้ำ
 ตามลำดับ ตารางนี้แสดงทั้งผลงานวิจัยการเริ่มต้นโครงการขนาดเท่าของจริง และการประชุมเชิงเท
 คมนิกที่สำคัญ ซึ่งใช้พื้นที่ชุ่มน้ำสำหรับควบคุมคุณภาพน้ำ



(ก)



(ข)



(ค)

รูปที่ 3.1 แสดง (ก) บึงธรรมชาติ
 (ข) บึงประดิษฐ์แบบน้ำขังเหนือดิน
 (ค) บึงประดิษฐ์แบบน้ำขังใต้ดิน

(Kadlec and Knight, 1996)

ตารางที่ 3.2 วัฒนาการการใช้เทคโนโลยีการบำบัดแบบพื้นที่ชุ่มน้ำเรียงลำดับตามเหตุการณ์
(Kadlec and Knight, 1996)

Date	Location	Description
Selected Early Research Efforts		
1952-late 1970s	Plön, Germany	Removal of phenols and dairy wastewater treatment with bulrush plants by K. Seidel and R. Kickuth
1967-1972	Morehead City, NC	Constructed estuarine ponds and natural salt marsh studies of municipal effluent recycling by H.T. Odum and associates
1971-1975	Woods Hole, MA	Potential of natural salt marshes to remove nutrients, heavy metals, and organics was studied by I. Valiela, J.M. Teal and associates
1972-1977	Porter Ranch, MI	Natural wetland treatment of municipal wastewater by R.H. Kadlec and associates
1973-1974	Dulac, LA	Discharge of fish processing waste to a freshwater marsh was studied by J.W. Day and co-workers
1973-1975	Seymour, WI	Constructed marshes were planted with bulrush and pollutant removal was studied by Spangler and co-workers
1973-1976	Brookhaven, NY	Meadow/marsh/pond systems studied by M.M. Small and associates
1973-1977	Gainesville, FL	Studies of the use of cypress wetlands for recycling of municipal wastewaters by H.T. Odum, K. Ewel, and associates
1974-1975	Brillion, WI	Constructed and natural marsh wetlands were tested by F.L. Spangler and associates for phosphorus removal
1974-1988	NSTL Station, MS	Gravel-based, subsurface-flow wetlands tested for recycling municipal wastewaters and priority pollutants by B.C. Wolverton and co-workers
1975-1977	Trenton, NJ	Small enclosures in the Hamilton Marshes (freshwater tidal) were irrigated with treated sewage by Whigham and co-workers
1976-1979	Eagle Lake, IA	A natural marsh wetland was studied for assimilation of agricultural drainage and municipal wastewater nutrients by G.B. Davis, A.G. van der Valk, and co-workers
1976-1982	Southeast Florida	Natural marsh wetlands receiving agricultural drainage waters were studied for nutrient removal by F.E. Davis, A.C. Federico, A.L. Goldstein, S.M. Davis, and co-workers
1979-1982	Arcata, CA	Pilot wetland treatment system for municipal wastewater treatment by Gearheart and co-workers
1979-1982	Humboldt, SK	Batch treatment of raw municipal sewage in lagoons and wetland trenches by Lakshman and co-workers
1980-1984	Listowel, Ontario	Constructed marsh wetlands were tested for treatment of municipal wastewater under a variety of design and operating conditions by Herskowitz and associates
1981-1984	Santee, CA	Subsurface-flow wetlands were tested for treatment of municipal wastewaters by R.M. Gersberg and co-workers
Selected Full-Scale Projects		
1972	Bellaire, MI	Natural forested wetland receiving municipal wastewaters
1973	Mt. View, CA	Constructed wetlands for municipal wastewater treatment
1974	Othfresen, Germany	Full-scale root zone facility treating municipal wastewater based on the design method of Kickuth and co-workers
1975	Mandan, ND	Constructed ponds and marshes to treat runoff and pre-treated process wastewater from an oil refinery
1976	Vermontville, MI	Volunteer wetlands created by flood irrigation of municipal wastewater in 1972
1977	Lake Buena Vista, FL	Natural forested wetland was used for year-round advanced treatment and disposal of up to 27,700 m ³ /d of municipal wastewater

ตารางที่ 3.2 วัฒนาการการใช้เทคโนโลยีการบำบัดแบบพื้นที่ชุ่มน้ำเรียงลำดับตามเหตุการณ์
(Kadlec and Knight, 1996) (ต่อ)

Date	Location	Description
Selected Full-Scale Projects—continued		
1978	Houghton Lake, MI	Natural peatland receiving summer flows of municipal wastewater
1979	Drummond, WI	Sphagnum bog receiving summer flows from a facultative lagoon
1980	Show Low, AZ	Constructed wetland ponds for municipal wastewater treatment and wildlife enhancement
1984	Fremont, CA	Constructed marsh for urban stormwater treatment at Coyote Hill
1984	Incline Village, NV	Constructed wetlands for total assimilation (zero discharge) of municipal effluent
1986	Arcata, CA	Constructed marsh wetlands for municipal wastewater treatment
1987	Myrtle Beach, SC	Natural Carolina bay wetlands for municipal wastewater treatment
1991	Columbus, MS	First full-scale constructed wetland for advanced treatment of pulp and paper mill wastewater
1993	Everglades, FL	Treatment of phosphorus in agricultural runoff in a 1380-ha constructed filtering marsh
Major Conferences		
May 1978	Ann Arbor, MI	Freshwater Wetland and Sewage Effluent Disposal (Tilton et al., 1976)
February 1978	Tallahassee, FL	Environmental Quality Through Wetlands Utilization (Drew, 1978)
November 1978	Lake Buena Vista, FL	Wetland Functions and Values (Greeson et al., 1978)
July 1979	Higgins Lake, MI	Freshwater Wetland and Sanitary Wastewater Disposal (Sutherland and Kadlec, 1979)
September 1979	Davis, CA	Aquaculture Systems for Wastewater Treatment (Bastian and Reed, 1979)
June 1981	St. Paul, MN	Wetland Values and Management (Richardson, 1981)
June 1982	Amherst, MA	Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters (Godfrey et al., 1985)
July 1986	Orlando, FL	Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery (Reddy and Smith, 1987)
June 1988	Chattanooga, TN	Constructed Wetlands for Wastewater Treatment (Hammer, 1989b)
September 1989	Tampa, FL	Wetlands: Concerns and Successes (Fisk, 1989)
September 1990	Cambridge, U.K.	Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Cooper and Findlater, 1990)
October 1991	Pensacola, FL	Constructed Wetlands for Water Quality Improvement (Moshiri, 1993)
September 1992	Columbus, OH	INTECOL Wetlands Conference (Mitsch, Chairman)
December 1992	Sydney, Australia	Wetland Systems in Water Pollution Control (Pilgrim, Chairman)
November 1994	Guangzhou, China	4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control (Jiang and Kadlec, Co-Chairmen)

เป็นหัวข้อหลัก การแพร่กระจายมีความเชื่อมั่นอย่างกว้างขวางในเทคโนโลยีเริ่มต้นจากงานวิจัยที่เกิดขึ้นในยุโรปโดย Seidel and Kickuth ที่สถาบัน Max Planck ในเมือง Pion ประเทศเยอรมันในปี ค.ศ.1952 และในซีกโลกตะวันตกระหว่างปี ค.ศ.1970s การนำเทคโนโลยีนี้ไปใช้เริ่มกระจายไปทั่วโลกตั้งแต่ประมาณปี ค.ศ.1985 ในปัจจุบันพบว่าพื้นที่ชุ่มน้ำมากกว่าหนึ่งพันแห่งถูกออกแบบเพื่อบำบัดน้ำให้มีคุณภาพดีขึ้น และหลายร้อยแห่งที่ใช้เป็นแหล่งรองรับน้ำเสียและปรับปรุงให้น้ำมีคุณภาพดี

