

## การปนเปื้อนและฟื้นฟูสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน ด้วยวิธีทางชีวภาพ

### Contamination by and Bioremediation of Hexachlorocyclohexane

ขนิษฐา สมตระกูล

ภาควิชาชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม อ. กันทรวิชัย จ. มหาสารคาม 44150

Email: skhanitta@hotmail.com

#### บทคัดย่อ

เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนเป็นสารเคมีกำจัดศัตรูพืชกลุ่มออร์กาโนคลอรีนที่พบปนเปื้อนทั่วไปในสิ่งแวดล้อมทั้งบริเวณที่มีการทำเกษตรกรรม และบริเวณที่เป็นแหล่งผลิตสารกำจัดศัตรูพืชกลุ่มออร์กาโนคลอรีนมาก่อน ไอโซเมอร์ที่พบปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมมักเป็นแกมมา-และเบตา-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน โดยเป็นไอโซเมอร์ที่มีฤทธิ์กำจัดแมลงและคงทนต่อการย่อยสลาย ตามลำดับ การฟื้นฟูสภาพดินที่ปนเปื้อนด้วยเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนมีความจำเป็นเพื่อลดการปนเปื้อนของสารดังกล่าว เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนถูกย่อยสลายได้ด้วยจุลินทรีย์และสะสมได้ในชีวมวลของพืช จึงมีแนวคิดในการคัดเลือกจุลินทรีย์เพื่อใช้ในการย่อยสลายสารดังกล่าว รวมทั้งมีการนำจุลินทรีย์ที่คัดเลือกได้มาศึกษาความสามารถในการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสภาพดินที่จำลองการปนเปื้อน นอกจากนี้ยังมีการเพิ่มประสิทธิภาพของการย่อยสลายโดยนำพีชมาใช้ในการบำบัดร่วมด้วย เพื่อหาวิธีการที่เหมาะสมที่สุดที่จะนำมาใช้ในการฟื้นฟูสภาพดินต่อไป

**คำสำคัญ:** การปนเปื้อน การฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยวิธีทางชีวภาพ จุลินทรีย์ เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน

#### Abstract

Hexachlorocyclohexane is an organochlorine insecticide widely distributed in agricultural and industrial organochlorine production areas. Gamma-hexachlorocyclohexane, the insecticide isomer, and beta-hexachlorocyclohexane, the most persistent isomer, are generally found in contaminated areas. Remediation of these sites is important to reduce the toxic effects on living organisms. Hexachlorocyclohexane was degraded by microorganisms and accumulated in plant biomass. Isolation of these hexachlorocyclohexane-degrading microorganisms from the contaminated sites and cleaning up of the soil was useful. Further investigations involving plantings were completed to increase the efficiency of the hexachlorocyclohexane-degrading microorganisms and to optimize the effects of hexachlorocyclohexane remediation.

**Keywords:** Contamination: Bioremediation: Microorganism: Hexachlorocyclohexane

#### บทนำ

เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน (Hexachlorocyclohexane; HCH) หรืออีกชื่อหนึ่งคือเบนซีนเฮกซะคลอไรด์ (Benzenehexachloride; BHC) จัดเป็นสารฆ่าแมลงกลุ่มออร์กาโนคลอรีน ประกอบด้วยไอโซเมอร์ทั้งหมด 8 ไอโซเมอร์ ได้แก่  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ,  $\delta$ ,  $\epsilon$  และ  $\eta$  โดยที่  $\alpha$  มี 2 enantiomers ในบรรดาทั้ง 8 ไอโซเมอร์มีเพียง 4 ไอโซเม

อร์เท่านั้น ได้แก่  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH และ  $\delta$ -HCH ที่เป็นส่วนประกอบหลักของเทคนิคโคล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน ( $\epsilon$ -HCH) ซึ่งเป็นรูปของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่มีการใช้งานเป็นสารฆ่าแมลง โดยจะมีสัดส่วนของแต่ละไอโซเมอร์ดังนี้  $\alpha$ -HCH ร้อยละ 60-70,  $\beta$ -HCH ร้อยละ 5-12,  $\gamma$ -HCH ร้อยละ 6-10 และ  $\delta$ -HCH ร้อยละ 6-10 สำหรับเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่มีชื่อทางการค้าว่า

ลินเดน (lindane) หรือ gamexene ซึ่งประกอบด้วย  $\gamma$ -HCH ร้อยละ 99 ขึ้นไป ซึ่งมีการสังเคราะห์ขึ้นใช้งานในเวลาต่อมา [1], [2], [3] แม้ว่าเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนจะไม่ได้ได้รับการอนุญาตให้นำมาใช้ในการทำเกษตรกรรม แต่ในประเทศที่กำลังพัฒนา เช่น อินเดีย ยังคงมีการสังเคราะห์  $\gamma$ -HCH ขึ้นใช้งานอย่างต่อเนื่อง [4]

เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนแต่ละไอโซเมอร์จะมีลักษณะทางกายภาพและความคงทนในสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างกันซึ่งเกิดจากการจัดเรียงตัวของอะตอมของคลอรีนที่จับกับอะตอมของคาร์บอนทั้ง 6 อะตอม โดยค่า Log Kow ของแต่ละไอโซเมอร์ที่สำคัญ ได้แก่  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH และ  $\delta$ -HCH เป็นดังนี้ 3.8, 3.78, 3.72 และ 4.14 ตามลำดับ โดย  $\beta$ -HCH มีความคงทนในสิ่งแวดล้อมได้สูงสุดแต่มีระดับความเป็นพิษที่ต่ำกว่า  $\gamma$ -HCH ส่วนไอโซเมอร์ที่ออกฤทธิ์ทำลายแมลงได้สูงสุดคือ  $\gamma$ -HCH ส่วน  $\delta$ -HCH มีผลยับยั้งการเจริญของแบคทีเรีย เป็นต้น ความคงทนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนจะผันแปรไปตามความเข้มข้นเริ่มต้นที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม ลักษณะการใช้งาน ความถี่ในการใช้งาน ชนิดของดิน และปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมอื่นๆ รวมด้วย เป็นต้น โดยค่าครึ่งชีวิตของ  $\gamma$ -HCH หรือลินเดนเป็นได้ตั้งแต่ 4 สัปดาห์จนถึงสองปี [5], [6], [7]

เทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนถูกนำมาใช้งานตั้งแต่ช่วงปี ค.ศ. 1940 เป็นต้นมา โดย  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH และ  $\gamma$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่มักตรวจพบตกค้างในสิ่งแวดล้อม และก่อให้เกิดผลกระทบต่อสุขภาพมนุษย์และสัตว์ ไอโซเมอร์ทั้งสามจัดเป็น persistent organic pollutants (POPs) ตามรายการของ Stockholm convention of POPs เมื่อวันที่ 26 สิงหาคม ค.ศ. 2009 [8] ลินเดนมีความเป็นพิษทั้งต่อสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลัง ปลา สัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมรวมถึงมนุษย์ด้วย [9], [10], [11], [12] ลินเดนมีความพิษต่อระบบประสาท ส่งผลกระทบต่อการทำงานของแกมมาอะมิโนบิวไทริกแอซิด (gamma aminobutyric acid; GABA) คือสารสื่อประสาท นอกจากนี้ยังเป็นสารก่อมะเร็งและยังรบกวนการทำงานของต่อมไร้ท่อด้วย [13], [14], [15], [16] เนื่องจากความเป็นพิษและความคงทนในสิ่งแวดล้อมจึงทำให้สารดังกล่าวเป็นสารเป้าหมายที่ต้องเร่งกำจัดออกจากสิ่งแวดล้อม โดยในบทความนี้ได้รวบรวมสถานการณ์การปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน ไอโซเมอร์ต่างๆ ในสิ่งแวดล้อม และความเป็นไปได้ในการใช้จุลินทรีย์หรือพืชในการฟื้นฟูสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนด้วยเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน

## สถานการณ์การปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและต่างประเทศ

การใช้งานสารกลุ่มออร์กาโนคลอรีนถูกห้ามและจำกัดการใช้งานในประเทศที่พัฒนาแล้วมาตั้งแต่ช่วงปี ค.ศ. 1970 และ 1980 ในขณะที่ประเทศที่กำลังพัฒนาเช่นในแอฟริกา ลาตินอเมริกา และประเทศในทวีปเอเชียยังคงมีการใช้งานสารในกลุ่มนี้ เนื่องจากออกฤทธิ์ในการทำลายแมลงสูงและมีราคาถูก [17] โดยเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนเป็นสารในกลุ่มออร์กาโนคลอรีนที่ยังถูกใช้งานอยู่ในประเทศที่กำลังพัฒนา โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อการเกษตรและสาธารณสุขจึงยังทำให้ตรวจพบการปนเปื้อนของสารดังกล่าวในสิ่งแวดล้อมและตรวจพบในเนื้อเยื่อของสิ่งมีชีวิตได้อีกด้วย [18], [19] เช่น ในการศึกษาของ Yahia และ Elsharkawy [20] ได้สำรวจระดับการปนเปื้อนของสารฆ่าแมลงหลายชนิดในปลาตุ๊กแอฟริกัน (*Clarias gariepinus*) และปลาไนล์ (*Oreochromis niloticus*) ในเมือง Assiut ประเทศอียิปต์ ซึ่งเป็นเมืองที่เป็นที่ตั้งของโรงงานอุตสาหกรรมและมีการทำเกษตรกรรมเป็นหลัก เก็บตัวอย่างจาก 2 บริเวณ ได้แก่ Elwasta และ Mankbad ระดับของลินเดนที่ตรวจพบในปลาดุกแอฟริกันและปลาไนล์ในที่เกิดจากบริเวณ Elwasta มีค่าเฉลี่ย  $0.29 \pm 0.08$  และ  $0.89 \pm 0.11$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  ตามลำดับ ส่วนระดับของลินเดนที่ตรวจพบในปลาดุกแอฟริกันและปลาไนล์ที่เกิดจากบริเวณ Mankbad มีค่าเฉลี่ย  $1.66 \pm 0.22$  และ  $0.47 \pm 0.05$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  ตามลำดับ ซึ่งระดับที่ตรวจพบไม่เกินกว่าค่าที่อนุญาตให้ตรวจพบได้ตามมาตรฐานของ Codex Alimentarius Commission คือ 200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  [20] ส่วนในการศึกษาของ Hosseini และคณะ (2008) ตรวจพบการสะสมของ  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH และ  $\gamma$ -HCH รวมทุกไอโซเมอร์ในเนื้อเยื่อไขมันของปลา *Acipenser persicus*, *Acipenser stellatus*, *Acipenser nudiventris* และ *Huso huso* ที่เก็บจากทะเลสาบแคสเปียน ประเทศอิหร่านมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 33.2, 28.6, 22.8 และ 38.1  $\text{ng}/\text{g}$  น้ำหนักสดของไขมัน [21]