ในปี ค.ศ.1993 ประเทศอเมริกามีระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์และบึงธรรมชาติมากกว่า 200 แห่ง ในยุโรปและอังกฤษมีระบบบึงที่มีน้ำจืดได้ดินมากกว่า 500 แห่ง นอกจากนั้นระบบบึงธรรมชาติมากกว่า 100 แห่ง ทำหน้าที่รับน้ำเสียจากระบบบำบัดต่างๆ รวมทั้งบึง บ่อ และทะเลสาบตื้นๆ ที่มีพืชขึ้นอยู่และทำหน้าที่รองรับน้ำเสีย แม้ว่าการออกแบบระบบบึงบำบัดจะเริ่มมีง่ายขึ้นแต่ข้อมูลที่ตีพิมพ์จำกัดถึงแม้จะมีผู้รวบรวมข้อมูลพื้นฐานของระบบบำบัดไว้มากก็ตาม ในประเทศอเมริการะบบบำบัดกว่า 176 แห่ง มี 154 แห่งที่ถูกออกแบบมาเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชน 9 แห่งสำหรับน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม 6 แห่งสำหรับบำบัดน้ำเสียจากการเกษตร และ 7 แห่งสำหรับน้ำท่า ในอเมริกาเหนือระบบบึงบำบัดอย่างน้อย 142 แห่งใช้เพื่อบำบัดน้ำทิ้งที่มีสภาพเป็นกรดจากเหมือง ในประเทศแคนาดามีระบบบึงบำบัดที่เดินระบบแล้ว 67 แห่ง รวมแล้วในปี ค.ศ.1994 ในทวีปอเมริกาเหนือมีระบบบึงบำบัดทั้งระบบบึงธรรมชาติและบึงประดิษฐ์ทั้งสิ้นมากกว่า 650 แห่ง

3.3 พืช

พืชที่พบได้บ่อยที่สุดในพื้นที่ชุ่มน้ำ ประกอบด้วย cattail , reed , rushes , bulrushes และ sedge ตารางที่ 3.3 แสดงการกระจายของพืชเหล่านี้ในโลก และสถานะที่ต้องการ พืชเหล่านี้มีความสามารถในการเจริญในชั้นดินหลายชนิดและในน้ำเสียหลายประเภท (Reed et.al. , 1988)

3.3.1 การใช้สารอาหาร

การใช้สารอาหารของพืชเป็นบทบาทที่สำคัญในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และองค์ประกอบอื่น ๆ ของน้ำเสีย ดังเช่น โลหะหนัก สารอินทรีย์ที่กำจัดยาก เป็นต้น อัตราการใช้สารอาหารของพืชถูกกำจัดโดย อัตราการเติบโตสุทธิ และความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อพืช ความเข้มข้นของสารอาหารในพืชมีค่าสูง(มากกว่า 25 กรัมต่อ กิโลกรัมเนื้อเยื่อ) ในพืชที่มีอายุน้อย

และลดลงเมื่อโตเต็มที่ (Reddy and Debusk , 1987) ความจุของสารอาหารในเนื้อเยื่อ และการนำไปใช้ของพืชแต่ละชนิด ดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.3 แสดงชนิดของพืชน้ำที่ใช้บำบัดน้ำเสีย (Reed et.al. , 1988)

Common name scientific name	Distribution	Temperature ° C		Maximum salinity tolerance (ppt)	Optimum pH
		Desirable	Survival		
Cattail, (<i>Thypha</i> spp.)	Throughout the world	10-30	12-24	30	4-10
Common reed, (<i>Phragmites communis</i> spp.)	Throughout the world	12-33	10-30	45	2-8
Rush, (<i>Juncus</i> spp.)	Throughout the world	16-26	-	20	5-7.5
Bulrush, (<i>Scirpus</i> spp.)	Throughout the world	16-27	-	20	4-9
Sedge, (<i>Carex</i> spp.)	Throughout the world	14-32	-	-	5

ตารางที่ 3.4 ความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และอัตราการนำไปใช้ของพืช
(Reddy and Debusk , 1987)

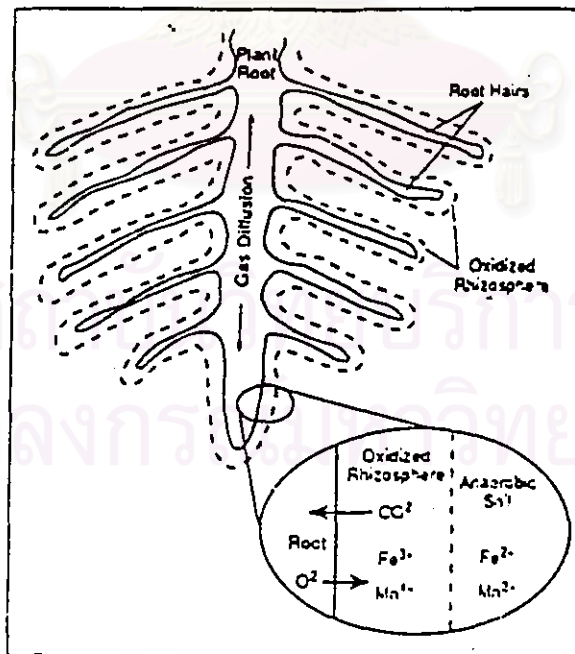
Emergent aquatic plant	Uptake rate		Tissue composition		Standing crop ,kg/ha (10 ³)	Annual yield kg/(ha.yr)(10 ³)
	N kg/(ha.yr)	P kg/(ha.yr)	N g/kg	P g/kg		
Cattail	600-2630	75-403	5-24	0.5-4	4.3-22.5	8-61
Bulrush	125	18	8-27	1-3	-	-
Reed	225	35	18-21	2-3	6-35	10-60

3.3.2 การสูญเสียจากการระเหยกลายเป็นไอ

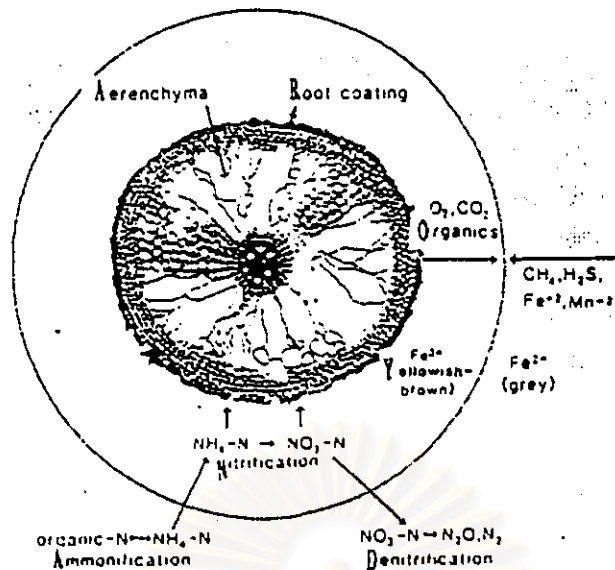
การสูญเสียจากการระเหยกลายเป็นไอเป็นผลรวมจากการระเหยจากผิวน้ำ และการสูญเสียจากพืช (Kadlec , 1987) การระเหยกลายเป็นไอขึ้นอยู่กับปัจจัยควบคุม เช่น การแผ่รังสี ลม ความชื้นสัมพัทธ์ อุณหภูมิอากาศ และชนิดของสิ่งปกคลุม การสูญเสียน้ำจากการระเหยในช่วงฤดูร้อนจะทำให้ปริมาณน้ำในระบบลดลง ดังนั้นความเข้มข้นของมลพิษในระบบมีแนวโน้มที่จะเพิ่มขึ้น เพื่อที่จะทดแทนการสูญเสียน้ำจากการระเหย และเพื่อรักษาอัตราการไหลที่ออกแบบไว้ น้ำที่บางส่วนควรจะนำไปเวียนกลับในฤดูแล้ง (Metcalf and Eddy , 1991)

3.3.3 การถ่ายเทออกซิเจน

เนื้อเยื่ออาเรนาไคมา (Aerenchyma tissue) มีบทบาทที่สำคัญในการเคลื่อนที่ของออกซิเจนภายในพืช (Dan , 1993) ดังแสดงในรูป 3.2 และ 3.3 พืช เช่น cattail , bulrushes และ reed สามารถดูดซับออกซิเจนจากอากาศผ่านใบและก้านที่อยู่เหนือน้ำผ่านไปยังรากจากรากออกซิเจนจะซึมผ่านไปยังโซนรากและสร้างชั้นแอโรบิกชั้น (aerobic layer) ดังนั้นสถานะแอโรบิก-แอนแอโรบิกจะเกิดอยู่ในโซนตัวกลางดิน พืชเหล่านี้สามารถส่งผ่านออกซิเจน 5-45 กรัม O_2 ต่อตารางเมตรต่อวัน ของพื้นที่ผิวหน้าระบบซึ่งขึ้นอยู่กับความหนาแน่นของพืช และระดับออกซิเจนในตัวกลาง



(ก)



(๗)

รูปที่ 3.2 (ก) รากพืชในพื้นที่ชุ่มน้ำแสดงโซนรากในสภาวะออกซิได์

(Kadlec and Knight, 1996)

(ข) ภาพตัดขวางของรากพืชในพื้นที่ชุ่มน้ำแสดงโซนรากในสภาวะออกซิได์

(Dan, 1993)

3.4 ตัวกลาง

นอกจากคาร์บอน สารอาหารที่ต้องการสำหรับการเจริญเติบโตของพืชได้รับจากดิน ช่องว่างในดินหรือตัวกลางอื่น ๆ เป็นช่องทางการไหลสำหรับระบบบำบัดบึงประดิษฐ์แบบน้ำขังได้ดิน การบำบัดในกรณีนี้เกิดจากจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่ที่ผิวรากหรือรากฝอยและตัวกลางที่อยู่ใกล้เคียงกัน ดินอาจจะถูกเลือกเป็นตัวกลางเมื่อต้องการกำจัดฟอสฟอรัส อย่างไรก็ตามดินมีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงจะค่อนข้างละเอียดมีความชื้นน้ำได้ปานกลางและส่วนนี้อาจจะเป็นข้อจำกัดความสามารถในการรับน้ำของระบบที่มีตัวกลางดิน

ข้อจำกัดของการสะสมโลหะเป็นฟังก์ชันของความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกของตัวกลาง โลหะอโลหะทั้งหมดนั้นไม่ได้อยู่ในรูปของประจุบวกที่สามารถแลกเปลี่ยนได้ โดยทั่วไปโลหะชนิดต่าง ๆ มีค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (cation exchange capacity, CEC) ดังตารางที่ 3.5 และ 3.6

ตารางที่ 3.5 แสดงค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (US.EPA ,1983)

media	CEC (meq/100 g)
sand	<5
sandy loam	.5-15
silty loam	>15

ตารางที่ 3.6 การสะสมโลหะชนิดต่าง ๆ ในพื้นที่ทางการเกษตร (US.EPA ,1983)

Metal (kg/ha)	Soil cation exchange capacity (meq/100g)		
	<5	5 to 10	>15
Pb	560	1120	2240
Zn	280	560	1120
Cu	140	280	560
Ni	140	280	560
Cd	5	10	20

3.5 สิ่งมีชีวิต

สิ่งมีชีวิตหลายชนิดตั้งแต่แบคทีเรียจนถึงโปรโตซัว รางจนถึงสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังและมีกระดูกสันหลังถูกพบในระบบ ในกรณีที่มีการปลูกพืชในระบบการเจริญเติบโตเกิดขึ้นในส่วนที่จุ่มอยู่ในน้ำของพืช ในดิน ทราช หรือเกาะบนตัวกลาง โดยตรงสำหรับระบบบำบัดแบบน้ำขังใต้ดิน

3.6 กลไกการบำบัด

มีงานวิจัยหลายชิ้นที่บ่งชี้ว่า พื้นที่ชุ่มน้ำสามารถกำจัดสารอินทรีย์(BOD) ของแข็งแขวนลอย(SS) สารอาหาร โลหะหนัก สารอินทรีย์ที่ก่อกัดยาก และเชื้อโรค จากน้ำเสีย หลายชนิด กลไกการบำบัดเกี่ยวข้องกับการตกตะกอน กิจกรรมของจุลินทรีย์ การดูดซับ และการย่อยสลายทางเคมี

3.6.1 การกำจัดบีโอดี

บีโอดีเป็นค่าที่ใช้วัดการใช้ออกซิเจนจากระบบที่เป็นผลมาจากกระบวนการทางชีวเคมีของสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กในระบบนั้น ๆ น้ำเสียที่มีบีโอดีสูงสามารถลดปริมาณออกซิเจนละลายในแหล่งรับน้ำที่ปล่อยน้ำเสียลงไป

การกำจัดสารอินทรีย์ที่สามารถตกจมได้เกิดขึ้นเร็วมากในพื้นที่ชุ่มน้ำทุก ๆ ระบบ ทำให้เกิดสภาพนิ่งในระบบน้ำขังเหนือดิน และเกิดการตกตะกอน การกรอง ในระบบน้ำไหลผ่านใต้ชั้นดิน แหล่งออกซิเจนหลักคือออกซิเจนที่ส่งถ่ายจากพืชผ่านโซนราก ระบบถูกออกแบบให้มีการไหลได้ผิวดักกลาง ดังนั้นจึงมีการเติมอากาศจากได้ผิวดักกลางน้อยมาก

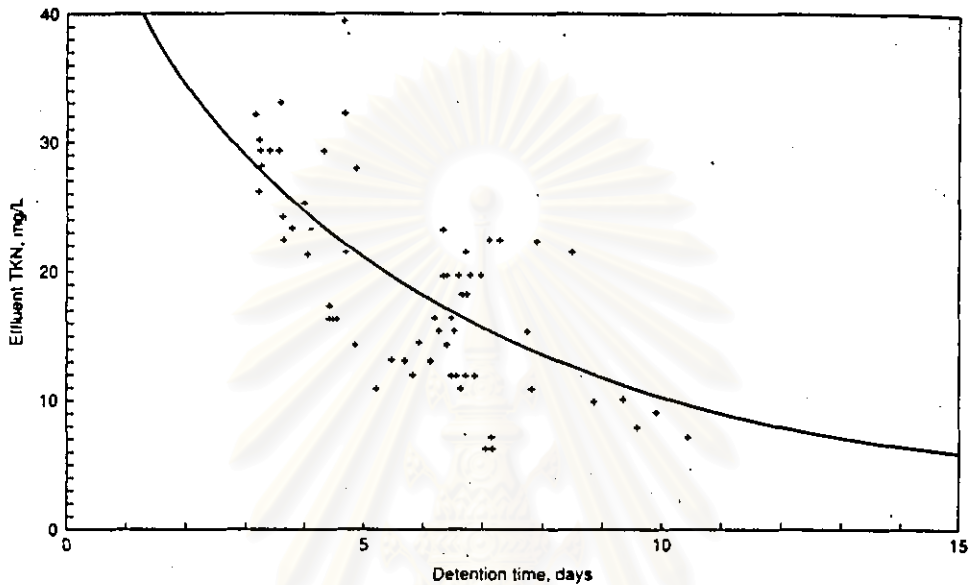
3.6.2 การกำจัดของแข็งแขวนลอย

ของแข็งแขวนลอยถูกกำจัดอย่างมีประสิทธิภาพในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ ส่วนมากการตกของของแข็งเกิดขึ้นภายใน 2-3 เมตรแรกจากทางเข้า อีกทั้งพืชทำให้ความเร็วที่เข้ามาช้าลงและกระจายน้ำเข้า ซึ่งทำให้การตกจมดีขึ้น ของแข็งคอลลอยด์ และของแข็งที่ไม่ตกจมบางส่วนถูกกำจัดโดยการเกาะติดกับแบคทีเรีย การชนกัน(collision) การรวมกัน และการดูดซับกับสารอื่น ๆ

3.6.3 การกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนจากน้ำเสียในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำมีหลายกลไก ดังนี้คือ การนำไปใช้โดยพืช การระเหยในรูปของแอมโมเนีย ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ในพื้นที่ชุ่มน้ำแบคทีเรียมีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนโดยจะเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน(TKN) เป็นสารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน

การเปลี่ยนแอมโมเนียออกไซด์เป็นไนเตรตโดยแบคทีเรีย (ไนตริฟิเคชัน) ต้องการสิ่งแวดล้อมที่เป็นแอโรบิก ซึ่งจะเกิดในบ่อเติมอากาศที่ผิวน้ำหรือในโซนเล็ก ๆ ที่เป็นชั้นแอโรบิกของตัวกลาง (root zone) รูปที่ 3.3 แสดงการกำจัดไนโตรเจนจากระบบบำบัดบึงประดิษฐ์



รูปที่ 3.3 การกำจัดไนโตรเจนโดยระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์
(Metcalf and Eddy, 1991)

3.6.4 การกำจัดฟอสฟอรัส (Phosphorous removal)

กลไกหลักในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยพื้นที่ชุ่มน้ำคือการตกตะกอนผลึก และดูดซับโดยตะกอน ส่วนกลไกรองคือการดูดซับโดยพืช และการตกตะกอน

3.6.5 การกำจัดเชื้อโรค

งานวิจัยหลายชิ้นของระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้พื้นที่ชุ่มน้ำได้บ่งชี้ว่าการกำจัดโคลิฟอร์มแบคทีเรียอยู่ในช่วง 86 - 90 % Gersberg et. al. , 1987 มีรายงานว่าเมื่อในน้ำเสียมิโคลิฟอร์มแบคทีเรียเฉลี่ยทั้งหมด 6.75×10^7 เอ็มพีเอ็น ต่อ 100 มิลลิลิตร จะถูกลดลงประมาณ 99.1 % ในน้ำทิ้งของระบบ