นอกจากนี้ยังมีการสำรวจการสะสมของลินเดนในสัตว์ชนิดอื่นๆ ใน เมือง La Florida รัฐ San Luis ซึ่งอยู่ทางภาคตะวันตกของประเทศอาร์เจนตินา โดยพบการสะสมของลินเดนในนกกินปลาสองชนิด ได้แก่ *Podiceps major* และ *Phalacrocorax brasiliensis* ซึ่งมีค่าเฉลี่ย 371.71 และ 902.95  $\text{ng}/\text{g}$  ของไขมัน ส่วนปริมาณลินเดนที่พบในสัตว์ที่บริโภคทั้งพืชและสัตว์อีก ได้แก่ *Pitangus sulphuratus* มีปริมาณเฉลี่ยเป็น 1544.23  $\text{ng}/\text{g}$  น้ำหนักของไขมัน [22]

ส่วนในการศึกษาของ Zhao ได้สำรวจพบการสะสมของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสัตว์ที่อาศัยอยู่บริเวณตะกอนในทะเลสาบ Taihu ประเทศจีน โดยพบการสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -,  $\delta$ -HCH) ในหอยตลับน้ำจืด (*Corbicula fluminea*) และพบเฉพาะการสะสม  $\beta$ -,  $\gamma$ -,  $\delta$ -HCH ในหอยทากน้ำจืด (*Bellamya aeruginosa*) เท่านั้น โดย  $\delta$ -HCH พบการสะสมมากในหอยตลับ ส่วน  $\beta$ -HCH พบการสะสมมากในหอยทากน้ำจืด [18] นอกจากนี้ยังพบการสะสมของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสัตว์ทะเลที่อาศัยอยู่ตามแนวชายฝั่งของ Mumbai ได้แก่ Bangda (*Rastrelliger kanagurta*), Halwa (*Parastromateus niger*), Dog fish (*Scoliodon laticaudus*), Paplet (*Pampus argenteus*), Rawas (*Eleutheronema tetradactylum*), Prawn (*Panaeus monodon*), Crab (*Portunus sanguinolentus*), Clam (*Villorita cyprinoids*) โดยไอโซเมอร์ที่พบการสะสมในสัตว์ทุกชนิด ได้แก่  $\alpha$ -HCH รองลงมาคือ  $\beta$ -HCH แต่ไม่พบการสะสมใน Halwa ความเข้มข้นรวมของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่สะสมในสัตว์มีความผันแปรตั้งแต่ 0.87-33.73 ng/g ขึ้นอยู่กับชนิดของสัตว์ [23] รวมทั้งพบการสะสมของเฮกซะคลอโรไซโคล-

เฮกเซนในสัตว์หลายชนิดทั้งที่มีและไม่มีกระดูกสันหลัง สัตว์ไม่มีกระดูกสันหลัง เช่น chironomid (*Chironomus plumosus*) สะสม  $\alpha$ -HCH และ  $\gamma$ -HCH ทั้งสองไอโซเมอร์ รวมกันระหว่าง 29-64 ng/g น้ำหนักของไขมัน ในขณะที่ปลา เช่น tench (*Tinca tinca*), bream (*Abramis brama*), carp (*Cyprinus carpio*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*), roach (*Rutilus rutilus*) และ perch (*Perca fluviatilis*) หรือนกกาน้ำ (cormorant; *Phalacrocorax carbo*) พบการสะสม  $\alpha$ -HCH และ  $\gamma$ -HCH ทั้งในเนื้อเยื่อกล้ามเนื้อและเนื้อเยื่อตับ [24] สำหรับการสำรวจการสะสมของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งมีชีวิตของประเทศไทยพบการรายงานน้อยมาก เช่น ในการศึกษาของ Boonyatumanond (2002) ศึกษาการสะสมของออร์กาโนคลอรีนในหอยแมลงภู่ (*Perna viridis*) บริเวณชายฝั่งอ่าวไทย ในบรรดาออร์กาโนคลอรีนที่ศึกษาตรวจพบการสะสมของ  $\beta$ -HCH ด้วย โดยเพียงตัวอย่างที่เก็บจากจังหวัดกระบี่ในปี ค.ศ. 1998 ในปริมาณ 50 ng/g น้ำหนักเปียก [25] ส่วนปริมาณของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่ตรวจพบในดินตะกอนดิน และในแหล่งน้ำอื่นๆ ทั้งในประเทศไทยและต่างประเทศได้รวบรวมไว้ในตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ระดับการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและทวีปเอเชีย

สถานที่	ระดับการตกค้าง	อ้างอิง
<b>ประเทศไทย</b>		
ชายฝั่งทะเลภาคตะวันออกเฉียงของประเทศไทย	พบ HCH ในดินตะกอนทุกพื้นที่ที่มีการใช้งาน HCH โดยปริมาณที่ตรวจพบในฤดูฝน (สิงหาคม พ.ศ.2547) มากกว่าฤดูแล้ง (มีนาคม พ.ศ. 2547) โดยพบ $\gamma$ -HCH สูงที่สุดโดยปริมาณเฉลี่ยสูงถึง 89 ng/g-dw ส่วน HCH ไอโซเมอร์อื่นๆ ได้แก่ $\alpha$ -, $\beta$ - และ $\delta$ - HCH ที่ตรวจพบในฤดูฝนเป็นดังนี้ 18, 84 และ 68 ng/g-dw ส่วนในฤดูแล้งปริมาณเฉลี่ยของแต่ละไอโซเมอร์มีค่าเพียง 3-11 ng/g-dw	[26]
ปากแม่น้ำจันทบุรี ประเทศไทย	ระดับการปนเปื้อนของ $\gamma$ -HCH ในดินตะกอนบริเวณปากแม่น้ำมีค่าสูงสุดที่ 58.1 mg/kg-dw จากการสำรวจในเดือนมิถุนายน พ.ศ. 2550	[27]
คลองสาขาแม่น้ำแม่กลอง จังหวัดสมุทรสงคราม	จากการสำรวจการปนเปื้อนของดินตะกอนในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2546 ถึง กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2547 ตรวจพบ HCH ไอโซเมอร์ต่างๆ ดังนี้ ฤดูฝนบริเวณที่เป็นแหล่งปลูกข้าวพบ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ - และ $\delta$ -HCH ในดินตะกอนปริมาณระหว่าง 0.05-0.33, 0.11-0.21, 0.21-0.35 และ 0.54-3.31 $\mu$ g/g-dw ตามลำดับ ฤดูแล้งบริเวณที่เป็นแหล่งปลูกข้าวพบ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ - และ $\delta$ -HCH ในดินตะกอนปริมาณระหว่าง 0.26-0.41, 0.15-0.33, 0.23-0.35 และ 1.85-2.95 $\mu$ g/g-dw ตามลำดับ	[28]

ตารางที่ 1 (ต่อ) ระดับการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและทวีปเอเชีย

สถานที่	ระดับการตกค้าง	อ้างอิง
	บริเวณที่ไม่ใช่แหล่งปลูกข้าวตรวจพบ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ - และ $\delta$ -HCH ในดินตะกอน ปริมาณระหว่าง 0.25-0.30, 0.17-0.23, 0.23-0.33 และ 0.86-1.99 $\mu\text{g/g-dw}$ ตามลำดับ	
แม่น้ำสายบุรี แม่น้ำปัตตานี แม่น้ำตีบา ภาคใต้ ประเทศไทย	ตรวจพบ HCH ได้แก่ $\beta$ -HCH และ $\gamma$ -HCH ซึ่งที่มักพบตกค้างในแม่น้ำทั้งสามสาย $\alpha$ -HCH ที่พบในแม่น้ำสายบุรี ปัตตานี และที่บา มีค่าเฉลี่ยเป็น ND, 1.36 และ 2.33 ng/ml $\beta$ -HCH + $\gamma$ -HCH ที่พบในแม่น้ำสายบุรี ปัตตานี และที่บา มีค่าเฉลี่ยเป็น 0.27, 3.72 และ 0.60 ng/ml $\delta$ -HCH ที่พบในแม่น้ำสายบุรี ปัตตานี และที่บา มีค่าเฉลี่ยเป็น 0.43, 0.29 และ 1.85 ng/ml	[29]
<b>ประเทศอื่นในทวีปเอเชีย</b>		
แม่น้ำสลังงอร์ ประเทศมาเลเซีย	ในปี พ.ศ. 2545 พบการปนเปื้อนของ $\gamma$ -HCH ในฤดูแล้ง (ก.พ. – มี.ค. 2545) เพียงสถานีเดียวมีค่า 54.8 $\mu\text{g/l}$ ส่วนฤดูฝน (ก.ย. – ต.ค. 2545) พบ $\gamma$ -HCH ทุกสถานีและมีค่าระหว่าง 16.9-90.3 $\mu\text{g/l}$ ในปี พ.ศ. 2546 ในฤดูแล้ง (ก.พ. – มี.ค. 2546) ไม่พบ $\gamma$ -HCH เลย ในฤดูฝน (ก.ย. – ต.ค. 2546) พบ $\gamma$ -HCH เพียงสถานีเดียวมีค่าเป็น 12.1 $\mu\text{g/l}$	[30]
เขตชนบทของ กวางโจว ประเทศจีน	ตัวอย่างดินเก็บจากบริเวณที่มีการทำสวนผักในเดือนธันวาคม พ.ศ. 2542 และ สิงหาคม พ.ศ. 2545 ความเข้มข้นรวมของ HCH ทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ , $\delta$ ) มีค่าอยู่ระหว่าง 0.19-42.3 $\mu\text{g/kg}$ โดย $\beta$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่ตรวจพบมากที่สุด และ $\gamma$ -HCH ตรวจพบน้อยที่สุด เนื่องจาก $\beta$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่มีความคงทนมากที่สุด มีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ และระเหยได้น้อย	[31]
ทะเลสาบ Taihu อยู่บริเวณพื้นที่สามเหลี่ยมปากแม่น้ำ Yangtze ทิศตะวันออกเฉียงใต้ของประเทศจีน	จากการสำรวจใน พ.ศ. 2547 พบ HCH รวมทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ , $\beta$ , $\gamma$ , $\delta$ ) ในดิน มีค่าระหว่าง 0.73-60.97 ng/g และค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 24.06 ng/g จากการสำรวจในดิน 3 ชนิด ดินแต่ละชนิดมีปริมาณ HCH ต่างกัน ปริมาณเฉลี่ยของ HCH รวมในดิน tree land ที่ระดับความลึก 0-20 และ 20-40 ซม. เป็น 20.94 และ 38.83 ng/g ตามลำดับ ในดิน paddy field ที่ระดับความลึก 0-20 และ 20-40 ซม. เป็น 28.53 และ 20.22 ng/g ตามลำดับ ในดิน fallow land ที่ระดับความลึก 0-20 และ 20-40 ซม. เป็น 13.53 และ 6.24 ng/g ตามลำดับ โดย $\beta$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่พบในปริมาณสูงสุดในดินแต่ละชนิด	[32]

ตารางที่ 1 (ต่อ) ระดับการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและทวีปเอเชีย

สถานที่	ระดับการตกค้าง	อ้างอิง
เซียงไฮ้ ประเทศจีน	จากการสำรวจในเดือน ตุลาคม พ.ศ. 2550 ดินที่ผิวหน้าบริเวณที่มีการทำเกษตรกรรมซึ่งมีระดับความลึก 0-15 ซม. ในบริเวณที่เป็นแหล่งเกษตรกรรมใน 9 อำเภอ ของเซียงไฮ้ ได้แก่ Chongming, Jiading, Baoshan, Qingpu, Songjiang, Jinshan, Fengxian, Nanhui และ Minhang ตรวจพบ HCH รวมทุกไอโซเมอร์อยู่ระหว่าง nd-10.38 ng/g ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -) ค่าเฉลี่ยเป็น 2.41 ng/g โดยไอโซเมอร์ที่ตรวจพบตกค้างมากที่สุด ได้แก่ $\beta$ -HCH โดยมีระดับอยู่ระหว่าง nd-9.52 ng/g ค่าเฉลี่ยเป็น 1.19 ng/g ส่วนค่าเฉลี่ยของ $\alpha$ -, $\gamma$ - และ $\delta$ -HCH ได้แก่ 0.48, 0.36 and 0.38 ng/g	[33]
ปากแม่น้ำต้าเหลี่ยว อ่าวเหลี่ยวตั้ง ทะเล โปไห่ในทิศตะวันออก เฉียงเหนือของ ประเทศจีน	จากการสำรวจในฤดูแล้ง เดือนสิงหาคม พ.ศ. 2550 ตรวจพบ $\gamma$ -HCH มากที่สุดในบรรดา HCH ที่ตรวจพบเนื่องจากในประเทศจีนไม่นิยมใช้เทคนิคคลอเกรด แต่ใช้ลินเดนบิสูทรี สำหรับปริมาณ HCH แต่ละชนิดในดินตะกอนที่พื้นผิวมีค่าเฉลี่ยของ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -HCH เท่ากับ 0.7, 0.7, 2.1 และ 1.0 ng/g ตามลำดับ	[34]
ดินเขตอุตสาหกรรม ทางตอนใต้ของปักกิ่ง ประเทศจีน	บริเวณดังกล่าวเคยถูกใช้เป็นพื้นที่โรงงานผลิตออร์กาโนคลอรีนมานานจนกระทั่งถึงปี ค.ศ. 1983 ค่าเฉลี่ยรวมของ HCH ทุกไอโซเมอร์อยู่ระหว่าง 13.20-148.71 mg/kg-dw เป็นค่าที่เกินค่ามาตรฐานที่ยอมรับให้ตรวจพบได้ของรัฐซึ่งอยู่ที่ 0.50 mg/kg-dw ดินบริเวณพื้นผิวจะตรวจพบ HCH สูงสุดและมีค่าลดลงตามระดับความลึก โดยพบ $\beta$ -HCH ในปริมาณสูงสุด สำหรับค่าเฉลี่ยของแต่ละไอโซเมอร์ที่พื้นผิวของ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ - เป็น 43.97, 93.21, 6.07 และ 5.46 mg/kg-dw ตามลำดับ	[35]
ทะเลฝั่งตะวันออกของ ประเทศจีน เก็บ ตัวอย่างจาก 8 สถานี	จากการสำรวจในเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2545 ความเข้มข้นรวมของ HCH รวมทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -) มีค่าระหว่าง <0.05 – 1.45 ng/g-dw โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.76 ng/g-dw	[36]
ทะเลสาบ Taihu ประเทศจีน	จากการสำรวจในเดือนพฤษภาคม พ.ศ. 2549 พบการสะสม HCHs รวมทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -) มีค่าระหว่าง 0.07-5.75 ng/g-dw ค่าเฉลี่ยเป็น 1.67 ng/g-dw ไอโซเมอร์ที่พบมากที่สุด ได้แก่ $\beta$ -HCH และ $\delta$ -HCH	[19]
ท่าระบายน้ำทั้งใน เมืองฮานอย ประเทศเวียดนาม ซึ่ง ปล่อยสู่อุแม่น้ำ 5 สาย ได้แก่ Nhue, To Lich, Lu, Set, Kim Nguu และทะเลสาบ Yen So	เก็บตัวอย่างตะกอนในวันที่ 18 พฤษภาคม พ.ศ. 2549 ความเข้มข้นรวมของ HCHs ทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -) ที่ปนเปื้อนในดินตะกอนของจุดระบายน้ำทั้งจากแม่น้ำทุกสายมีค่าระหว่าง <0.2 ถึง 36 ng/g-dw โดยมีค่าเฉลี่ยเป็น 3.8 ng/g-dw พบ $\beta$ -HCH มากที่สุด และถึงแม้ $\alpha$ -HCH จะมีปริมาณสูงสุดในส่วนผสมของเทคนิคคลอ HCH แต่วาระยะเวลาเก็บตัวอย่างเป็นระยะเวลาห่างจากการเริ่มต้นใช้เป็นเวลานาน อาจทำให้ $\alpha$ -HCH ลดปริมาณลง	[37]
ปากแม่น้ำ Whu-Shi ใกล้ชายฝั่งของ ประเทศไต้หวัน	จากการสำรวจตะกอนที่ผิวหน้าของกันแหล่งน้ำ ในเดือนตุลาคม พ.ศ. 2540 และ พฤษภาคม พ.ศ. 2541 ตรวจพบปริมาณรวมของ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -) HCH มีค่าระหว่าง 0.46-13.4 ng/g-dw และค่าเฉลี่ยเป็น 3.79 ng/g-dw โดย $\beta$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่พบมากที่สุดซึ่งมีค่าระหว่าง <0.35 – 14.4 ng/g-dw	[38]

ตารางที่ 1 (ต่อ) ระดับการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและทวีปเอเชีย

สถานที่	ระดับการตกค้าง	อ้างอิง
จังหวัดชูลลา ประเทศเกาหลีใต้	ศึกษาการปนเปื้อนของออร์กาโนคลอรีนในดินชั้นบนของบริเวณที่มีการปลูกข้าวและแหล่งอุตสาหกรรม ในปี พ.ศ. 2539 ตรวจพบ $\gamma$ -HCH และ $\delta$ -HCH ในปริมาณสูงถึง 0.17-0.94 และ 0.77-2.97 ng/g soil โดยเป็นชนิดของสารกำจัดแมลงส่วนใหญ่ที่ตรวจพบในการศึกษานี้	[39]
จังหวัดอันซุง และกรุงโซล ประเทศเกาหลีใต้	จากการสำรวจในเดือนกรกฎาคม พ.ศ. 2542 ถึงพฤษภาคม พ.ศ. 2543 ตรวจพบปริมาณ $\alpha$ -HCH และ $\gamma$ -HCH ในอากาศในโซลเป็น 233 และ 38.7 pg/m <sup>3</sup> ปริมาณ $\alpha$ -HCH และ $\gamma$ -HCH ในอากาศใน Ansong เป็น 169 และ 50.5 pg/m <sup>3</sup>	[40]
โอริสสาชายฝั่งทาง ตะวันออก ส่วน Bassim และ Alibagh ชายฝั่งทางตะวันตก ของประเทศอินเดีย	ไอโซเมอร์ที่พบมากที่สุดคือ $\alpha$ -HCH และ $\beta$ -HCH ชายฝั่ง Bassim ปี พ.ศ. 2538 พบ $\alpha$ -HCH 17.97-721.88 ng/g และ $\beta$ -HCH BDL-238.37 ng/g ชายฝั่ง Orissa ปี พ.ศ. 2538 พบ $\alpha$ -HCH BDL-5.9 ng/g และ $\beta$ -HCH 1.1-19 ng/g ชายฝั่ง Alibagh ปี พ.ศ. 2540 พบ $\alpha$ -HCH 0.2-4.3 ng/g และ $\beta$ -HCH BDL-15 ng/g	[41]
ชายฝั่งของมูมไบ ประเทศอินเดีย	ตรวจพบ HCH รวมทุกไอโซเมอร์ในตัวอย่างดินตะกอนมีค่าระหว่าง 3.8 ถึง 16.2 ng/g โดยพบ $\gamma$ -HCH มากที่สุดในดินตะกอนคิดเป็นร้อยละ 55 ของ HCH ทั้งหมด ปริมาณเฉลี่ยของ $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -HCH ในดินตะกอนเป็น 1.62, 2.63, 5.96 และ 0.74 ng/g ตามลำดับ	[23]
กัมปूरรัฐอุตสาหกรรมการ ตอนเหนือของอินเดีย	จากการสำรวจในเดือนมิถุนายน ถึง ธันวาคม พ.ศ. 2546 พบปริมาณ $\gamma$ -HCH ในน้ำผิวดินจากแม่น้ำ Ganges สูงถึง 0.259 $\mu$ g/l ส่วนน้ำใต้ดินเก็บจากแหล่งเกษตรกรรมและอุตสาหกรรมพบ $\gamma$ -HCH ในปริมาณสูงเช่นกัน โดยมีปริมาณสูงถึง 0.900 $\mu$ g/l	[42]
เมืองไฮเดอราบัด ประเทศอินเดีย	จากการสำรวจน้ำใต้ดินจำนวน 28 บ่อเดือนกรกฎาคมถึงกันยายน (ไม่ระบุปีที่สำรวจ) จำนวน 28 บ่อที่เมืองHyderabad พบ $\gamma$ -HCH อยู่ระหว่าง 0.68-1.38 $\mu$ g/l	[43]
แม่น้ำกัวโง วันออก ของรัฐอุตสาหกรรมการ อินเดีย	จากการสำรวจตัวอย่างน้ำในช่วงก่อนและหลังฤดูมรสุมในเดือนมิถุนายน พ.ศ. 2547 ถึง พฤษภาคม พ.ศ. 2549 ความเข้มข้นรวมของ HCH ทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -) มีค่าระหว่าง 0.0002-0.020 $\mu$ g/l ในปีแรก และ 0.0002-0.009 $\mu$ g/l ในปีที่สองของการสำรวจ	[44]
ดินตะกอนชายฝั่ง ประเทศสิงคโปร์	ดินตะกอนชายฝั่ง ประเทศสิงคโปร์มีการปนเปื้อนของ HCH รวมทุกไอโซเมอร์ ( $\alpha$ -, $\beta$ -, $\gamma$ -, $\delta$ -HCH) ระหว่าง 521-1758 pg/g-dw ค่าเฉลี่ยคือ 1094 pg/g-dw โดยไอโซเมอร์ที่ตรวจพบสูงสุด ได้แก่ $\beta$ -HCH	[45]
เขตการปกครองใหม่ เกาลูน เกาะฮ่องกง และเกาะหลันเตา	จากการสำรวจในเดือนธันวาคม พ.ศ. 2543 ตรวจพบทั้ง $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH และ $\gamma$ -HCH แต่ $\beta$ -HCH เป็นชนิดของไอโซเมอร์ที่พบสูงสุด โดยค่าเฉลี่ยของ $\beta$ -HCH ในดิน grassland เป็น 6.12 $\mu$ g/kg-dw woodland เป็น 5.66 $\mu$ g/kg-dw farmland เป็น 6.37 $\mu$ g/kg-dw wetland เป็น 7.55 $\mu$ g/kg-dw และ reclamation เป็น 6.50 $\mu$ g/kg-dw	[46]

ตารางที่ 1 (ต่อ) ระดับการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในสิ่งแวดล้อมของประเทศไทยและทวีปเอเชีย