กลไกหลักของการกำจัดเชื้อโรคในพื้นที่ชุ่มน้ำคือ การตายลงตามธรรมชาติ การล่า การตกตะกอน และการดูดซับ แบคทีเรียจะถูกดูดซับกับอนุภาคในน้ำและถูกกำจัดไปเมื่ออนุภาคตกลง อีกทั้งอาจถูกดูดซับโดยพืช มีงานวิจัยมากมายได้บ่งชี้ว่าการกำจัดแบคทีเรียและไวรัสที่ทำให้เกิดโรคในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ ขึ้นอยู่กับเวลาเก็บกักน้ำ และอุณหภูมิ

3.6.6 การกำจัดสารอินทรีย์ที่กำจัดได้ยาก

สารประกอบอินทรีย์ที่กำจัดยาก หรือสารประกอบอินทรีย์ที่คงตัว ซึ่งประกอบด้วย สารลดแรงตึงผิว ฟีนอล เบนซีน และสารกำจัดวัชพืชทางการเกษตรซึ่งเป็นพิษ และสลายตัวทางชีวะได้ช้า กลไกที่สำคัญในการกำจัดสารประเภทนี้ในพื้นที่ชุ่มน้ำ คือการระเหย การดูดซับ และการย่อยสลายทางชีวะ (Roger et.al.,1978) การระเหยสามารถเกิดขึ้นที่ผิวน้ำของระบบการดูดซับเกิดขึ้นบนอินทรีย์สารที่อยู่ในน้ำเสียของระบบบำบัดในระบบพื้นที่ชุ่มน้ำ สารอินทรีย์เหล่านี้ที่สะสมอยู่ในตะกอนจะถูกย่อยสลายโดยจุลชีพ อัตราการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มจำนวนจุลชีพ พิเศษ อุณหภูมิ น้ำ ชั้นดินและเวลาเก็บกักน้ำ

3.6.7 การกำจัดโลหะหนัก

โลหะจำพวกหนึ่งเป็นสารอาหารรองโดยที่พืชต้องการเพียงเล็กน้อย แต่อาจจะมีโลหะบางชนิดในน้ำเสียโดยที่มีความเข้มข้นในระดับที่เป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตได้ ดังนั้นโลหะในน้ำเสียจะต้องถูกกำจัดก่อนปล่อยทิ้งเพื่อป้องกันสิ่งแวดล้อมเป็นพิษ แต่การใช้พื้นที่ชุ่มน้ำเพื่อให้บรรลุเป้าหมายนี้ต้องตรวจสอบอย่างระมัดระวัง ระบบบำบัดแบบน้ำขังเหนือนดินมีการเคลื่อนที่อย่างอิสระของสิ่งมีชีวิตระหว่างระบบบำบัดและพื้นที่ใกล้เคียง ดังนั้นสิ่งมีชีวิตที่สัมผัสกับโลหะที่มีความเข้มข้นในระดับอันตรายในระบบบำบัดพื้นที่ชุ่มน้ำ อาจจะมีการเคลื่อนที่ออกนอกพื้นที่และทำให้เกิดการปนเปื้อนต่อพื้นที่ตามธรรมชาติ หรือกลายเป็นส่วนหนึ่งในห่วงโซ่อาหารของมนุษย์ได้ เพื่อ

ป้องกันปัญหาลักษณะเช่นนี้ การออกแบบ การดำเนินการ และการควบคุม ควรจะพิจารณาลดความเข้มข้นของโลหะในน้ำเข้าเพื่อไม่ให้อยู่ในระดับวิกฤต โดยการบำบัดเบื้องต้นก่อนปล่อยน้ำเสียเข้าระบบ อีกทางเลือกหนึ่งคือทำให้โลหะกระจายตัวน้อยที่สุด ดังนั้นจึงมีการเลือกใช้ระบบพื้นที่ชุ่มน้ำแบบน้ำขังใต้ดิน

ในพื้นที่ชุ่มน้ำโลหะถูกกำจัดออกจากร้ำเสียโดย การนำไปใช้โดยพืช การตกตะกอนผลึก การแลกเปลี่ยนประจุ และการดูดซับกับตะกอนและสารประกอบอินทรีย์

3.6.7.1 ประสิทธิภาพของพื้นที่ชุ่มน้ำในการกำจัดโลหะ

1) ดักกลาง

ลักษณะของดักกลางในพื้นที่ชุ่มน้ำจะมี อินทรีย์สารมากทำให้ โลหะตกได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Giblin , 1985) กลไกที่เป็นไปได้ในการกักโลหะในดักกลาง มีทั้งการแลกเปลี่ยนประจุบวก การตกตะกอนผลึก และเกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับอินทรีย์สาร (Chan et.al. , 1982) ความลึกของน้ำ ปริมาณอินทรีย์สาร ความละเอียด ปริมาณเหล็กและมังกานีส ทั้งหมดนี้ถูกบ่งชี้ว่ามีความสำคัญในการกำหนดความเข้มข้นของโลหะในดักกลาง

รีดอกซ์โพเทนเชียล และพีเอช เป็นปัจจัยที่สำคัญที่สุดที่มีอิทธิพลต่อความสามารถในการละลายของโลหะ (Gambrell et.al. , 1977 ; Khalid et. al. , 1978) พื้นที่ชุ่มน้ำที่ไม่มีสิ่งรบกวนออกซิเจนจะอยู่ในโซนรากพืช และในชั้นบาง ๆ ระหว่างดักกลาง และน้ำ ความสามารถในการละลายขึ้นอยู่กับปัจจัยทั้งสองดังกล่าว Windom (1977) ลงความเห็นว่า การเพิ่มปริมาณออกซิเจนละลาย และพีเอช จะกระตุ้นให้เกิด ออกไซด์ของไฮดรอกไซด์ (hydrous metal oxide) ในน้ำ ส่วนอนุภาคอิสระของคอลลอยด์เหล่านี้จะฟอร์มตะกอนทางเคมีหรือเกาะติดกับพืช พร้อมกับดักจับโลหะ (trap) ซึ่งจะถูกลดซับไปพร้อมกันกับอนุภาคคอลลอยด์ ขอบเขตของการออกซิเดชันขึ้นอยู่กับลักษณะทางชลศาสตร์ ความสามารถในการซึมผ่านได้ของดักกลาง ความต้องการออกซิเจน และการเจริญเติบโตของพืช

งานวิจัยส่วนมากที่เกี่ยวข้องกับพฤติกรรมของโลหะในบึงธรรมชาติที่เกิดตามฤดูกาล ซึ่งชนิดของพืชก็คือ *Spartina alterniflora* ตามธรรมชาติบึงเหล่านี้รับน้ำที่มีความเข้มข้นของโลหะต่ำ ๆ ซึ่งจะแปรเปลี่ยนตามการทำอุตสาหกรรมในพื้นที่นั้น ๆ (Windom , 1976) ข้อมูลที่วิจัยโดย Giblin (1985) เน้นถึงอิทธิพลของโลหะและชนิดของพื้นที่ชุ่มน้ำต่อการเก็บกัก โดยทั่วไปตะกั่วจะถูกเก็บกักได้ดีที่สุด รองลงมาคือ ทองแดง สังกะสี และแคดเมียม อัตราการกำจัดตะกั่ว ทองแดง สังกะสี และแคดเมียม คือ 90 , 48 , 19 และ 15 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2) พีช

การกำจัดโลหะหนัก โดยทั่วไปแล้วพีชจะมีส่วนเพียงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับการเก็บกักในเซดิเมนต์ อย่างไรก็ตามพีชก็มีส่วนช่วยในการเพิ่มการกำจัดโลหะหนักทางอ้อม

3) ผลทางด้านชลศาสตร์

พีชยึดติดกับชั้นดินโดยใช้รากและรากฝอย โดยช่วยป้องกันการกัดกร่อนและการไหลออกของอนุภาคดิน อัตราการตกตะกอนจะเพิ่มขึ้นในขณะที่ความเร็วและความปั่นป่วนของน้ำลดลงรวมทั้งอนุภาคแขวนลอยจะถูกดักจับไว้ที่ราก รากฝอย และส่วนก้าน องค์ประกอบที่อยู่ใต้ชั้นดินจะเปลี่ยนวิถีทางการไหล ส่วนการลดปริมาตรของของเสียโดยการระเหยกลายเป็นไอจะมีผลเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลตามระยะเวลาสั้น ๆ และลักษณะของภูมิอากาศโดยเฉพาะอย่างยิ่งกับชั้นกรวด