สถานที่	ระดับการตกค้าง	อ้างอิง
<b>ทวีปยุโรป</b>		
แม่น้ำ Merhei, Rosu และ Razim พื้นที่สามเหลี่ยมปากแม่น้ำดานูบ ประเทศโรมาเนีย	เก็บตัวอย่างในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2544 พบการสะสมของ $\alpha$ - และ $\gamma$ -HCH จากตะกอนของแม่น้ำ Merhei, Rosu และ Razim เท่ากับ 6.8, 3.5 และ 0.9 mg/g-dw ส่วนระดับของ $\alpha$ -HCH ในแม่น้ำทั้งสามมีค่าระหว่าง 0.2-2.0 mg/g-dw และระดับของ $\gamma$ -HCH ในแม่น้ำทั้งสามมีค่าระหว่าง 0.7-2.8 mg/g-dw	[24]
น้ำผิวดินในแม่น้ำและทะเลสาบทางตอนเหนือของประเทศกรีซ	จากเก็บตัวอย่างในเดือนมิถุนายน พ.ศ. 2539 ถึงมิถุนายน พ.ศ. 2540 ตรวจพบปริมาณของ $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH, $\gamma$ -HCH และ $\delta$ -HCH ในตัวอย่างน้ำของแม่น้ำมีค่าระหว่าง nd-0.131, nd-0.096, nd-0.081 และ nd-0.189 $\mu$ l ตามลำดับ และปริมาณของ $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH, $\gamma$ -HCH และ $\delta$ -HCH ในน้ำในทะเลสาบมีค่าระหว่าง nd-0.049, nd-0.401, nd-0.030 และ nd-0.046 ตามลำดับ	[47]
<b>ทวีปอเมริกา</b>		
ภูเขาทางตะวันตกของประเทศแคนาดา บริเวณ Mount Revelstoke, Yoho National Park และ Observation peak	จากการสำรวจในเดือนสิงหาคม พ.ศ. 2546 ถึง สิงหาคม พ.ศ. 2547 พบ $\alpha$ -HCH และ $\gamma$ -HCH ในดินบริเวณ Revelstoke ระหว่าง 795-4,075 และ 55-541 pg/g-dw พบ $\alpha$ -HCH ในดินบริเวณ Observation ระหว่าง ND - 963 pg/g-dw และไม่พบ $\gamma$ -HCH พบ $\alpha$ -HCH และ $\gamma$ -HCH ในดินบริเวณ Yoho ระหว่าง ND - 7,200 และ 2.5-686 pg/g-dw	[48]
<b>ทวีปอเมริกาใต้</b>		
Laja River Basin ตั้งอยู่ในภูเขา Andes ที่ตะวันออกของภูเขาไฟ Antuco ใน Central Southern Chile	จากการเก็บตัวอย่างในปี พ.ศ. 2545 สำรวจพบ $\gamma$ -HCH ในดินอยู่ในช่วง 1.2-3.1 ng/g TOC โดยดินบริเวณดังกล่าวเป็นดินที่เป็นพื้นที่ป่าและเป็นบริเวณที่มีการทำเกษตรกรรม นอกจากนี้พบการปนเปื้อนของ HCH ในหิมะด้วย จากการเก็บตัวอย่างในภูเขา Sierra Velluda โดยทำการสำรวจทั้งหมด 7 ตัวอย่าง พบ $\alpha$ -, $\gamma$ - และ $\delta$ -HCH มีค่าระหว่าง 0.44-9.21, 0.38-1.39 และ 0.82 ng/l และไม่พบ $\beta$ -HCH จากตัวอย่างใดเลย ส่วน $\delta$ -HCH พบจากตัวอย่างเดียว	[49]
Los Padres Lake ตะวันออกเฉียงใต้ของจังหวัดบูเอโนสไอเรส ประเทศอาร์เจนตินา	พบการปนเปื้อนของ HCHs ทุกไอโซเมอร์จากทั้งสองสถานีในดินตะกอนที่พื้นผิว โดย $\alpha$ -HCH ที่สถานีที่ 1 และ 2 เป็น 2.8 และ 1.7 ng/g-dw $\beta$ -HCH ที่สถานีที่ 1 และ 2 เป็น 0.5 และ 0.2 ng/g-dw $\gamma$ -HCH ที่สถานีที่ 1 และ 2 เป็น 3.0 และ 1.7 ng/g-dw $\delta$ -HCH ที่สถานีที่ 1 และ 2 เป็น 0.9 และ 0.5 ng/g-dw ตามลำดับ	[50]
ท่าเรือเล็กซานเดรียทะเลสาบ Maryut ประเทศอียิปต์	จากการสำรวจในเดือนพฤษภาคม พ.ศ. 2548 พบว่าดินตะกอนที่พื้นผิวมีระดับการปนเปื้อนของ HCHs รวมทุกไอโซเมอร์ระหว่าง nd - 2.2. ppb-dw บริเวณที่ตรวจพบมากเป็นบริเวณจุดปล่อยน้ำเสียใกล้แหล่งอุตสาหกรรม	[51]
Itirapina, Bauru และ Piratininga ตั้งอยู่ที่ตะวันออกเฉียงเหนือของ São Paulo State ประเทศบราซิล	จากการสำรวจในเดือนมีนาคมถึงมิถุนายน พ.ศ. 2548 ตรวจพบ HCH แต่ละไอโซเมอร์ในดินระดับใกล้เคียงกัน และมีค่าระหว่าง 0.05-0.92 ng/g-dw ค่าที่ตรวจพบถือเป็นค่าที่ไม่สูงมากนักเมื่อเทียบกับรายงานการศึกษาก่อนหน้านี้ เนื่องจากการไม่อนุญาตให้มีการใช้งานและสารถูกย่อยสลายไป	[52]

## การลดการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน โดยจุลินทรีย์

การฟื้นฟูสภาพแวดล้อมด้วยวิธีทางชีวภาพ (bioremediation) เป็นเทคนิคที่ได้รับความนิยมในการนำมาใช้ลดการปนเปื้อนของดินจากการปนเปื้อนด้วยเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน [53], [64] งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการคัดแยกจุลินทรีย์และปรับปรุงความสามารถของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารมลพิษถูกพัฒนาขึ้นเพื่อนำมาใช้ฟื้นฟูสภาพดินอย่างต่อเนื่อง จุลินทรีย์หลายชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ถูกคัดแยกจากดินปนเปื้อนที่ตั้งอยู่บริเวณที่เป็นโรงงานผลิตสารเคมีกำจัดศัตรูพืชกลุ่มออร์กาโนคลอรีน [2], [8], [54]

การคัดแยกจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ใช้เทคนิค enrichment โดยให้จุลินทรีย์เจริญในอาหารที่มีเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน เมื่อเชื้อเจริญขึ้นจะถ่ายเชื้อหลายครั้งต่อเนื่องกันเพื่อลดการปนเปื้อนจากจุลินทรีย์ที่ไม่สามารถใช้หรือทนทานต่อความเป็นพิษของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ จากนั้นเพิ่มความเข้มข้นของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนให้สูงขึ้น แล้วนำจุลินทรีย์ที่ได้มากระจายบนผิวหน้าอาหารแข็งจนได้โคโลนีของเชื้อบริสุทธิ์ แล้วจึงแยกเก็บโคโลนีเดี่ยวเพื่อนำไปทดสอบความสามารถในการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนอีกครั้งหนึ่ง โดยตั้งสมมุติฐานว่าจุลินทรีย์ที่รอดชีวิตบนอาหารเลี้ยงเชื้อที่ผสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนถือเป็นจุลินทรีย์ที่คาดว่าจะมีความสามารถในการย่อยสลายหรือทนทานต่อเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ [8], [54], [55] ถึงแม้เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนจะถูกย่อยสลายและใช้เป็นแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ได้แต่ก็มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ด้วยกันทั้งนั้น ดังการศึกษาของ Bhatt และคณะ (2007) รายงานว่าเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่ความเข้มข้นระดับ 6-10 มิลลิกรัมต่อกรัมดิน ยับยั้งการเจริญของกลุ่มจุลินทรีย์ลงได้ โดยจุลินทรีย์ชนิดที่หายไปไม่สามารถเจริญขึ้นได้อีกในภายหลัง นอกจากนี้ยังไม่พบการเจริญของแอกติโนมัยซีทในดินที่ปนเปื้อนเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนจำนวนและความหลากหลายชนิดของทั้งแบคทีเรียและเชื้อราจะลดลงตามความเข้มข้นของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่เพิ่มขึ้น จุลินทรีย์ที่รอดชีวิตเป็นพวกที่ทนทานต่อความเป็นพิษหรือสามารถปรับตัวให้ย่อยสลายเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ จากการจัดจำแนกเบื้องต้นพบว่า แบคทีเรียที่ย่อยเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้เป็นแบคทีเรียในสกุล *Alcaligenes* และ *Klebsiella* [1]

การศึกษากายการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน มีการศึกษาทั้งเชื้อบริสุทธิ์และเชื้อผสม งานวิจัยของ Murthy และ Manonmani (2007) ได้ศึกษาการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนโดยกลุ่มจุลินทรีย์ที่คัดแยกได้จากดินและขยะที่ปนเปื้อนเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนโดยเทคนิค enrichment กลุ่มแบคทีเรียดังกล่าวประกอบด้วย *Pseudomonas* spp. 7 สายพันธุ์ *Burkholderia* sp., *Flavobacterium* sp. และ *Vibrio* sp. อย่างละ 1 สายพันธุ์ ซึ่งกลุ่มแบคทีเรียที่อยู่ร่วมกันนี้สามารถย่อยสลาย เทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน โดยสภาวะที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายโดยกลุ่มแบคทีเรียดังกล่าวคือความเข้มข้นของเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน 25 ppm พีเอช 7.5 และอุณหภูมิ 26-28°C ชนิดของไอโซเมอร์ที่ถูกย่อยสลายได้ดีที่สุดคือ  $\gamma$ -HCH รองลงมาคือ  $\alpha$ -,  $\beta$ - และ  $\delta$ -HCH ตามลำดับ [4]

Pesce และ Wunderlin (2004) ได้ศึกษาการย่อยสลาย  $\gamma$ -HCH (ลินเดน) โดยกลุ่มจุลินทรีย์ที่ประกอบด้วยแบคทีเรีย 4 ชนิด ได้แก่ *Sphingobacterium spiritivorum*, *Ochrobactrum anthropi*, *Bosea thiooxidans* และ *Sphingomonas paucimobilis* ซึ่งคัดแยกกลุ่มแบคทีเรียนี้ได้จากตะกอนที่ปนเปื้อนจากแม่น้ำ Suquia ในเมือง Cordoba ประเทศอาร์เจนตินากลุ่มแบคทีเรียนี้สามารถใช้ลินเดนเป็นแหล่งคาร์บอนเพียงแหล่งเดียวได้ (sole carbon source) อัตราการย่อยสลายลินเดนในสภาวะที่มีออกซิเจนเป็น  $4.92 \times 10^{-3}$ ,  $11.0 \times 10^{-3}$  และ  $34.8 \times 10^{-3}$  mM h<sup>-1</sup> เมื่อได้รับลินเดนที่ระดับความเข้มข้น 0.069, 0.137 และ 0.412 mM ตามลำดับ นอกจากนี้ยังตรวจพบอะตอมของคลอไรด์อิสระในระหว่างการย่อยสลายแสดงว่าการย่อยสลายเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ [56]

ในขณะที่ Kumar และคณะ (2006) ได้ศึกษาการย่อยสลายเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนโดยแบคทีเรียบริสุทธิ์คือ *Pseudomonasa aeruginosa* ITRC-5 โดยการย่อยสลายเกิดได้ดีที่สุดที่ระดับความเข้มข้นของเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนเป็น 2 มิลลิกรัมต่อกรัมดิน โดย  $\alpha$ -HCH และ  $\gamma$ -HCH เป็นไอโซเมอร์ที่ถูกย่อยสลายได้มากกว่าร้อยละ 98 ในสภาวะของดินที่จำลองให้ปนเปื้อนโดยปรับให้มีปริมาณน้ำร้อยละ 15 พีเอช 8 และอุณหภูมิ 28°C ใช้หัวเชื้อเริ่มต้น  $10^6$  cfu/g soil ส่วน  $\beta$ -HCH และ  $\delta$ -HCH ถูกย่อยสลายได้ร้อยละ 17 และร้อยละ 76 ตามลำดับ ภายในเวลา 15 วันของการบ่ม การย่อยสลายเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนเกิดขึ้นควบคู่กับการปลดปล่อยคลอไรด์อิสระ คาดว่าการย่อยสลายที่เกิดขึ้น

เป็นการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ การย่อยสลายเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนโดยแบคทีเรียดังกล่าวทำให้ความเป็นพิษของเทคนิคคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนลดลง แบคทีเรียชนิดนี้จึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำไปประยุกต์ใช้ในการย่อยสลายในดินที่ปนเปื้อนจริงเนื่องจากสามารถย่อยสลาย  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH และ  $\delta$ -HCH ได้ร้อยละ 97, 43, 94 และ 77 ในสภาพดินที่ถูกทำให้ปนเปื้อน ภายในเวลา 12 สัปดาห์ ตามลำดับ (อุณหภูมิ 10-34°C ใช้หัวเชื้อ  $3 \times 10^9$  cfu/50 ml) [2]

การใช้จุลินทรีย์ลดการปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนอาจทำได้โดยอาศัยความสามารถในการย่อยสลายของจุลินทรีย์เพียงอย่างเดียว แต่เนื่องจากการใช้จุลินทรีย์เพียงชนิดเดียวมีข้อจำกัดในแง่ของการที่จุลินทรีย์มีชีวมวลต่ำ การบำบัดบริเวณที่ปนเปื้อนจึงอาจเกิดขึ้นได้ช้า ในบางครั้งจึงอาจใช้กิจกรรมของพืชร่วมด้วย โดยพืชและจุลินทรีย์จะทำงานร่วมกันและทำให้การบำบัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนเกิดได้ดีขึ้น ประโยชน์ของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายต่อพืชคือจุลินทรีย์ที่อาศัยในดินที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษที่ปนเปื้อนช่วยลดโอกาสให้พืชสัมผัสกับสารมลพิษลดลง [57], [58] ส่วนประโยชน์ของพืชต่อจุลินทรีย์คือการเจริญของรากพืชในดิน รากพืชจะหลั่งสารบางชนิดออกมาซึ่งสารนี้จะทำหน้าที่เป็นแหล่งคาร์บอนแก่จุลินทรีย์ที่อาศัยรอบรากให้เพิ่มจำนวนขึ้น นอกจากนี้สารที่หลั่งจากรากพืช เช่น กรดอินทรีย์ น้ำตาล กรดอะมิโน และสารในกลุ่มฟีนอลิกยังทำหน้าที่กระตุ้นการย่อยสลายสารได้โดยทำหน้าที่เป็นสับสเตรทหลักในการย่อยสลายแบบวิถีเมทาบอลิซึมร่วม โดยชักนำให้เกิดการแสดงออกของยีนที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารมลพิษ การปลดปล่อยออกซิเจนจากรากพืชยังช่วยปรับสภาพในดินให้เหมาะสมต่อการย่อยสลายอีกด้วย [58], [59] รวมทั้งยังมีเอนไซม์ที่หลั่งจากรากพืชยังสามารถเปลี่ยนแปลงรูปร่างของสารที่ต้องการกำจัดให้มีโครงสร้างซับซ้อนน้อยลงและถูกย่อยสลายต่อโดยจุลินทรีย์บริเวณรอบรากได้ดีขึ้น โดยเอนไซม์จากจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนไอโซเมอร์ต่างๆ คือ เอนไซม์ในกลุ่มฮาโลอัลเคนดีฮาโลจีเนส (haloalkane dehalogenase) [54], [60]

ได้มีการคัดเลือกจุลินทรีย์หลายชนิดจากดินบริเวณรอบรากพืชที่เจริญในแหล่งที่ปนเปื้อนและสามารถย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน เช่น การศึกษาของ Abhilash และคณะ (2011) ได้คัดเลือกแบคทีเรียจากบริเวณรอบรากของพืชสี่ชนิด ได้แก่ *Withania somnifera*, *Sola-*

*num torvum*, *Erianthus munja* และ *Lantana camera* ซึ่งเจริญในดินที่ใกล้โรงงานอุตสาหกรรมที่มีการผลิต  $\gamma$ -HCH (ลินเดน) โดยคัดแยกแบคทีเรียได้ทั้งหมด 4 สายพันธุ์ ได้แก่ *Kocuria rhizophila*, *Microbacterium resistens*, *Staphylococcus equorum* และ *Staphylococcus cohnii* subspecies *urealyticus* โดยที่ *S. cohnii* subspecies *urealyticus* มีประสิทธิภาพในการลดปริมาณลินเดนที่ปนเปื้อนในดินลงได้มากที่สุดและมีความเป็นไปได้ที่จะนำมาใช้ในการฟื้นฟูดินที่ปนเปื้อนลินเดนในระดับต่ำจนถึงระดับปานกลาง [8] นอกจากนี้ Abhilash และคณะยังได้นำแบคทีเรียดังกล่าวมาศึกษาต่อโดยใช้แบคทีเรีย *S. cohnii* subspecies *urealyticus* ร่วมกับพืช *W. somnifera* ในการลดปริมาณลินเดนที่ถูกทำให้ปนเปื้อนในดินที่ระดับความเข้มข้นเริ่มต้น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยผลการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์ช่วยสนับสนุนการเจริญและการนำลินเดนเข้าสู่ชีวมวลของพืชได้ พืชที่เจริญในดินปนเปื้อนสามารถเจริญได้อย่างปกติไม่แตกต่างจากพืชที่เจริญในดินที่ไม่ปนเปื้อน ตรวจพบลินเดนในส่วนช่อดอก ใบ และลำต้นของพืชเท่ากับ 23.22 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง ในขณะที่การเติมจุลินทรีย์ร่วมด้วยพบว่าพืชสะสมลินเดนเพิ่มขึ้นเป็น 29.91 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง หลังจาก 90 วันของการปลูกพืช ส่วนการลดปริมาณลินเดนที่ปนเปื้อนในดินพบว่าในดินที่ปลูกพืชและเติมจุลินทรีย์ร่วมด้วยลดปริมาณลินเดนลงได้ถึงร้อยละ 76 ส่วนในดินที่ไม่ปลูกพืชและเติมจุลินทรีย์ลดปริมาณลินเดนลงได้เพียงร้อยละ 43 [54]

*Sphingomonas* ซึ่งคัดเลือกได้จากดินบริเวณรอบรากพืชหรือดินรอบนอกรากพืชที่เจริญในดินที่ปนเปื้อนเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน สามารถใช้  $\gamma$ -HCH เป็นแหล่งคาร์บอนเพียงแหล่งเดียวได้ แต่ไม่สามารถใช้  $\beta$ -HCH และ  $\delta$ -HCH เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานเพียงแหล่งเดียวได้ แบคทีเรียดังกล่าวถูกนำมา colonize ที่รากของข้าวโพด การทำงานร่วมกันระหว่างพืชและแบคทีเรียภายในเวลา 25 วันหลังการทดลองพบว่า ช่วยลดปริมาณลินเดนที่ปนเปื้อนในดินลงได้ร้อยละ 30 และพบแบคทีเรีย *Sphingomonas* ในปริมาณ  $10^7$  cfu/g ของรากในขณะที่ดินที่ไม่ปลูกพืชมีปริมาณลินเดนลดลงเพียงร้อยละ 2 และนับจำนวนแบคทีเรียดังกล่าวได้ต่ำกว่า  $10^3$  cfu/g soil ส่วนดินที่ปราศจากเชื้อแต่ปลูกพืชลดปริมาณลินเดนลงได้น้อยกว่าร้อยละ 3 สำหรับดินที่ไม่ปลูกพืชและไม่เติมเชื้อลดปริมาณลินเดนลงได้ต่ำกว่าร้อยละ 1 ซึ่งแสดงให้เห็นว่าพืชช่วยให้ *Sphingomonas* รอดชีวิตในดินที่ปนเปื้อนและช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายลินเดนของแบคทีเรียได้ [55]

การปลูกพืชช่วยสนับสนุนการย่อยสลายลินเดนได้โดยในการศึกษาของ Álvarez และคณะ (2012) ได้ยืนยันว่าสารที่หลังจากรากข้าวโพดช่วยสนับสนุนการเจริญและการย่อยสลายลินเดนของแบคทีเรีย *Streptomyces* sp. strains A5 และ M7 ได้ โดยแบคทีเรียสามารถใช้สารที่หลังจากรากข้าวโพดเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน แล้วย่อยสลายลินเดนได้มากขึ้นโดยลินเดนถูกลดปริมาณลงในอาหาร minimal medium ถึงร้อยละ 55 และ 35 โดยสายพันธุ์ A5 และ M7 ตามลำดับ ซึ่งคาดว่าน่าจะเกิดจากกระบวนการย่อยสลายแบบวิถีเมทาบอลิซึมร่วม (co-metabolism) กลไกของการใช้พืชร่วมกับจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายเพื่อลดปริมาณลินเดนคือ phyto-stimulation [61]