4) ผลของการเติมออกซิเจนและเคมีของเซดิเมนต์

การเติบโตของพีชมีอิทธิพลต่อลักษณะทางเคมีของเซดิเมนต์ทั้งทางตรงและทางอ้อม การออกซิเดชันที่ไซนรากจะสร้างตำแหน่งออกซิไดซ์เล็กๆในชั้นเซดิเมนต์ที่สภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งเหมาะกับการเกิดเหล็กไฮดรอกไซด์และมันганиต์ออกไซด์ โดยสารประกอบทั้งสองจะจับโลหะออกจากสารละลายอย่างมีประสิทธิภาพ ปริมาณการออกซิเดชันในไซนรากขึ้นอยู่กับชนิดของพีช ความต้องการออกซิเจนในเซดิเมนต์ และสภาพการไหล

5) ผลของจุลชีพ

โลหะหนักจะยังคงอยู่ในซากพีชจนกระทั่งเกิดการย่อยสลายโดยจุลชีพ และปล่อยโลหะหนักลงสู่เซดิเมนต์และน้ำซึ่งมีอนุภาคอินทรีย์สารทั้งที่ละลายและไม่ละลายน้ำ (Nicholas and Thomas, 1978)

Simpson et. al. (1983) พบว่าโลหะจากซากพีชที่อยู่ในเซดิเมนต์จะคงรูปอย่างถาวร โดยสารฮิวมิกซึ่งมีน้ำหนักโมเลกุลสูง (เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน) จะยึดจับกับโลหะได้ดีและละลายน้ำได้ยาก ส่วนการเปลี่ยนแปลงหรือการเคลื่อนที่ของโลหะอออนจะเกิดขึ้นในส่วนของคอลลอยด์ สารอินทรีย์ที่มีความชื้น และสารประกอบเชิงซ้อนในสารละลายบางส่วน

3.6.7.2 การเคลื่อนที่ของโลหะหนักเข้าสู่รากพืช

การเคลื่อนที่ของโลหะไอออนสู่ผิวรากเป็นกลไกการนำไปใช้และการเคลื่อนที่ผ่านไปในพืช เป็นการคาดเดาและไม่มีความเข้าใจที่สมบูรณ์นัก Barner (1974) พบว่ากระบวนการที่เกิดขึ้นมี 3 กระบวนการ คือ การดักจับ (interception) การไหลของมวล และการแพร่

ขณะที่น้ำเคลื่อนที่ไปยังรากพืชเพื่อนำไปใช้และการระเหย โลหะไอออนที่ละลายน้ำจะเคลื่อนที่ไปกับน้ำไปยังผิวรากด้วย ดังนั้นจึงเกิดการไหลของมวลขึ้น จำนวนโลหะไอออนที่ถ่ายเทในลักษณะเช่นนี้ขึ้นอยู่กับ ความเข้มข้นของโลหะไอออนในสารละลาย จำนวนน้ำที่เข้าไปในรากที่พืชต้องการในกระบวนการเมตาบอลิซึม โดยการระเหยกลายเป็นไอ และโลหะไอออนที่มีผลต่อพืช ปัจจัยหลักที่ทำให้โลหะไอออนในสารละลายเคลื่อนที่ไปยังรากคือ พิเอชของตัวกลาง คีเลตติ้งเอเจนต์ และอัตราการระเหย

การสะสมโลหะขึ้นอยู่กับธรรมชาติของพืช ปัจจัยเกี่ยวกับดิน และตัวแปรทางด้านสิ่งแวดล้อม ธรรมชาติของพืชคือ ชนิด อัตราการเจริญเติบโต ขนาดและความลึกของราก อัตราการระเหย และความต้องการสารอาหาร โดยที่พืชแต่ละชนิดจะสะสมโลหะได้ในปริมาณที่ไม่เท่ากัน

3.7 กลไกการกำจัดแคดเมียมในระบบบำบัดแบบปึงประดิษฐ์

เมื่อน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนักผ่านเข้าไปในชั้นตัวกลางของระบบ กลไกการถ่ายเทโลหะหนักจะเกิดขึ้น กลไกที่เป็นไปได้ในการกำจัดแคดเมียม คือ

3.7.1 การดูดซับ

แคดเมียมสามารถถูกดูดซับในตัวกลางของระบบ เช่น หิน กรวด และทราย มีปัจจัยที่สำคัญอยู่ 2 ปัจจัยที่เกี่ยวข้องในการดูดซับ คือ พิเอชและชนิดของตัวกลาง การดูดซับสามารถเกิดขึ้นในช่วงพิเอช 4-7.7

3.7.2 การตกตะกอนผลึก

การตกตะกอนผลึกมีบทบาทสำคัญในการจับตรึงแคดเมียมในสภาวะ 2 แบบ คือที่พิเอชมากกว่า 8 และสภาวะแวดล้อมที่เป็นรีดิวซ์ การตกตะกอนผลึกของแคดเมียมเกิดขึ้นกับ

คาร์บอนเนต (CdCO_3) ที่ช่วงพีเอช 8 - 12 กับไฮดรอกไซด์ (Cd(OH)_2) ที่ช่วงพีเอชต่ำกว่า 12 และกับซัลไฟด์ (CdS) ภายใต้สภาวะรีดิวซ์

3.7.3 การเกิดสารประกอบเชิงซ้อน

แคดเมียมสามารถฟอร์มอออนเชิงซ้อนกับสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ อออนเชิงซ้อนที่จับกับสารอนินทรีย์ เช่น คาร์บอนเนต ไฮดรอกไซด์ คอมเพล็กซ์ นั้นเรียกว่าสารอนินทรีย์เชิงซ้อน ส่วนอออนเชิงซ้อนที่จับกับกรดฟัลติก หรือกรดอิมิกนั้นเรียกว่าสารอินทรีย์เชิงซ้อน สารอินทรีย์เหล่านี้มาจากซากพืชที่กำลังย่อยสลาย การเกิดสารประกอบเชิงซ้อนของแคดเมียมกับกรดอิมิกและกรดฟัลติกนั้น มีรายงานว่าเป็นกระบวนการที่สำคัญซึ่งมีผลต่อความสามารถในการนำไปใช้ทางชีวะของแคดเมียมกรดฟัลติกสามารถเกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับแคดเมียมในช่วงพีเอชกว้าง ๆ ดังนั้นจึงเพิ่มความสามารถในการละลายและความสามารถในการเคลื่อนที่ของโลหะหนัก ส่วนกรดอิมิกไม่ละลายน้ำในตัวกลางที่เป็นกรด แต่จะละลายเพิ่มขึ้นเมื่อพีเอชเพิ่มขึ้น ด้วยเหตุนี้ที่พีเอชสูง อิมิกจะเกิดสารประกอบเชิงซ้อน

3.7.4 การนำไปใช้โดยพืช (Plant uptake)

แคดเมียมเป็นสารสารที่มีความเป็นพิษต่อพืช และเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นได้ของเซลล์เมมเบรน ส่วนปัจจัยควบคุมที่มีผลต่อการดูดซับ โดยพืชนั้น ดังได้กล่าวมาแล้วในข้อ 3.6.4.2

3.8 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการออกแบบ

เกณฑ์ในการออกแบบสำหรับระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์ ดังแสดงในตาราง 3.7

ตารางที่ 3.7 เกณฑ์ในการออกแบบระบบบำบัดแบบบึงประดิษฐ์

(Metcalf and Eddy , 1991)