นอกจากการทำงานร่วมกันระหว่างพืชและจุลินทรีย์ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการลดปริมาณลินเดนที่ปนเปื้อนในดินแล้ว พืชเองก็มีความสามารถในการสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนด้วย โดยสารที่สามารถสะสมได้ในพืชจะต้องมีความสามารถในการละลายน้ำได้ปานกลาง หากมีความสามารถในการละลายน้ำสูงเกินไป สารนั้นก็ไม่สามารถเคลื่อนเข้าสู่เซลล์พืชได้ ส่วนสารที่ละลายน้ำได้ต่ำเกินไปก็จะถูกยึดเกาะกับไขมันที่รอบนอกรากพืชและไม่ขนส่งเข้าสู่เซลล์พืช [58] การศึกษาที่สนับสนุนว่าพืชมีความสามารถในการสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนมีรายงานอย่างต่อเนื่อง เช่น Abhilash และ Singh ในปี (2009) ได้เก็บตัวอย่างพืชที่เจริญเป็นปริมาณมากบริเวณโรงงานอุตสาหกรรม India Pesticides Limited ประเทศอินเดีย พืชเหล่านี้ ได้แก่ วงศ์ Verbenaceae เช่น *Lantana camara* วงศ์ Poaceae เช่น *Erianthus munja* วงศ์ Asclepedacea เช่น *Calotropis procera* วงศ์ Solanaceae เช่น *Withania somnifera* และ *Solanum torvum* และวงศ์ Amaranthaceae เช่น *Achyranthes aspera* พืชทั้งหมดสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH และ  $\delta$ -HCH) ทั้งในส่วนของราก ลำต้น และใบ ระดับการสะสมของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในพืชอยู่ระหว่าง 14.12-59.29 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม โดยชนิดของพืชที่มีความสามารถในการสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ดีที่สุด คือ *S. torvum* และ *W. somnifera* ค่าการสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนในพืชผันแปรตามฤดูกาล โดยฤดูร้อนพืชมีการสะสมได้ดีกว่าในฤดูหนาว นอกจากนี้ยังพบว่าดินบริเวณรอบรากพืชจะมีปริมาณเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนต่ำกว่าดินรอบนอกรากพืชประมาณ 4-5 เท่า [62] นอกจากนี้ Calvelo Pereira และคณะ (2008) ศึกษา

การสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH และ  $\delta$ -HCH) ในพืช 2 ชนิด ได้แก่ *Cynara scolymus* และ *Erica* sp. โดยปลูกพืชทั้งสองลงไปในดินที่ปนเปื้อนพบว่าพืชทั้งสองสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนได้ดี โดยพบการสะสมในส่วนของคุณมากกว่าราก และชนิดของไอโซเมอร์ที่พบการสะสมในพืชมากที่สุดคือ  $\beta$ -HCH [63] จากแนวคิดที่ค้นพบว่าพืชสามารถสะสมเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนจึงนำพืชมาใช้ในการฟื้นฟูปุสภาพดินที่ปนเปื้อนของสารในกลุ่มนี้ เช่น ในการศึกษาของ Abhilash และ Singh (2010) รายงานว่า งามีความสามารถในการสะสม  $\gamma$ -HCH ได้ถึง 7.98, 13.72, 23.71 และ 33.29 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง ในดินที่ถูกทำให้ปนเปื้อนด้วย  $\gamma$ -HCH ที่ระดับความเข้มข้น 5, 10, 15 และ 20 ไมโครกรัมต่อกรัมดิน ตามลำดับ และเมื่อสิ้นสุดการทดลองคือ 124 วัน พบว่า ปริมาณ  $\gamma$ -HCH ที่ปนเปื้อนในดินลดลงร้อยละ 77.56, 70.21, 62.51 และ 58.7 เมื่อระดับความเข้มข้นของ  $\gamma$ -HCH ในดินเป็น 5, 10, 15 และ 20 ไมโครกรัมต่อกรัมดิน ตามลำดับ [64] แต่การสะสมของสารมลพิษในพืชมีข้อจำกัดในแง่ที่ว่าพืชมักสะสมสารโดยการเปลี่ยนแปลงรูปของสารไปให้อยู่ในรูปที่ไม่เป็นพิษต่อพืช แล้วสะสมไว้ในส่วนของแวคคิวโอล หรือบริเวณผนังเซลล์ของพืช และการเปลี่ยนแปลงรูปของสารมลพิษโดยเอนไซม์จากพืชมักไม่เกิดการย่อยสลายที่สมบูรณ์จึงต้องนำพืชที่สะสมสารมลพิษไว้ไปกำจัดต่ออีกทอดหนึ่ง [58], [59] สำหรับชนิดของจุลินทรีย์และพืชที่มีบทบาทในการฟื้นฟูปุสภาพแวดล้อมที่ปนเปื้อนด้วยเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนสรุปไว้ในตารางที่ 2

ตารางที่ 2 การใช้จุลินทรีย์ พืช หรือพืชร่วมกับจุลินทรีย์ในการลดปริมาณเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน

จุลินทรีย์	ลักษณะการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน	อ้างอิง
จุลินทรีย์		
<i>Sphingomonas japonicum</i> UT26	ย่อยสลายและใช้ $\gamma$ -HCH เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน เพียงแหล่งเดียวได้ ภายใต้ภาวะที่มีออกซิเจน	[65]
<i>Sphingobium indica</i> B90A, <i>S. japonicum</i> UT26 และ <i>S. francense</i> Sp+	<i>S. indica</i> B90A และ <i>S. japonicum</i> UT26 ย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ได้อย่างรวดเร็วที่อุณหภูมิ 4°C ส่วน <i>S. francense</i> Sp+ ย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ได้ช้ามาก โดย <i>S. indica</i> B90A ย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ได้รวดเร็ว เมื่อใช้หัวเชื้อ 1.72x10 <sup>8</sup> เซลล์ต่อมิลลิลิตร จะย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ถึงร้อยละ 98.1 ภายในเวลา 24 ชั่วโมง	[66]
<i>Streptomyces</i> sp. M7	ลดปริมาณ $\gamma$ -HCH ในดินปราศจากเชื้อที่ถูกทำให้ปนเปื้อน 100, 150, 200 และ 300 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ลงได้ร้อยละ 29.1, 78.03, 38.81 และ 14.42 เมื่อเทียบกับดินปราศจากเชื้อและไม่เติมหัวเชื้อจุลินทรีย์	[67]
<i>Pseudomonas fluorescens</i> T1, <i>P. diminuta</i> T2, <i>P. fluorescens</i> T3, <i>Burkholderia pseudomallei</i> T4, <i>P. putida</i> T5, <i>Flavobacterium</i> sp. T6, <i>Vibrio alginolyticus</i> T7, <i>P. aeruginosa</i> T8, <i>P. stutzeri</i> T9, <i>P. fluorescens</i> T10	กลุ่มแบคทีเรียผสมทั้ง 10 สายพันธุ์ย่อยสลายเทคนิคอล-เฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนที่ระดับความเข้มข้น 25 ไมโครกรัมต่อกรัมดินได้อย่างสมบูรณ์ภายในเวลา 120 ชั่วโมง	[68]
<i>Conidiobolus</i> 03-1-56 เป็น non-white rot fungi	เชื้อราสามารถย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ภายใต้การเพาะเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อได้อย่างสมบูรณ์ภายในระยะเวลา 5 วัน สภาวะการย่อยสลายจะเกิดขึ้นได้ดีเมื่อมีปริมาณไนโตรเจนและคาร์บอนในอาหารเลี้ยงเชื้อที่จำกัด โดยสภาวะดังกล่าวจะชักนำให้เกิดการผลิตเอนไซม์ที่มีบทบาทต่อการย่อยสลาย $\gamma$ -HCH	[69]
<i>Pleurotus ostreatus</i>	การใช้เชื้อราเพื่อฟื้นฟูสภาพดินที่ปนเปื้อน $\gamma$ -HCH ด้วยระบบ landfarming เป็นเวลา 4 สัปดาห์ เชื้อราช่วยกระตุ้นการย่อยสลาย $\gamma$ -HCH ได้ โดยอัตราการย่อยสลาย $\gamma$ -HCH เป็น 0.16 กิโลกรัมต่อเดือน	[70]
<i>Oscillatoria</i> sp. 12, <i>Oscillatoria</i> sp.13, <i>Synechococcus</i> sp., <i>Nodularia</i> sp., <i>Nostoc</i> sp., <i>Cyanothece</i> sp. และ <i>Synechococcus</i> sp.	ไซยาโนแบคทีเรียสามารถลดปริมาณ $\gamma$ -HCH จากอาหารเลี้ยงเชื้อได้ดี เมื่อเพาะเลี้ยงไซยาโนแบคทีเรียแต่ละชนิดเพียงลำพัง ประสิทธิภาพในการกำจัด $\gamma$ -HCH อยู่ระหว่างร้อยละ 71.6-99.6	[71]

ตารางที่ 2 (ต่อ) การใช้จุลินทรีย์ พืช หรือพืชร่วมกับจุลินทรีย์ในการลดปริมาณเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน

จุลินทรีย์	ลักษณะการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซน	อ้างอิง
<b>พืช</b>		
<i>Phragmites australis</i>	สะสม $\gamma$ -HCH ได้เมื่อปลูกพืชด้วยระบบไฮโดรโพนิคส์ การปนเปื้อนร่วมกันระหว่าง $\gamma$ -HCH, monochlorobenzene, dichlorobenzene, trichlorobenzene ไม่ส่งผลให้พืชแสดงอาการเครียดเมื่อทดสอบที่ระดับความเข้มข้นของสารสูงกว่าที่พบปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม แม้จะชักนำให้ปริมาณคลอโรฟิลล์ลดลงร้อยละ 70	[72], [73]
สบู่ดำ	พืชสะสม $\gamma$ -HCH ได้ 5.42, 10.83, 15.95 และ 20.85 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง ส่วนปริมาณ $\gamma$ -HCH ในดินลดลงร้อยละ 89, 82, 77 และ 72 เมื่อ $\gamma$ -HCH ถูกทำให้ปนเปื้อนในดินที่ระดับความเข้มข้น 5, 10, 15 และ 20 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ตามลำดับ	[74]
ข้าวโอ๊ต, <i>Chenopodium</i> spp., <i>Solanum nigrum</i> , <i>Cytisus striatus</i> และ <i>Vicia sativa</i>	พืชทั้ง 5 ชนิดปลูกในดินที่ปนเปื้อน ( $\alpha$ -HCH, $\beta$ -HCH, $\gamma$ -HCH และ $\delta$ -HCH) บริเวณ Galicia ประเทศสเปน ซึ่งระดับความเข้มข้นสูงถึงประมาณ 20,000 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม พืชทั้งหมดสะสม HCH ในเนื้อเยื่อได้ โดยพบ $\beta$ -HCH มีการสะสมได้ดีที่สุด นอกจากนี้ดินบริเวณรอบรากพืชยังลดปริมาณ HCH ได้ดีอีกด้วย	[75]
<b>จุลินทรีย์ร่วมกับพืช</b>		
<i>Cytisus striatus</i> และ <i>Holcus lanatus</i>	การปลูกพืชในดินที่ถูกทำให้ปนเปื้อนด้วย HCH 100 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักแห้งของดิน เป็นเวลา 180 วัน ทำให้ HCH ที่ปนเปื้อนในดินลดปริมาณลงได้ โดยในดินที่ปลูก <i>C. striatus</i> ช่วยลดปริมาณ HCH ในดินลงได้ดีกว่าในดินที่ปลูก <i>H. Lanatus</i> การปลูกพืชช่วยเพิ่มการย่อยสลาย $\alpha$ -HCH และ $\gamma$ -HCH แต่ไม่เพิ่มการย่อยสลาย $\beta$ -HCH และ $\delta$ -HCH กลไกที่ช่วยลดปริมาณ HCH คือพืชกระตุ้นการเจริญของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลาย HCH ที่อาศัยในดิน	[76]
พืช <i>Cytisus striatus</i> เอนโดไฟต์ <i>Rhodococcus erythropolis</i> ET54b HCH-degrader <i>Sphingomonas</i> sp. D4	ปลูกพืชช่วยลดปริมาณ HCH ได้ดีกว่าดินที่ไม่ปลูกพืช การปลูกพืชในดินที่ปริมาณสารอินทรีย์สูงปริมาณ HCH ลดลงร้อยละ 20 การเติมจุลินทรีย์เอนโดไฟต์ร่วมกับจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลาย HCH ลงในดินที่ปลูกพืชจะช่วยเพิ่มลดปริมาณ HCH ลงได้ดีกว่าปลูกพืชเพียงอย่างเดียว โดยในดินที่มีปริมาณสารอินทรีย์ลดปริมาณ HCH ได้ร้อยละ 53	[77]

### บทสรุป

การปนเปื้อนของเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนพบการปนเปื้อนในหลายประเทศทั่วโลก เช่น ไทย จีน อินเดีย เกาหลีใต้ เป็นต้น บริเวณที่มีการปนเปื้อนมากมักเป็นแหล่งที่มีการทำเกษตรกรรม และบริเวณโรงงานที่ผลิตสารกำจัดศัตรูพืชกลุ่มออร์กาโนคลอรีน การสำรวจการปนเปื้อนของสารตั้งต้นและสารตัวกลางที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายควรทำอย่างต่อเนื่อง เนื่องจากสารดังกล่าวยังคงมีการใช้งานอยู่ในประเทศที่กำลังพัฒนา และการสำรวจชนิดของสารตัวกลางมีความจำเป็นเช่นกัน เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงรูปของสารตั้งต้นอาจทำให้ได้ผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษหรือคงทนในสิ่งแวดล้อมมากกว่า การปนเปื้อนของสารในสิ่งแวดล้อมส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ทั้งเป็นสารที่สามารถสะสมได้ในสิ่งมีชีวิตและยังส่งผลเป็นอันตรายต่อสุขภาพของมนุษย์และสัตว์ แนวทางการบำบัดบริเวณที่ปนเปื้อนโดยวิธีทางชีวภาพเป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพและคุ้มค่าใช้จ่ายในการดำเนินการต่ำกว่าการบำบัดด้วยวิธีการทางกายภาพหรือเคมี โดยเฉพาะการใช้ความสามารถของจุลินทรีย์ในการย่อยสลายเนื่องจากหากจุลินทรีย์สามารถใช้สารที่ต้องการบำบัดเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานได้ จะทำให้ความเป็นพิษของสารถูกกำจัดออกไปอย่างถาวร โดยการตัดแยกจุลินทรีย์บริสุทธิ์เพื่อนำมาศึกษาประสิทธิภาพในการย่อยสลายเฮกซะคลอโรไซโคลเฮกเซนควรมีการนำจุลินทรีย์มาทดลองใช้บำบัดบริเวณที่มีการปนเปื้อนจริง หรือทดสอบการย่อยสลายในดินที่ปนเปื้อนร่วมกันระหว่างสารกำจัดศัตรูพืชหลายชนิด หรือใช้พืชท้องถิ่นในบริเวณที่ปนเปื้อนนั้นมาใช้ในการบำบัดร่วมด้วย ข้อมูลที่ได้จึงน่าจะเป็นประโยชน์ต่อการนำไปใช้ฟื้นฟูสภาพดินที่ปนเปื้อนจริงต่อไป

### เอกสารอ้างอิง

- [1] Bhatt, P., Kumar, M.S. and Chakrabarti T. 2007. "Assessment of bioremediation possibilities of technical grade hexachlorocyclohexane (tehc-HCH) contaminated soils". **Journal of Hazardous Materials**. 143: 349-53.
- [2] Kumar, M., Gupta, S.K., Garg, S.K. and Kumar, A. 2006. "Biodegradation of hexachlorocyclohexane isomers in contaminated soils". **Soil Biology and Biochemistry**. 38: 2318-27.

- [3] Willett, K.L., Ulrich, E.M. and Hites, R.A. 1998. "Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers". **Environmental Science and Technology**. 32: 2197-2204.
- [4] Murthy, H.M.R. and Manonmani, H.K. 2007. "Aerobic degradation of technical hexachlorocyclohexane by a defined microbial consortium". **Journal of Hazardous Materials**. 149: 18-25.
- [5] Dogra, C., Raina, V., Pal, R., Suar, M., Lal, S., Gartemann, K.H., Holliger, C., vander Meer, J.R. and Lal, R. 2004. "Organization of lin genes and IS6100 among different strains of hexachlorocyclohexane degrading *Sphingomonas paucimobilis*: evidence for horizontal gene transfer". **Journal of Bacteriology**. 186: 2225-2235.
- [6] Mohn, W.W., Mertens, B., Neufeld, J.D., Verstraete, W. and de Lorenzo, V. 2006. "Distribution and phylogeny of hexachlorocyclohexane degrading bacteria in soils from Spain". **Environmental Microbiology**. 8: 60-68.
- [7] Phillips, T.M., Seech, A.G., Lee, H. and Trevors, J.T. 2005. "Biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) by microorganisms". **Biodegradation**. 16: 363-392.
- [8] Abhilash, P.C., Srivastava, S. and Singh, N. 2011. "Comparative bioremediation potential of four rhizospheric microbial species against lindane". **Chemosphere**. 82: 56-63.
- [9] Antunes, S.C., Castro, B.B. and Gonçaves, F. 2004. "Effect of food level on the acute and chronic responses of daphnids to lindane". **Environmental Pollution**. 127: 367-375.
- [10] Betoulle, S., Duchiron, C. and Deschaux, P. 2000. "Lindane increases in vitro respiratory burst activity and intracellular calcium levels in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) head kidney phagocytes". **Aquatic Toxicology**. 48: 211-221.

- [11] Nandan, S.B. and Nimila, P.J. 2012. "Lindane toxicity: Histopathological, behavioural and biochemical changes in *Etroplus maculatus* (Bloch, 1795)". **Marine Environmental Research**. 76: 63-70.
- [12] Nordt, S.P. and Chew, G. 2000. "Acute lindane poisoning in three children". **The Journal of Emergency Medicine**. 18(1): 51-53.
- [13] Parmar, D., Yadav, S, Dayal, M., Johri, A., Dhawan, A. and Seth, P.K. 2003. "Effect of lindane on hepatic and brain cytochrome P450s and influence of P450 modulation in lindane induced neurotoxicity". **Food and Chemical Toxicology**. 43: 1077-1087.
- [14] Videla, L.A., Barros, S.B.M. and Junqueira, V.B.C. 1990. "Lindane-induced liver oxidative stress". **Free Radical Biology and Medicine**. 9(2): 169-179.
- [15] Videla, L.A., Smokt, G., Troncoso, P., Simon, K.A., Junqueira, V.B.C. and Fernández V. 1995. "Influence of hyperthyroidism on lindane-induced hepatotoxicity in the rat". **Biochemical Pharmacology**. 50(10): 1557-1565.
- [16] Zucchini-Pascal, N., de Sousa, G. and Rahmani, R. 2009. "Lindane and cell death: At the crossroads between apoptosis, necrosis and autophagy". **Toxicology**. 256: 32-41.
- [17] González, R., García-Balboa, C., Rouco, M., Lopez-Rodas, V. and Costas, E. 2012. "Adaptation of microalgae to lindane: a new approach for bioremediation". **Aquatic Toxicology**. 109: 25-32.
- [18] Sojinu, O.S., Sonibare, O.O., Ekundayo, O.O. and Zeng, E.Y. 2012. "Assessment organochlorine pesticides residues in higher plants from oil exploration areas of Niger Delta, Nigeria". **Science of the Total Environment**. 433: 169-177.
- [19] Zhao, Z., Zhang, L., Wu, J. and Fan, C. 2009. "Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides in surface sediments and benthic organisms from Taihu Lake, China". **Chemosphere**. 77: 1191-8.
- [20] Yahia, D. and Elsharkawy, E.E. 2015. "Multi pesticide and PCB residues in Nile tilapia and catfish in Assiut city, Egypt". **Science of the Total Environment**. 466-467: 306-314.
- [21] Hosseini, S.V., Behrooz, R.D., Esmaili-Sari, A., Bahramifar, N., Hosseini, S.M., Tahergerabi, R., Hosseini, S.F. and Feás, X. 2008. "Contamination by organochlorine compounds in the edible tissue of four sturgeon species from the Caspian Sea (Iran)". **Chemosphere**. 73: 972-979.
- [22] Cid, F.D., Antón, R.I. and Caviedes-Vidal, E. 2007. "Organochlorine pesticide contamination in three bird species of the Embalse La Florida water reservoir in the semiarid midwest of Argentina". **Science of the Total Environment**. 385: 86-96.
- [23] Pandit, G.G., Sahu, S.K., Sharma, S. and Puranik, V.D. 2006. "Distribution and fate of persistent organochlorine pesticides in coastal marine environment of Mumbai". **Environmental International**. 32: 240-3.
- [24] Covaci, A., Cheorghie, A., Hulea, O. and Schepens, P. 2006. "Levels and distribution of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in sediments and biota from the Danube Delta, Romania". **Environmental Pollution**. 140: 136-49.
- [25] Boonyatumanond, R., Jaksakul, A., Pancharoen, P. and Tabucanon, M.S. 2002. "Monitoring of organochlorine pesticides residues in green mussels (*Perna viridis*) from the coastal area of Thailand". **Environmental Pollution**. 119: 245-252.
- [26] Srivilas, P. and Jaidee, K. 2006. "Organochlorine Pesticides in Sediment from the East Coast of Thailand". **Burapha Science Journal**. 1: 26-39.
- [27] Sumith, J.A., Parkpian, P. and Leadprathom, N. 2009. "Dredging influenced sediment toxicity of endosulfan and lindane on black tiger shrimp