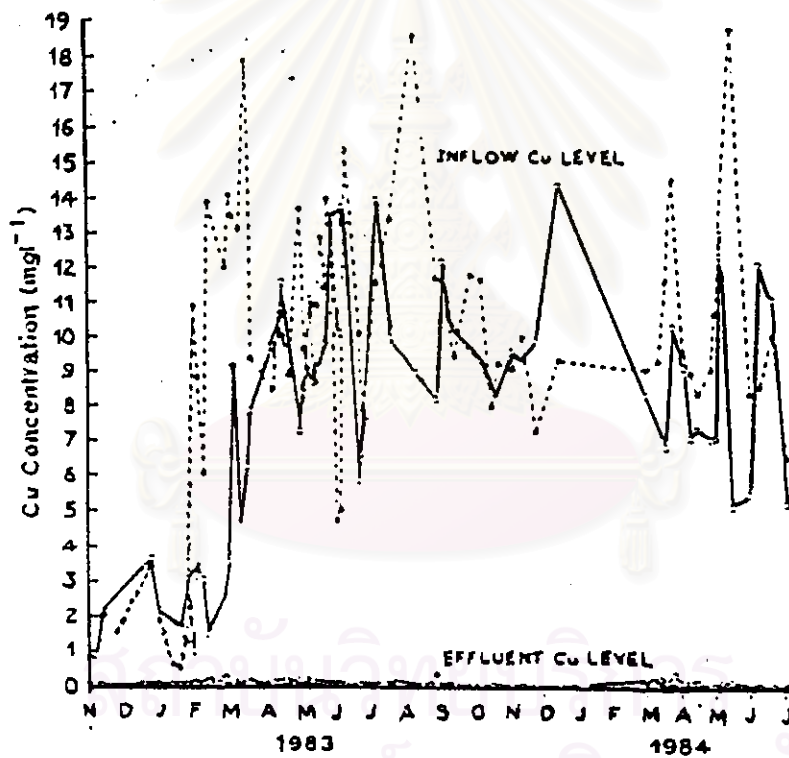
พารามิเตอร์	หน่วย	SF	SSF
เวลาเก็บกักน้ำ	วัน	4-15	4-15
ความลึกของน้ำ	เมตร	0.10-0.60	0.30-0.76
ภาระบรทุก บีโอดี	กก./เฮกเตอร์-ว.	<68	<68
ภาระบรทุกน้ำ	ม ³ /ม ² -ว	0.014-0.047	0.014-0.047
พื้นที่	เฮกเตอร์/10 ³ ม ³ -ว	2.14-7.16	2.14-7.16

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

3.9.1 งานวิจัยต่างประเทศ

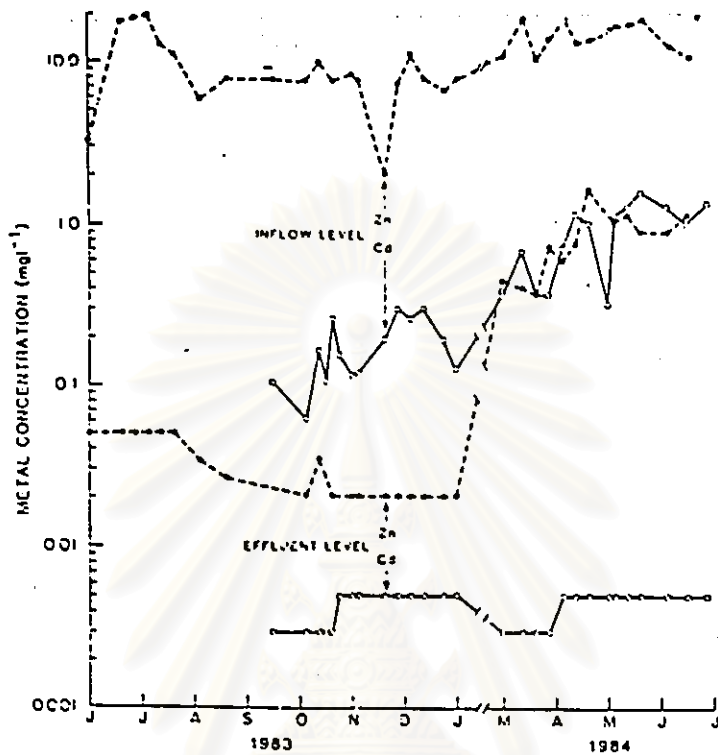
Gersberg et.al. (1984) ได้ทำการวิจัยการบำบัดโลหะหนักโดยใช้ บึงประดิษฐ์ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สอง ที่ปนเปื้อน Cu, Zn และ Cd รูปที่ 3.4 แสดงปริมาณ Cu ที่อยู่ในน้ำเสียดิบเข้าและน้ำทิ้งจากระบบ ซึ่งบ่งชี้ได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด Cu เท่ากับ 99% ทั้งที่ hydraulic rate 4.7 ชม./วัน และ 8 ชม./วัน ภายใต้ค่าที่ได้นี้คาดได้ว่า ระบบสามารถรับการบำบัดที่อัตราการใช้งานสูงอย่างมีประสิทธิภาพ ดังนั้นการลดค่าใช้จ่ายในการลงทุนโดยการลดพื้นที่ เป็นสิ่งที่น่าจะทำได้สำหรับการบำบัดน้ำเสียดังวิธีนี้



รูปที่ 3.4 ความเข้มข้นของ Cu. จากน้ำเสียดิบเข้าและน้ำทิ้งจากบึงประดิษฐ์ที่ปลูก

Typha sp.(o) และ *Scirpus sp* (o) (Gersberg et.al. ,1984)

ในทำนองเดียวกันจากรูปที่ 3.5 แสดงปริมาณ Zn และ Cd ในน้ำเสียดิบและน้ำ
ทิ้งจากระบบ ประสิทธิภาพในการกำจัด Zn และ Cd เท่ากับ 97 % และ 99 % ตามลำดับ



รูปที่ 3.5 แสดงความเข้มข้นของ Zn และ Cd ในน้ำเสียดิบและน้ำทิ้งจากบึงประดิษฐ์ที่
ปลูก *Scirpus sp.* (Gersberg et.al., 1984)

ในช่วงปลายของงานวิจัยมีเพียง Zn เท่านั้นที่มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นในน้ำทิ้ง แต่ถึงกระนั้น
ประสิทธิภาพในการกำจัดก็ไม่เคยต่ำกว่า 88 % ข้อมูลนี้แสดงให้เห็นว่า ระบบมีประสิทธิภาพสูงใน
การกำจัดโลหะหนัก แม้จะดำเนินการเป็นระยะเวลานาน

Machemer and Wildeman (1992) ได้ทำวิจัยการเปรียบเทียบการดูดซับกับการตกตะกอนซัลไฟด์ ในกระบวนการกำจัดโลหะในน้ำทิ้งจากเหมืองที่เป็นกรดโดยใช้บึงประดิษฐ์ จากการทดลองพบว่าสารอินทรีย์สามารถดูดซับโลหะหนักชนิดต่าง ๆ ได้แก่ Fe Cu Zn และ Mn ในอัตราที่แตกต่างกันโดย Fe และ Cu ถูกดูดซับได้ดีกว่า Zn และ Mn ดังรูปที่ 3.6 รวมทั้งการรีดิวซ์ซัลเฟตของจุลินทรีย์สัมพันธ์กับความเข้มข้นของซัลไฟด์ในน้ำ ในขณะที่มีซัลไฟด์เกิดขึ้น Zn และ Cu ก็ถูกกำจัดอย่างสมบูรณ์แล้ว ผลที่ได้บ่งชี้ว่าในช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบ การดูดซับโลหะที่ละลายน้ำบนอินทรีย์สาร (organic site) จะเป็นกระบวนการที่สำคัญสำหรับการกำจัดน้ำทิ้งจากเหมืองที่เป็นกรด ดังจะเห็นได้จากตารางที่ 3.8 และตารางที่ 3.9

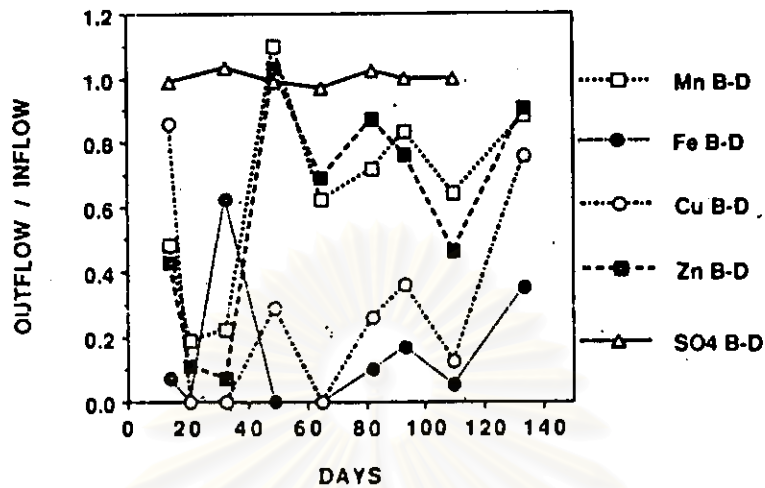
ตารางที่ 3.8 ผลของการทดสอบการดูดซับโลหะในน้ำทิ้งจากเหมือง ที่พีเอช 4.5

(Machemer and Wildeman, 1992)