- (*Penaeus monodon* Fabricius) in Chanthaburi River estuary in Thailand". **International Journal of Sediment Research**. 24: 455-64.
- [28] Poolpak, T., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Arjarasirikoon, U. and Thanwaniwat, N. 2008. "Residue analysis of organochlorine pesticides in the Maeklong river of central Thailand". **Journal of Hazardous Materials**. 156: 230-9.
- [29] Samoh, A.N.H. and Ibrahim, N.S. 2009. "Organochlorine pesticide residues in the major river of Southern Thailand". **EnvironmentAsia**. 1: 30-4.
- [30] Leong, K.H., Tan, L.L.B. and Mustafa, A.M. 2007. "Contamination levels of selected organochlorine and organophosphate pesticides in the Selangor river, Malaysia between 2003 and 2003". **Chemosphere**. 66: 1153-1159.
- [31] Chen, L., Ran, Y., Xing, B., Mai, B., He, J., Wei, X., Fu, J. and Sheng, G. 2005. "Contents and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in vegetable soils of Guangzhou, China". **Chemosphere**. 60: 879-90.
- [32] Wang, F., Jiang, X., Bian, Y.R., Yao, F.X., Gao, H.J., Yu, G.F., Munch, J.C. and Schroll, R. 2007. "Organochlorine pesticides in soils under different land usage in the Taihu Lake region, China". **Journal of Environmental Science**. 19: 584-90.
- [33] Jiang, Y.F., Wang, X.T., Jia Y., Wang, F, Wu, M.H., Sheng, G.Y. and Fu, J.M. 2009. "Occurrence, distribution and possible sources of organochlorine pesticides in agricultural soil of Shanghai, China". **Journal of Hazardous Materials**. 170: 989-97.
- [34] Tan, L., He, M., Men, B. and Lin, C. 2009. "Distribution and sources of organochlorine pesticides in water and sediments from Daliao River estuary of Liaodong Bay, Bohai (China)". **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 89: 119-27.
- [35] Yang, W., Wang, R., Zhou. C. and Li, F. 2009. "Distribution and health risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) in industrial site soils: A case study of urban renewal in Beijing, China". **Journal of Environmental Science**. 21: 366-72.
- [36] Yang, R.Q., Jiang, G.B., Zhou, Q.F., Yuan C.G. and Shi. J.B. 2005. "Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (HCH and DDT) in sediments collected from East China Sea". **Environmental International**. 31: 799-804.
- [37] Hoai, P.M., Ngoc, N.T., Minh, N.H., Viet, P.H., Berg, M., Alder, A.C. and Giger, W. 2010. "Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam". **Environmental Pollution**. 158: 913-20.
- [38] Doong, R.A., Peng, C.K., Sun, Y.C. and Liao, P.L. 2002. "Composition and distribution of organochlorinepesticides residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan". **Marine Pollution Bulletin**. 45: 246-53.
- [39] Kim, J.H. and Smith, A. 2001. "Distribution of organochlorine pesticides in soils from South Korea". **Chemosphere**. 43: 137-40.
- [40] Yeo, H.G., Choi, M. and Sunwoo, Y. 2004. "Seasonal variations in atmospheric concentrations of organochlorine pesticides in urban and rural areas of Korea". **Atmospheric Environment**. 38: 4779-88.
- [41] Pandit, G.G., Rao, A.M.M., Jha, S.K., Krishna moorthy, T.M., Kale, S.P., Raghu, K. and Murthy, N.B.K. 2001. "Monitoring of organochlorine pesticide residues in Indian marine environment". **Chemosphere**. 44: 301-5.
- [42] Sankararamkrishnan, N., Sharma, A.K. and Sanghi, R. 2005. "Organochlorine and organophosphorous pesticide residues in ground water and surface waters of Kanpur, Uttar Pradesh, India". **Environmental International**. 31: 113-20.

- [43] Shukla, G., Kumar, A., Bhanti, M., Joseph, P.E. and Taneja, A. 2006. "Organochlorine pesticides contamination of groundwater in the city of Hyderabad". **Environmental International**. 32: 244-247.
- [44] Singh, S. and Mishra, R.N. 2009. "Occurrence of organochlorine pesticides residue in Kuano river of eastern Uttar Pradesh". **Journal of Environmental Biology**. 30(3): 467-8.
- [45] Wurl, O. and Obbard, J.P. 2006. "Distribution of organochlorine compounds in the sea-surface microlayer, water column and sediment of Singapore's coastal environment". **Chemosphere**. 62: 1105-1115.
- [46] Zhang, H.B., Luo, Y.M., Zhao, Q.G., Wong, M.H. and Zhang, G.L. 2006. "Residues of organochlorine pesticides in Hong Kong soils". **Chemosphere**. 63: 633-41.
- [47] Golfopoulos, S.K., Nikolaou, A.D., Kostopoulou, M.N., Xilourgidis, N.K., Vagi, M.C. and Lekkas, D.T. 2003. "Organochlorine pesticides in the surface waters of Northern Greece". **Chemosphere**. 50: 507-16.
- [48] Daly, G.L., Lei, Y.D., Teixeira, C., Muir, D.C.G. and Wania, F. 2007. "Pesticides in western Canadian mountain air and soils". **Environmental Science and Technology**. 41: 6020-6025.
- [49] Barra, R., Popp, P., Quiroz, R., Bauer, C., Cid, H. and von Tümpling, W. 2005. "Persistent toxic substances in soils and waters along an altitudinal gradient in the Laja River Basin, Central Southern Chile". **Chemosphere**. 58: 905-15.
- [50] Migliolanza, K.S.B., de Moreno, J.E.A. and Moreno, V.J. 2004. "Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mayer) Soják from a shallow lake in Argentina". **Water Research**. 38: 1765-1772.
- [51] Barakat, A.O., Mostafa, A., Wade, T.L., Sweet, S.T. and El Sayed, N.B. 2012. "Spatial distribution and temporal trends of persistent organochlorine pollutants in sediments from Lake Maryut, Alexandria, Egypt". **Marine Pollution Bulletin**. 64: 395-404.
- [52] Rissato, S.R., Galhiane, M.S., Ximenes, V.F., de Andrade R.M.B., Talamoni, J.L.B., Libânio, M., de Almeida, M.V., Apon, B.M. and Cavalari, A.A. 2006. "Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil". **Chemosphere**. 65: 1949-1958.
- [53] Phillips, T.M., Lee, H., Trevors, J.T. and Seech, A.G. 2006. "Full-scale *in situ* bioremediation of hexachlorocyclohexane-contaminated soil". **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. 81: 289-298.
- [54] Abhilash, P.C., Srivastava, S., Srivastava, P., Singh, N., Jafri, A. and Singh, N. 2011. "Influence of rhizospheric microbial inoculation and tolerant plant species on the rhizoremediation of lindane". **Environmental and Experimental Botany**. 74: 127-130.
- [55] Bóltner, D., Godoy, P., Muñoz-Rojas, J., Duque, E., Mereno-Morillas, S., Sánchez, L. and Ramos, J.L. 2008. "Rhizoremediation of lindane by root-colonizing *Sphingomonas*". **Microbial Biotechnology**. 1(1): 87-93.
- [56] Pesce, S.F. and Wunderlin, D.A. 2004. "Biodegradation of lindane by a native bacterial consortium isolated from contaminated river sediment". **International Biodeterioration and Biodegradation**. 54: 255-260.
- [57] Glick, B.R. 2003. "Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment". **Biotechnology Advances**. 21: 383-393.
- [58] Tsao, D.T. 2003. "Overview of Phytotechnology". **Biotechnology**. 78: 1-50.
- [59] Pilon-Smith, E. 2005. "Phytoremediation". **Annual Review of Plant Biology**. 56: 15-39.

- [60] Gianfreda, L. and Rao, M.A. "Potential of extracellular enzymes in remediation of polluted soils: a review". **Enzyme and Microbial Technology**. 35: 339-354.
- [61] Álvarez, A., Yañez, M.L., Benimeli, C.S. and Amoroso, M.J. 2012. Maize plants (*Zea mays*) root exudates enhance lindane removal by native *Streptomyces* strains. **International Biodeterioration and Biodegradation**. 66: 14-18.
- [62] Abhilash, P.C. and Singh, N. 2009. "Seasonal variation of HCH isomers in open soil and plant-rhizospheric soil system of contaminated environment". **Environmental Science Pollution and Research**. 16: 727-740.
- [63] Calvelo Pereira, R., Monterroso, C., Macías, F. and Camps-Arbestain, M. 2008. "Distribution pathways of hexachlorocyclohexane isomers in a soil-plant-air system. A case study with *Cynara scolymus* L. and *Erica* sp. Plants grown in a contaminated site". **Environmental Pollution**. 155: 350-358.
- [64] Abhilash, P.C. and Singh, N. 2010. "Effect of growing *Sesamum indicum* L. on enhanced dissipation of lindane (1, 2, 3, 4, 5, 6-hexachlorocyclohexane) from soil". **International Journal of Phytoremediation**. 12: 440-453.
- [65] Nagata, Y., Endo, R., Ito, M., Ohtsubo, Y. and Tsuda, M. 2007. "Aerobic degradation of lindane ( $\gamma$ -hexachlorocyclohexane) in bacteria and its biochemical and molecular basis". **Applied Microbiology and Biotechnology**. 76: 741-752.
- [66] Zheng, G., Selvam, A. and Wong, J.W.C. 2011. "Rapid degradation of lindane ( $\gamma$ -hexachlorocyclohexane) at a low temperature by *Sphingomonas* strains". **International Biodeterioration and Biodegradation**. 65: 612-618.
- [67] Benimeli, C.S., Fuentes, M.S., Abate, C.M. and Amoroso, M.J. 2008. "Bioremediation of lindane-contaminated soil by *Streptomyces* sp. M7 and its effects on *Zea mays* growth. **International Biodeterioration and Biodegradation**. 233-239.
- [68] Bidlan, R., Afsar, M. and Manonmani, H.K. 2004. "Bioremediation of HCH-contaminated soil: elimination of inhibitory effects of the insecticide on radish and green gram germination. **Chemosphere**. 56: 803-811.
- [69] Nagpal, V., Srinivasan, M.C. and Palnikar, K.M. 2008. "Biodegradation of  $\gamma$ -hexachlorocyclohexane (Lindane) by a non-white rot fungus *conidiobolus* 03-1-56 isolated from litter. **Indian Journal of Microbiology**. 48: 134-141.
- [70] Rigas, F., Papadopoulou, K., Philippoussis, A., Papadopoulou, M. and Chatzipavlidis, J. 2009. "Bioremediation of lindane contaminated soil by *Pleurotus ostreatus* in non sterile conditions using multilevel factorial design. **Water, Air, and Soil Pollution**. 197: 121-129.
- [71] El-Bestawy, E.A., El-Salam, A.Z.A. and Mansy, A.E.H. 2007. "Potential use of environmental cyanobacterial species in bioremediation of lindane-contaminated effluents". **International Biodegradation and Biodeterioration**. 59: 180-192.
- [72] Miguel, A.S., Ravel, P. and Raveton, M. 2013. "A comparative study on the uptake and translocation of organochlorines by *Phragmites australis*". **Journal of Hazardous Materials**. 244-245: 60-69.
- [73] Faure, M., Miguel, A.S., Ravel, P. and Raveton, M. 2012. "Concentration responses to organochlorines in *Phragmites australis*". **Environmental Pollution**. 164: 188-194.
- [74] Abhilash, P.C., Singh, B., Srivastava, P., Schaeffer, A. and Singh, N. 2013. "Remediation of lindane by *Jatropha curcas* L: Utilization of multipurpose species for rhizoremediation. **Biomass and Bioenergy**. 51: 189-193.
- [75] Calvelo Pereira, R., Camps-Arbestain, M., Garrido, B.R., Macías, F. and Monterroso, C. 2006. "Behavior of  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -, and  $\delta$ -hexachlorocyclohexane in the soil-plant system of a contaminated site". **Environmental Pollution**. 144: 210-217.

[76] Kidd, P.S., Prieto-Fernández. A., Monterroso. C. and Acea, M.J. 2008. "Rhizosphere microbial community and hexachlorocyclohexane degradative potential in contrasting plant species". **Plant Soil**. 302: 233-247.

[77] Becerra-Castro, C., Kidd, P.S., Rodríguez-Garrido, B., Monterroso, C., Santos-Ucha, P. and Prieto-Fernández, Á. 2013. Phytoremediation of hexachlorocyclohexane (HCH)-contaminated soils using *Cytisus striatus* and bacterial inoculants in soils with distinct organic matter. **Environmental Pollution**. 178: 202-210.