		Mine drainage in 50 ml total volumn (ml)			
		10	20	30	40
Initial Mn,Fe,Cu and Zn	mmol/l	0.32	0.63	0.95	1.3
Mn	initial (mg/l)	6.9	14	21	28
	final (mg/l)	1.1	11	18	25
	adsorbed (μ mol)	5.3	2.9	2.9	2.3
Fe	initial (mg/l)	8.9	18	27	36
	final (mg/l)	0.04	0.2	0	0
	adsorbed (μ mol)	8.0	16	24	32
Cu	initial (mg/l)	0.12	0.25	0.37	0.50
	final (mg/l)	0	0	0.04	0.08
	adsorbed (μ mol)	0.10	0.20	0.26	0.32
Zn	initial (mg/l)	1.9	3.8	5.8	7.7
	final (mg/l)	0.22	2.3	4.6	6.7
	adsorbed (μ mol)	1.1	1.2	0.89	0.75

รูปที่ 3.6 อัตราส่วนระหว่างความเข้มข้นของโลหะในน้ำทิ้งต่อน้ำเสีย กับเวลา

(Machemer and Wildeman , 1992)



ตารางที่ 3.9 ข้อมูลของซัลเฟตรีดักชัน (Machemer and Wildeman , 1992.)

day	pH	Sulfate	Sulfide	Fe	Mn	Cu	Zn
1	4.8	20.3	0.23	0.282	0.54	<0.0008	0.0065
3	5.5	19.8	1.9	0.122	0.55	<0.0008	0.00298
5	5.85	18.3	2.4	0.0244	0.52	<0.0008	0.00148
7	6.0	16.8	6.6	0.0113	0.50	<0.0008	0.00110
9	6.0	13.7	7.0	<0.0089	0.419	<0.0008	0.00092
9	6.15	14.8	8.0	<0.0089	0.428	<0.0008	0.00076

Makos and Hrnecir (1995) ได้ทำการศึกษา ความเป็นไปได้ของ การใช้บึงประดิษฐ์ เพื่อบำบัดของเสียกรดที่ปนเปื้อนโครเมียม จากการทดลองจะเห็นได้ว่าเมื่อป้อนน้ำเสียเข้าระบบใน อัตรา 0.75 มล./นาที่ ความเข้มข้นโครเมียม 100 ppm ทีเอส 2.6 ในช่วง 90 วันแรกของการทดลอง แทบจะไม่มีโครเมียมในน้ำทิ้งที่สามารถวัดได้ และวัดได้ประมาณ 6 ppm ในช่วง 90 วันหลัง แม้แต่ หลังจากนั้น 1 ปี ก็สามารถวัดปริมาณโครเมียมในน้ำทิ้งได้เพียง 11±3 ppm เท่านั้น (ดังตารางที่ 3.10)

สำหรับพีเอชในน้ำทิ้งมีค่าเป็นกลางคงที่ตลอดการทดลอง จากรูปที่ 3.7 และ 3.8 แสดงความเข้มข้นของปริมาณโครเมียมกับเวลาทั้งในน้ำทิ้งและในบ่อดักอย่างที่เราจะไว้ในตำแหน่งต่าง ๆ ของระบบ สำหรับซัลเฟตที่ใส่ไปในช่วงวันที่ 90 เป็นตัวช่วยขังการดูดซับโครเมียม ซึ่งจะทำให้โครเมียมในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นแต่เมื่อผ่านไประยะหนึ่ง ระบบก็สามารถขังขังผลของซัลเฟตได้

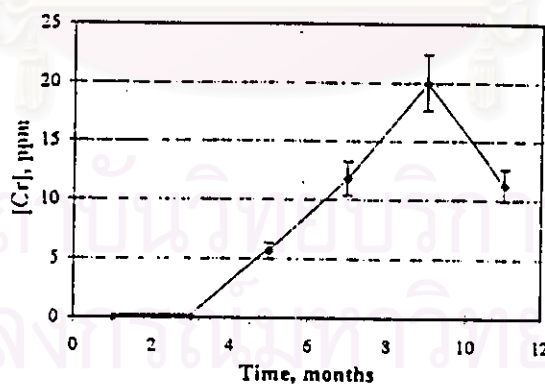
ตารางที่ 3.10 สรุปปริมาณโครเมียมในน้ำทิ้ง และในบ่อดักอย่าง

(Makos and Hrcir, 1995)

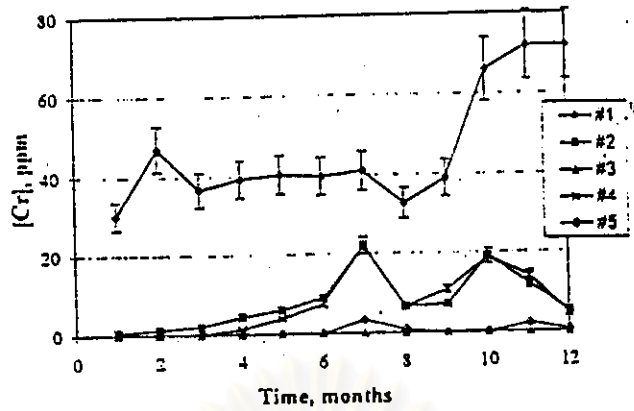
time period	well 1 [Cr,ppm]	effluent [Cr,ppm]	pH of effluent
July-Sep	42 + 9	<0.5	7.3 + 0.2
Oct-Dec	39 + 8	6 + 2	7.2 + 0.2
Jan-Mar	39 + 13	12 + 3	7.5 + 0.3
Apr ^a	59 + 7	20 + 3	7.5 + 0.5
May-Jun	59 + 5	11 + 3	7.1 + 0.1

a = Cr concentrations measured in the effluent and the well closest to the influent

= Sulfate added, $n_{[Cr]} = 248$, $n_{pH} = 55$



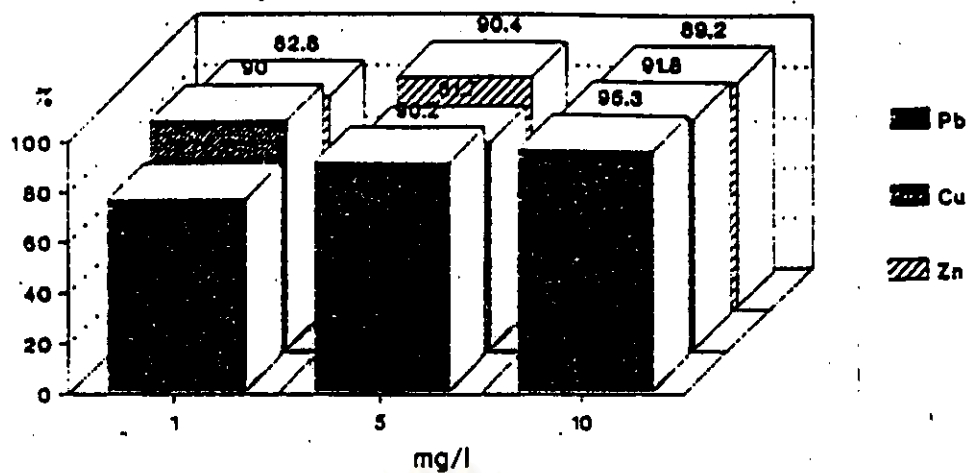
รูปที่ 3.7 ความเข้มข้นของโครเมียมในกระแสนอกในช่วง ก.ค 93-มิ.ย 94 เติมซัลเฟตในช่วงเม.ย (Makos and Hrcir, 1995)



รูปที่ 3.8 ความเข้มข้นของโครเมียมในบ่อตัวอย่างของระบบ บ่อที่ 1 บ่อที่ 2 และ 4 กลางชั้นกรวด บ่อที่ 3 และ 5 กลางชั้นดิน เต็มซัลเฟตในช่วง เม.ย (Makos and Hrcir ,1995)

Mitchell และ Karathanasis (1995) ได้ทำการวิจัยการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะกลอไรด์ โดยใช้ บึงประดิษฐ์โดยตรวจสอบความสามารถของทั้งระบบ FWS และ SF ในการกำจัดโลหะหนักจากน้ำเสียที่มีโซเดียมกลอไรด์อยู่มาก โดยใช้หญ้าแฝก (*Scirpus validus*) และ cattail (*Typha angustifolia*) น้ำเสียที่สังเคราะห์ขึ้นมี Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb และ Zn โดยเกลือกลอไรด์จะถูกเติมเข้าไปในระบบ ที่อัตรา 0.3 ล./ชม. ในช่วง 12 สัปดาห์ ในระบบ SF ประสิทธิภาพในการดูดซับ Fe ดีที่สุด คือ 74 % และ Mn น้อยที่สุดคือ 24 % ส่วนในการสะสมมวลชีวะในพืชทั้ง 2 ระบบ นับว่ามีน้อยมากเมื่อเทียบกับการกำจัดโลหะทั้งหมด

Munger et.al.(1997) ได้ทำการประเมินลักษณะการกำจัดโลหะหนักโดยใช้บึงประดิษฐ์ในระดับห้องปฏิบัติการ ชนิดพื้นเป็นกรวดและน้ำไหลเหนือผิวดินในลักษณะการไหลเวียนอย่างต่อเนื่อง โดยงานวิจัยชิ้นนี้ศึกษาการกำจัด Cu, Pb และ Zn ที่ปนเปื้อนในน้ำโดยปลูกพืช 4 ชนิดคือ *Typha latifolia*, *Phragmite australis*, *Schoenoplectus lacustris* และ *Iris pseudocorus* โดยที่ความเข้มข้นของ Cu Pb และ Zn ที่ถูกใส่เข้าไปในระบบ เท่ากับ 1, 5 และ 10 mg/l และ shock load 20 mg/l จากการประเมินประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะหนักของระบบพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดและอัตราในการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ สำหรับ Cu คือ 81.75 % ที่ 36.6-327.7 mg/m²-d สำหรับ Pb คือ 75.8-95.3 % ที่ 30.8-387 mg/m²-d และ Zn คือ 82.8-90.4 % ที่ 33.6-362.1 mg/m²-d (ดังรูปที่ 3.9)



รูปที่ 3.9 ลักษณะการกำจัดโลหะหนักของ-บึงประดิษฐ์ที่ทำการทดลอง (Munger, 1997)

สำหรับเมื่อรับ shock load จากการทดลองแสดงว่า ระบบยังสามารถรับ Cu, Pb, Zn ได้ 99.5 %, 99.7 % และ 99.5 % ตามลำดับ และเหลืออยู่ในน้ำทิ้งต่ำมาก แต่ไปสะสมอยู่ใน ระบบมากกว่า 99 % ซึ่งแสดงว่าระบบนี้เปรียบเสมือน แหล่งสะสมโลหะหนักที่มีประสิทธิภาพ พืชที่อยู่ใน wetland จะถูกเก็บและแยกตามชนิดของเนื้อเยื่อเพื่อนำไปวิเคราะห์ Cu Pb และ Zn

ตารางที่ 3.11 ความเข้มข้นของโลหะหนักเฉลี่ยในพืชแต่ละชนิด (มก./ก.) (Munger, 1997)

Macrophyte	Sample ¹	Cu	Pb	Zn
<i>Phragmites australis</i> ²	Root	143	27	165
	Root tips	167	58	264
<i>Typha latifolia</i>	Rhizome	23	9	128
	Root	163	59	201
	Root tips	231	161	970
<i>Schoenoplectus lacustis</i>	Rhizome	18	11	78
	Root	92	47	260
	Root tips	168	72	469
<i>Iris pseudacorus</i>	Rhizome	6	8	9
	Root	53	22	53
	Root tips	87	210	64

Key : ¹, N = 3 ; ² Rhizome not present in specimens used

ตารางที่ 3.11 แสดงให้เห็นว่า ปริมาณโลหะจะสะสมของอยู่ที่ปลายรากมากที่สุด รองลงมาคือราก และสุดท้ายคือรากฝอย ส่วนความสามารถในการดูดซับโดยพืชแต่ละชนิดพบว่า *Typha latifolia* จะดูดซับได้ดีที่สุด รองลงมาคือ *Schoenoplectus lacustris* สำหรับธาตุทั้ง 3 ชนิด ส่วน *Phragmites australis* และ *Iris pseudacorus* มีความสามารถในการดูดซับโลหะใกล้เคียงกัน แต่น้อยกว่าพืชทั้ง 2 ชนิดแรก ดังตารางที่ 3.12

ตารางที่ 3.12 ปริมาณโลหะหนักสะสมรวมทั้งหมดในเนื้อเยื่อของพืชแต่ละชนิด(มก./ก.)
(Munger,1997)

Species	Total Cu	Total Pb	Total Zn
<i>Phragmites australis</i>	561.4	299.4	1253.9
<i>Typha latifolia</i>	14168.7	4908.8	18329.3
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2092.8	1797.8	6775.2
<i>Iris pseudacorus</i>	813.5	167.6	876.0

3.9.2 งานวิจัยในประเทศ

Polprasert et.al. (1996) ทำวิจัยโดยใช้บึงประดิษฐ์แบบ free water surface system ในการบำบัดน้ำเสียที่มี Cr และ Ni ปนเปื้อนในน้ำเสียดิบ โดยใช้ต้นธูปฤๅษีในการทดลอง โดยที่น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่า ซีโอดีเฉลี่ย 60-180 มก./ล ภาระบรทุกสารอินทรีย์ 40-400 กก ซีโอดี/เฮกเตอร์-วัน ผลที่ได้คือ ระบบสามารถกำจัด Cr และ Ni ได้มากกว่า 99 % เมื่อความเข้มข้นของ Cr (หรือ Ni) ในน้ำเสียดิบอยู่ในช่วง 20 มก/ล นอกจากนั้นปริมาณโลหะหนักที่ปนเปื้อนจะมีผลต่ออัตราการกำจัดซีโอดีคือ ที่ความเข้มข้น 1-10 มก/ล การกำจัดซีโอดีเท่ากับ 70 % และเมื่อความเข้มข้นเพิ่มขึ้นเป็น 20 และ 50 มก/ล การกำจัดซีโอดีจะลดลงเป็น 50 % และ 35 % ตามลำดับ ส่วนการดูดซับโลหะหนักโดยพืชจะเห็นว่ารากจะเป็นส่วนที่มีโลหะหนักสะสมอยู่มากที่สุด รองลงมาคือที่ก้านและใบ โดยที่ Ni จะสะสมอยู่ที่ใบมากกว่า Cr ดังตารางที่ 3.11 ดังนั้น Ni จึงมีความเป็นพิษต่อพืชได้มากกว่า Cr โดยจะสังเกตได้จากใบมีสีเหลือง

ตารางที่ 3.13 ปริมาณฟีนอลและโลหะหนักในต้นรูปฤๅษี (Polprasert, 1996)

Toxic compounds , mg/g (dry weight)	Roots	Stems	Leaves
Phenol	0.021-0.042	0.013-0.042	0.003-0.016
Cr	0.009-0.194	0.003-0.021	0.003-0.004
Ni	0.002-0.628	0.004-0.061	0.012-0.026

Dan (1993) ได้ทำการวิจัยเกี่ยวกับศักยภาพของบึงประดิษฐ์ ในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนฟีนอลโดยใช้ ระบบ FWS พืชที่ปลูกคือ ต้นรูปฤๅษี ที่ความเข้มข้นของฟีนอลในน้ำเสียคือ 25-700 มก/ล โดยที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 40-400 กก.ซีไอดี/เฮกเตอร์-วัน เวลาพักน้ำ 5-7 วัน สามารถบำบัดซีไอดีได้ 97.2-99.9 % และบำบัดฟีนอลได้ 99-100 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 40-270 กก.ซีไอดี/เฮกเตอร์-วัน

Katekinta (1994) ได้ทำการวิจัยโดยใช้บึงประดิษฐ์ ในการบำบัดน้ำเสียจากบ่อปรับสภาพโดยใช้ ระบบ FWS ที่เวลาพักน้ำ 3-4 วันสามารถกำจัด COD ,SS ,TKN $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$,P และ fecal coliform ได้มากกว่า 90 % สำหรับการกำจัดไนโตรเจนในระบบพบว่า การดูดซับโดยพืช 46 % การสะสมในดิน 5 % การระเหย 17 % และอื่น ๆ (การตกตะกอน และการกรอง) 32 % ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัส พบว่า การดูดซับโดยพืช 65 % การสะสมในดิน 24 % และอื่น ๆ (การตกตะกอนทางเคมี) 11 %

Mattaraj (1995) ได้ทำการวิจัยการใช้บึงประดิษฐ์ ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยใช้ระบบ FWS พืชที่ใช้ปลูกคือรูปฤๅษี มีอัตราภาระบรรทุก 50-200 กก.ซีไอดี/เฮกเตอร์-วัน และเวลาพักน้ำ 1.5-10 วัน รวมกำจัดซีไอดีว่า 71-86 % ในขณะที่สามารถกำจัดบีไอดี ฟิคัลโคลิฟอร์ม และแบคทีเรียโอเฟง มากกว่า 90 %

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย