



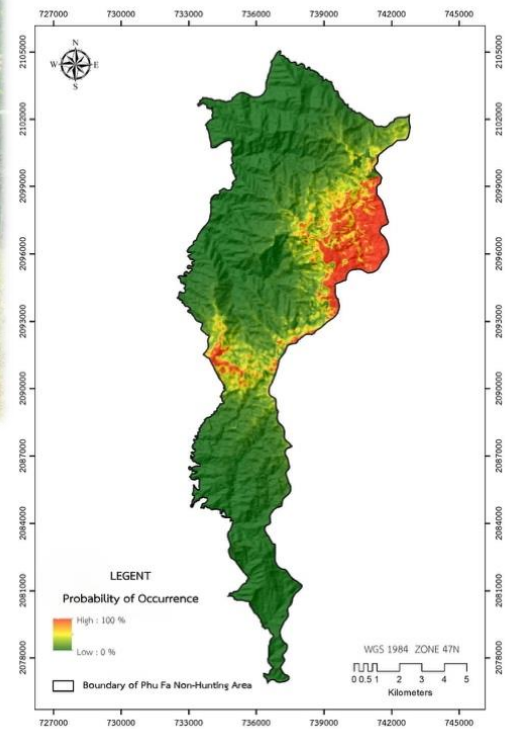
วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย

Thai Forest Ecological Research Journal

ปีที่ 10 ฉบับที่ 1: มกราคม – มิถุนายน 2569

Volume 10 Number 1: January – June 2026

ISSN 2586-9566 (Print) ISSN 2985-0789 (Online)



Habitat suitability of Gaur in the Phu Fa Non-Hunting Area



ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

บรรณาธิการ

เจ้าของ

ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย
ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

หัวหน้ากองบรรณาธิการ

ศ. ดร.คองกรัก มารอด

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

กองบรรณาธิการ

รศ. ดร.ประทีป ค้วงแค

ศ. ดร.สราวุธ สังข์แก้ว

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ผศ. ดร.กอบศักดิ์ วันธงไชย

รศ. ดร.นิสา เหล็กสูงเนิน

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

ผศ. ดร.ชาคริต ฒ ตะกั่วทุ่ง

ดร.วรคลต์ แจ่มจำรูญ

มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช

รศ. ดร.สุระ พัฒนเกียรติ

รศ. ดร.ธรรมรัตน์ พุทธิไทย

มหาวิทยาลัยมหิดล

มหาวิทยาลัยมหิดล

ผศ. ดร.สาระ บำรุงศรี

ผศ. ดร.เชิดศักดิ์ ทัพใหญ่

มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

มหาวิทยาลัยนเรศวร

ผศ. ดร.ยอดชาย ช่วยเงิน

ดร.ภาณุมาศ จันทร์สุวรรณ

มหาวิทยาลัยขอนแก่น

องค์การพิพิธภัณฑ์วิทยาศาสตร์แห่งชาติ

รศ. ดร.แหลมไทย อาษานอก

ผศ. ดร.สุธีระ เข็มฮีก

มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ

มหาวิทยาลัยแม่โจ้

ผศ. ดร.ปณิดา กาจันนะ

Dr. Masatoshi Katabuchi

มหาวิทยาลัยเชียงใหม่

Chinese Academic of Science, China

Prof. Dr. Ichie Tomoaki

Kochi University, Japan

คณะผู้จัดทำ

นางสาวนัทธมน โพธิยะราช และนายสถิตย์ ถิ่นกำแพง

สำนักงานกองบรรณาธิการ

ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย

ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ จตุจักร กรุงเทพฯ 10900

โทรศัพท์ : 0 2579 0176 ต่อ 521 Homepage: <https://kuojs.lib.ku.ac.th/index.php/tferj>

สารบัญ

นิพนธ์ต้นฉบับ (Original article)

- การประยุกต์อัลกอริทึมป่าสุ่มและข้อมูลดาวเทียมหลายช่วงเวลาในการจำแนกชนิดป่า จังหวัดเชียงใหม่ 1
อัฐวีร์ พิมพา, สุธีระ เหมฮัก, วิชญ์ภาส สังพาลี และ วีระภาส คุณรัตนศิริ
- ความสัมพันธ์ระหว่างขนาดความโตที่มีพู่พอนกับขนาดความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง
ของตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda* Jack) ในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศไทย 23
ธรรมบุญ เต็มไชย
- ความหนาแน่นและพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิง (*Bos gaurus* H. Smith) ในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า
จังหวัดน่าน 35
เฉลิมพล กันแก้ว, สุกัลักษณ์ ศิริ, มณฑล นอแสงศิริ และ ชูดี พลพิทักษ์
- แบบจำลองการใช้พื้นที่และปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่า (*Elephas maximus*) ตามฤดูกาล
ในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง จังหวัดพิษณุโลก 53
แดงระวี พรหมรักษ์, ชูดี พลพิทักษ์, วรณา มังกิตะ และ สุกัลักษณ์ ศิริ
- การประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงปริภูมิเวลาของสังคมพืชในป่าผสมผลัดใบ มหาวิทยาลัยมหิดล
วิทยาเขตกาญจนบุรี 77
ปฐมพต ฉินสวัสดิ์พันธุ์, สุระ พัฒนเกียรติ, พิสุทธิ นาคหมื่นไวย,
ศิริสิทธิ์ วงศ์วาสนา, ธัญภัทร ศาสตระบุรุษ และ ธรรมรัตน์ พุทธิไทย
- การยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานรากจากการใช้ประโยชน์วัสดุคูป ในห่วงโซ่คุณค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อย
จังหวัดเชียงใหม่ 95
วุฒิพงษ์ ฉั่วตระกูล, เพ็ญวรัตน์ พันธุ์ภัทรชัย และ อริย์รัช อักษรชัย
- ลักษณะโครงสร้างสังคมพืช และอิทธิพลของปัจจัยแวดล้อมต่อการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาระดับต่ำ
ในพื้นที่ป่าชุมชน จังหวัดแม่ฮ่องสอน 115
แหลมไทย อาษานอก, เพ็ญพิลัย เปียนคิด, วราลี ศรีเกื้อ, กันตพงศ์ เกรือมา, เกียรติศักดิ์ เนียมท่าเสา,
จิราพร ปักเขตานัง, สุกัลักษณ์ ศิริ, ชูดี พลพิทักษ์, อิศริย์ ฮาวปินใจ และ ต่อลาภ คำโย
- ความหลากหลายชนิด การประเมินปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ ในป่าดิบแล้งและ
ป่าผสมผลัดใบ ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติบางแห่งในประเทศไทย 137
สิริภูมิ ศรีสุวรรณ, วรคลด์ แจ่มจัญญ, นันทวรรณ สุบันดี และ สุชาพร จงดี
- การทดแทนตามธรรมชาติของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน
บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ภาคเหนือของประเทศไทย 157
สิริภูมิ ศรีสุวรรณ, วรคลด์ แจ่มจัญญ, นันทวรรณ สุบันดี และ สุชาพร จงดี
- อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ภายใต้ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดในป่าดิบเขาระดับต่ำ
อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่ 181
มนัส พิมพรัตน์ และ อภิษฎา เรืองเกตุ

นิพนธ์ต้นฉบับ

การประยุกต์อัลกอริทึมป่าสุ่มและข้อมูลดาวเทียมหลายช่วงเวลาในการจำแนกชนิดป่า จังหวัดเชียงใหม่

อัฐวีร์ พิมพา¹, สุธีระ เหมฮัก^{1,2*}, วิษณุภาส สังพาลี^{1,2} และ วีระภาส คุณรัตนศิริ³

รับต้นฉบับ: 26 มกราคม 2569

ฉบับแก้ไข: 12 มีนาคม 2569

รับลงพิมพ์: 25 มีนาคม 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: จังหวัดเชียงใหม่มีความสำคัญเชิงยุทธศาสตร์ในฐานะพื้นที่ป่าต้นน้ำลำธารหลักของระบบนิเวศลุ่มน้ำปิง และเป็นพื้นที่ที่มีความหลากหลายทางชีวภาพสูงที่สุดแห่งหนึ่งของประเทศไทย อย่างไรก็ตาม ในปัจจุบันพื้นที่ดังกล่าวกำลังเผชิญกับวิกฤตการณ์ด้านสิ่งแวดล้อมที่รุนแรงและท้าทาย โดยเฉพาะปัญหาการลดลงของพื้นที่ป่าอย่างรวดเร็วและการเกิดไฟป่าซ้ำซากในช่วงฤดูแล้ง ส่งผลกระทบต่อเนื่องทำให้เกิดปัญหาหมอกพิษทางอากาศข้ามพรมแดนและฝุ่นละอองขนาดเล็ก (PM 2.5) ที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพของประชาชนและเศรษฐกิจในระดับภูมิภาค ความรุนแรงและพฤติกรรมการลุกลามของไฟป่านั้นมีความสัมพันธ์โดยตรงกับประเภทของเชื้อเพลิงและชนิดป่า โดยเฉพาะพื้นที่ป่าผลัดใบ (Deciduous forests) เช่น ป่าเต็งรังและป่าเบญจพรรณ ซึ่งมีการทิ้งใบและสะสมเชื้อเพลิงชีวมวลแห่งปริมาณมากในช่วงหน้าแล้ง ย่อมมีความเสี่ยงต่อการเกิดไฟและลุกลามรุนแรงกว่าป่าไม่ผลัดใบ (Evergreen forests) ที่มีความชื้นสูงกว่า ดังนั้นการมีฐานข้อมูลแผนที่จำแนกประเภทป่าไม้ที่มีความถูกต้องแม่นยำ ความละเอียดสูง และเป็นปัจจุบัน จึงเป็นสิ่งจำเป็นเร่งด่วนในการวางแผนจัดการเชื้อเพลิง การกำหนดเขตพื้นที่เสี่ยงไฟป่า และการฟื้นฟูทรัพยากรธรรมชาติ แต่ทว่า การจำแนกประเภทป่าไม้ในพื้นที่ที่มีสภาพภูมิประเทศเป็นเทือกเขาสูงสลับซับซ้อนอย่างจังหวัดเชียงใหม่ นับเป็นความท้าทายสำคัญของการสำรวจระยะไกล เนื่องจากปัจจัยทางกายภาพเรื่องเงาเขาและความคล้ายคลึงกันของค่าการสะท้อนแสงทางสเปกตรัมของพืชพรรณต่างชนิดในบางช่วงเวลา ทำให้วิธีการดั้งเดิมที่ใช้ภาพถ่ายดาวเทียมเพียงช่วงเวลาเดียวไม่สามารถแยกแยะป่าผลัดใบและป่าไม่ผลัดใบได้อย่างมีประสิทธิภาพ เพื่อแก้ไขข้อจำกัดดังกล่าว การบูรณาการข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียมหลายช่วงเวลา (Multi-temporal imagery) ที่สามารถติดตามการเปลี่ยนแปลงทางชีพลักษณ์ (Phenology) ของพืชพรรณในรอบปี ร่วมกับเทคโนโลยีการเรียนรู้ของเครื่อง (Machine learning) บนแพลตฟอร์มประมวลผลข้อมูลขนาดใหญ่อย่าง Google Earth Engine (GEE) จึงเป็นแนวทางที่ทรงประสิทธิภาพ งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อ 1) จัดทำแผนที่จำแนกประเภทป่าไม้ของจังหวัดเชียงใหม่ ประจำปี พ.ศ. 2567 โดยประยุกต์ใช้อัลกอริทึมป่าสุ่ม (Random forest algorithm) และ 2) วิเคราะห์ลำดับความสำคัญของตัวแปร (Feature importance) ทั้งด้านดัชนีเชิงสเปกตรัมและปัจจัยสภาพภูมิประเทศ เพื่อระบุปัจจัยทางนิเวศวิทยาที่มีอิทธิพลสูงสุดต่อความถูกต้องของการจำแนก

วิธีการ: ดำเนินการบนแพลตฟอร์ม Google Earth Engine (GEE) เพื่อประมวลผลข้อมูลเชิงพื้นที่ขนาดใหญ่ โดยใช้ข้อมูลหลักจากภาพถ่ายดาวเทียม Sentinel-2 ระดับ 2A (Surface reflectance) ที่ผ่านการแก้ไขค่าการกระเจิงของบรรยากาศแล้ว ครอบคลุมพื้นที่ศึกษา 22,436 ตารางกิโลเมตร กระบวนการเตรียมข้อมูลแบ่งออกเป็นสองส่วนสำคัญ ส่วนแรกคือการสร้างภาพสังเคราะห์แบบค่ามัธยฐาน (Median composite) ในช่วงฤดูแล้ง (1 ธันวาคม พ.ศ. 2566 – 31 มีนาคม พ.ศ. 2567) โดยคัดเลือกเฉพาะภาพที่มีเมฆปกคลุมน้อยกว่าร้อยละ 60 เพื่อใช้เป็นข้อมูลฐานที่ปราศจากเมฆสำหรับวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของตัวแปร ส่วนที่สองคือการสร้างชุดข้อมูลอนุกรมเวลา (Time-series stack) ครอบคลุมภาพตัวแทนรายเดือนฤดูแล้ง (4 ช่วงเวลา) และฤดูฝน (1 ช่วงเวลา) เพื่อดึงลักษณะเด่นทางชีวลักษณะของการผลัดใบ นอกจากนี้ได้ผนวกข้อมูลสภาพภูมิประเทศ ได้แก่ ระดับความสูง (Elevation) ความลาดชัน (Slope) และทิศด้านลาด (Aspect) จากแบบจำลองความสูงเชิงเลข (SRTM DEM) โดยปรับความละเอียดเชิงพื้นที่ให้เป็น 20 เมตร โดยกำหนดตัวแปรตั้งต้นจำนวน 26 ตัวแปร ครอบคลุมดัชนีพืชพรรณ ดัชนีน้ำและดิน ดัชนีเฉพาะทางป่าไม้ และคลื่นสเปกตรัมดั้งเดิม กระบวนการคัดเลือกตัวแปร (Feature selection) ทำใน 2 ขั้นตอน คือ การคัดกรองความซ้ำซ้อนด้วยสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ของเพียร์สัน (ตัดตัวแปรที่มีค่า $r > 0.90$ และ $r < -0.90$) และการจัดลำดับความสำคัญตามค่าการลดลงของความไม่บริสุทธิ์จินี (Mean decrease in gini impurity) ด้วยอัลกอริทึมป่าสุ่ม แบบจำลองกำหนดขั้นเป้าหมาย 3 ประเภท ได้แก่ ป่าผลัดใบ ป่าไม้ผลัดใบ และพื้นที่ไม่ใช่ป่า โดยใช้จุดตัวอย่างอ้างอิงมาตรฐาน 750 จุด ที่ได้จากการสุ่มแบบแบ่งชั้นภูมิ (Stratified random sampling) แบ่งเป็นชุดข้อมูลฝึกสอนร้อยละ 80 และชุดข้อมูลทดสอบร้อยละ 20 โดยกำหนดค่าพารามิเตอร์จำนวนต้นไม้ ในแบบจำลองเท่ากับ 500 ต้น

ผลการศึกษา: ผลการคัดเลือกตัวแปรได้ชุดข้อมูลที่เหมาะสมและปราศจากความซ้ำซ้อนจำนวน 12 ตัวแปร ผลการวิเคราะห์พบว่าปัจจัยที่มีอิทธิพลสูงสุดต่อความถูกต้องของแบบจำลองคือ ข้อมูลสภาพภูมิประเทศ โดยระดับความสูง (Elevation) มีค่าความสำคัญที่ห่างเป็นอันดับหนึ่ง (629.27) รองลงมาคือความลาดชัน (492.16) สำหรับดัชนีเชิงสเปกตรัมพบว่า ดัชนีเงา (SI) (215.45) และดัชนีความต่างพืชพรรณสีเขียว (GNDVI) (184.90) มีความสำคัญสูงสุด เนื่องจากสามารถสะท้อนความซับซ้อนของโครงสร้างเรือนยอดและพฤติกรรมการทิ้งใบในหน้าแล้งได้อย่างเด็ดขาด แบบจำลอง Random Forest ที่พัฒนาขึ้นแสดงประสิทธิภาพที่ยอดเยี่ยม โดยให้ค่าความถูกต้องแบบ Out-of-Bag (OOB) สูงถึงร้อยละ 90.30 และเมื่อประเมินกับชุดข้อมูลทดสอบพบว่ามีค่าความถูกต้องโดยรวม (Overall accuracy) สูงถึงร้อยละ 95.92 พร้อมค่าสัมประสิทธิ์แคปปา (Kappa coefficient) 0.94 ผลการจำแนกรายประเภทพบว่า พื้นที่ไม่ใช่ป่า มีความถูกต้องสูงสุด (ความถูกต้องของผู้ผลิต 97.92% ความถูกต้องของผู้ใช้ 100%) รองลงมาคือ ป่าไม้ผลัดใบ (ความถูกต้องของผู้ผลิต 94.12% ความถูกต้องของผู้ใช้ 96.00%) และป่าผลัดใบ (ความถูกต้องของผู้ผลิต 95.83% ความถูกต้องของผู้ใช้ 92.00%) แผนที่ผลลัพธ์เชิงพื้นที่ระบุว่าจังหวัดเชียงใหม่มีพื้นที่ป่าผลัดใบประมาณร้อยละ 48.70 (10,779.68 ตร.กม.) กระจายตัวหนาแน่นในพื้นที่ราบเชิงเขา

และระดับความสูงปานกลาง ในขณะที่ป่าไม้ผลัดใบครอบคลุมพื้นที่ร้อยละ 32.37 (7,164.34 ตร.กม.) ซึ่งสอดคล้องกับหลักนิเวศวิทยาป่าไม้บนพื้นที่สูง อย่างไรก็ตาม การตรวจสอบความถูกต้องเชิงพื้นที่ยังคงพบข้อจำกัดบางประการ โดยเฉพาะบริเวณรอยต่อทางนิเวศวิทยา (Ecotone) ที่ระดับความสูง 800–1,150 เมตร ซึ่งสังคมพืชมีความซับซ้อน และการจำแนกชนิดพืชรากในพื้นที่เกษตรกรรมประเภทไม้ผลยืนต้นอายุยาว เช่น สวนลำไยและสวนส้ม ที่มีลักษณะเรือนยอดสีเขียวตลอดปีคล้ายคลึงกับป่าธรรมชาติ

สรุป: การศึกษาครั้งนี้พิสูจน์ให้เห็นว่า การประยุกต์ใช้อัลกอริทึมป่าไม้ร่วมกับข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Sentinel-2 แบบอนุกรมเวลาบนแพลตฟอร์มคลาวด์คอมพิวติ้ง เป็นเครื่องมือที่มีประสิทธิภาพสูงและมีความทนทาน (Robustness) ในระดับแนวหน้าสำหรับการจัดทำแผนที่ป่าไม้ในภูมิภาคที่สลับซับซ้อน ข้อค้นพบเชิงประจักษ์ยืนยันว่า ระดับความสูงทำหน้าที่เสมือนเส้นแบ่งเขตทางนิเวศวิทยาที่สำคัญที่สุดในการจำแนกประเภทป่าไม้ในภาคเหนือของไทย แผนที่ผลลัพธ์ที่ได้จากงานวิจัยนี้มีความแม่นยำสูงและเหมาะสมอย่างยิ่งต่อการนำไปประยุกต์ใช้เป็นฐานข้อมูลเชิงพื้นที่ เพื่อกำหนดขอบเขตพื้นที่เสี่ยงและบริหารจัดการไฟป่าระดับพื้นที่ได้อย่างตรงจุด เพื่อการพัฒนาแบบจำลองในอนาคต ผู้วิจัยเสนอแนะให้มีการปรับปรุงการจำแนกชั้นข้อมูลพื้นที่ไม้ใช้ป่าให้มีรายละเอียดมากขึ้น โดยแยกพื้นที่สวนผลไม้ออกเป็นประเภทย่อย และพิจารณาบูรณาการข้อมูลจากเซนเซอร์เรดาร์ (Sentinel-1 SAR) หรือการวิเคราะห์พื้นผิว (Texture analysis) เพื่อยกระดับความสามารถในการแยกแยะโครงสร้างทางกายภาพของพืชพรรณให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

คำสำคัญ: การสำรวจระยะไกล, ภูเกิลเอิร์ธเอนจิน, การเรียนรู้ของเครื่อง, อัลกอริทึมป่าไม้

¹ สาขาวิชาการจัดการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

² คณะผลิตกรรมการเกษตร มหาวิทยาลัยแม่โจ้ เชียงใหม่ 50290

³ ภาควิชาการจัดการป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

* ผู้รับผิดชอบบทความ; sutheera@mju.ac.th หรือ h.sutheera@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6595>

ORIGINAL ARTICLE

**Application of Random Forest Algorithm and Multi-Temporal Satellite Data
for Forest Types Classification in Chiang Mai Province**Atthavee Phimpa¹, Sutteera Hermhuk^{1,2*}, Witchaphart Sungpalee^{1,2} and Weeraphart Khunrattanasiri³

Received: 26 January 2026

Revised: 12 March 2026

Accepted: 25 March 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Chiang Mai Province is strategically important as a major watershed area for the Ping River basin ecosystem and boasts one of the highest biodiversity levels in Thailand. However, this area is currently facing a severe and challenging environmental crisis, particularly the rapid decline in forest area and recurring wildfires during the dry season. These fires have ongoing consequences, leading to transboundary air pollution and PM 2.5 levels that are hazardous to public health and the regional economy. The severity and spread of wildfires are directly related to fuel type and forest types. Deciduous forests, such as dry dipterocarp forest and mixed deciduous forest, which ecologically shed leaves and accumulate large amounts of dry biomass fuel during the dry season, are more susceptible to fire and more severe fire spread than evergreen forests, which have higher humidity levels. Therefore, an accurate, high-resolution, and up-to-date forest classification map database is urgently needed for fuel management planning, wildfire risk zone identification, and natural resource restoration. However, classifying forest types in the complex mountainous terrain of Chiang Mai Province presents a significant challenge for remote sensing due to physical factors such as mountain shadows and the similarity of spectral reflectance values among different vegetation species at certain times. Traditional methods using single-temporal satellite imagery cannot effectively distinguish between deciduous and evergreen forests. To overcome this limitation, integrating multi-temporal satellite imagery capable of tracking vegetation phenology changes throughout the year, along with machine learning technology on a large-scale data processing platform like Google Earth Engine (GEE), is a powerful approach. This research therefore aims to: 1) create a forest classification map of Chiang Mai Province for the year 2024 using a random forest (RF) algorithm, and 2) analyze the feature importance of both spectral indices and topographic factors to identify the ecological factors that have the greatest influence on classification accuracy.

Method: This study was conducted on the Google Earth Engine (GEE) platform to process large-scale geospatial data. The primary dataset comprised Sentinel-2 Level 2A (Surface Reflectance) imagery, which had been atmospherically corrected, covering the entire 22,436 square kilometers. The data preparation process was divided

into two main parts. The first involved creating a median composite image during the dry season (December 1, 2023 – March 31, 2024), selecting only images with less than 60% cloud cover to serve as a cloud-free baseline for analyzing the relationships between variables. The second component involved constructing a time-series stack comprising representative monthly images from four dry-season periods and one wet-season period. This multi-temporal approach was specifically designed to capture the distinct phenological signatures of leaf shedding and greening. Furthermore, topographic data, including elevation, slope, and aspect, were derived from the Shuttle Radar Topography Mission Digital Elevation Model (SRTM DEM) and resampled to a 20-meter spatial resolution. The researchers initially calculated a comprehensive set of 26 predictor variables, encompassing vegetation indices, water and soil indices, forest-specific indices, and original spectral bands. To optimize model performance, a two-step Feature Selection process was implemented. Initially, Pearson's correlation coefficient analysis was used to eliminate highly redundant variables (excluding those with $r > 0.90$ or $r < -0.90$). Subsequently, the remaining variables were ranked based on the Mean Decrease in Gini Impurity metric using the Random Forest algorithm. The classification model targeted three distinct classes: deciduous forest, evergreen forest, and non-forest. Reference data consisted of 750 standard ground-truth points, collected via stratified random sampling to ensure spatial independence. These points were randomly partitioned into an 80% training set (600 points) and a 20% testing set (150 points). The RF classifier was parameterized with 500 decision trees (ntrees) to maximize stability.

Results: The feature selection process successfully refined the dataset to an optimal subset of 12 non-redundant variables. The analysis revealed that topographic features were the most influential factors governing the model's predictive capability. Specifically, elevation was dominance the ranking with the highest importance score (629.27), followed by slope (492.16). Among the spectral predictors, the shadow index (SI) (215.45) and the Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI) (184.90) proved to be the most critical variables, as they effectively captured the complexities of canopy structures and mitigated topographic shadow effects during the dry season. The developed RF model demonstrated exceptional performance, achieving a high Out-of-Bag (OOB) accuracy of 90.30%. When evaluated against the independent testing set, the model yielded an Overall Accuracy of 95.92% and a Kappa coefficient of 0.94. Class-specific performance analysis indicated that the non-forest class achieved the highest accuracy (Producer's Accuracy 97.92%, User's Accuracy 100%), followed by evergreen forest (Producer's Accuracy 94.12%, User's Accuracy 96.00%), and deciduous forest (Producer's Accuracy 95.83%, User's Accuracy 92.00%). The final spatial map revealed that deciduous forests cover approximately 48.70% (10,779.68 km²) of the province, predominantly distributed in foothills and mid-elevation zones, while evergreen forests account for 32.37% (7,164.34 km²), densely dominating the higher mountain ranges, which perfectly aligns with highland forest ecology principles. However, spatial verification identified specific limitations. Minor misclassifications were observed within ecological

transition zones (ecotones) at elevations between 800 and 1,150 meters due to highly mixed forest structures. Additionally, spectral confusion occurred in agricultural areas containing perennial, long-living fruit orchards (e.g., longan and orange orchards), which maintain permanent green canopies that closely resemble the spectral signatures of natural evergreen forests.

Conclusion: This study demonstrates that applying a RF algorithm with multi-temporal Sentinel-2 imagery on a cloud computing platform provides a highly robust, cutting-edge tool for mapping complex forest ecosystems in mountainous regions. Empirical findings confirm that elevation serves as the most important ecological boundary for forest classification in northern Thailand. The resulting high-precision classification map serves as a vital spatial database for accurately delineating wildfire risk zones and supporting targeted natural resource management. For further enhance model accuracy in future research, it is highly recommended to refine the non-forest class by explicitly separating perennial fruit orchards into distinct sub-categories. Furthermore, incorporating Synthetic Aperture Radar (Sentinel-1 SAR) data or employing advanced texture analysis should be strongly considered to improve the differentiation of physical vegetation structures across complex landscapes.

Keyword: Remote sensing, google earth engine, machine learning, random forest algorithm

¹ Program in Forest Management, Maejo University Phrae Campus, Phrae Province 54140, Thailand

² Faculty of Agricultural Production, Maejo University, Chiang Mai Province 50290, Thailand

³ Department of Forest Management, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

*Corresponding author; sutheera@mju.ac.th or h.sutheera@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6595>

คำนำ (Introduction)

ทรัพยากรป่าไม้มีความสำคัญอย่างยิ่งต่อความมั่นคงทางระบบนิเวศและเสถียรภาพด้านสิ่งแวดล้อมของประเทศไทย ซึ่งรัฐบาลได้กำหนดเป้าหมายยุทธศาสตร์ชาติ 20 ปี ในการเพิ่มพื้นที่ป่าให้ได้ร้อยละ 40 ของพื้นที่ประเทศ (Subcommittee on Drafting National Forest Policy and National Forest Development Master Plan, 2020) อย่างไรก็ตาม ข้อมูลจากกรมป่าไม้ในปี พ.ศ. 2567 ชี้ให้เห็นสถานการณ์ที่น่ากังวล โดยพื้นที่ป่าของประเทศเหลือเพียงร้อยละ 31.46 และมีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง โดยเฉพาะอย่างยิ่งในจังหวัดเชียงใหม่ ซึ่งเป็นพื้นที่ที่มีความสำคัญเชิงนิเวศสูงสุดในภาคเหนือ พบการสูญเสียพื้นที่ป่ามากที่สุดในประเทศถึง 39.96 ตารางกิโลเมตร หรือ 3,995.93 เฮกตาร์ ภายในระยะเวลาเพียงหนึ่งปี (Forest Land Management Bureau, 2025) สาเหตุหลักมาจากการขยายพื้นที่เกษตรกรรม การบุกรุกพื้นที่ และปัญหาไฟป่าที่ทวีความรุนแรงขึ้น ซึ่งมีความสัมพันธ์โดยตรงกับประเภทของป่าไม้ กล่าวคือ ป่าผลัดใบ (Deciduous forests) มีความเสี่ยงต่อการเกิดไฟป่าสูงกว่าป่าไม่ผลัดใบ (Evergreen forests) เนื่องจากมีการสะสมเชื้อเพลิงชีวมวลในช่วงฤดูแล้ง (Yatar *et al.*, 2024) และป่าไม่ผลัดใบมักมีการบุกรุกการขยายพื้นที่เกษตรมากกว่าพื้นที่ป่าผลัดใบ จากความอุดมสมบูรณ์ของดิน (Hermhuk *et al.*, 2020) และประกอบกับมีการตั้งถิ่นฐานของกลุ่มชาติพันธุ์บนพื้นที่สูง (Yamvudhi *et al.*, 2016) ดังนั้นการมีข้อมูลจำแนกประเภทป่าไม้ที่มีความถูกต้อง แม่นยำ

และเป็นปัจจุบัน จึงเป็นสิ่งจำเป็นเร่งด่วนสำหรับการวางแผนจัดการไฟป่าและการฟื้นฟูทรัพยากรธรรมชาติอย่างมีประสิทธิภาพ (Royal Forest Department, 2023)

การจำแนกประเภทป่าไม้ในพื้นที่ที่มีความซับซ้อนทางภูมิประเทศและมีความหลากหลายทางชีวภาพสูงอย่างจังหวัดเชียงใหม่ เป็นความท้าทายสำคัญของการสำรวจระยะไกล (Remote sensing) การใช้ข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียมเพียงช่วงเวลาเดียวมักไม่เพียงพอต่อการแยกแยะป่าผลัดใบออกจากป่าไม่ผลัดใบ เนื่องจากพืชพรรณอาจมีค่าการสะท้อนแสงทางสเปกตรัมที่คล้ายคลึงกันในบางฤดูกาล (Zhu & Liu, 2014) งานวิจัยในอดีตจึงมุ่งเน้นการใช้ข้อมูลหลายช่วงเวลา (Multi-temporal imagery) เพื่อดึงลักษณะเด่นทางชีวลักษณะ (Phenology) หรือลายเซ็นด์ทางเวลา (Temporal signature) ของพืชพรรณออกมาใช้ประโยชน์ โดยเฉพาะการเปลี่ยนแปลงของดัชนีพืชพรรณในช่วงฤดูแล้งเปรียบเทียบกับฤดูฝน ซึ่งได้รับการพิสูจน์แล้วว่าสามารถเพิ่มความแม่นยำในการจำแนกได้อย่างมีนัยสำคัญ (Khongseng, 2017; Cheng & Wang, 2019) นอกจากนี้การเลือกใช้ข้อมูลจากดาวเทียม Sentinel-2 ที่มีความละเอียดเชิงพื้นที่สูงและมีช่วงคลื่น Red-edge ร่วมกับแพลตฟอร์มประมวลผลประสิทธิภาพสูงอย่าง Google earth engine (GEE) ยังช่วยเปิดโอกาสให้นักวิจัยสามารถวิเคราะห์ข้อมูลอนุกรมเวลาขนาดใหญ่ได้อย่างรวดเร็วและแม่นยำยิ่งขึ้น (Gorelick *et al.*, 2017; Forkuor *et al.*, 2018)

อัลกอริทึมป่าสุ่ม (Random forest algorithm, RFA) ได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวางว่าเป็นเครื่องมือที่มีประสิทธิภาพสูงสำหรับจำแนกข้อมูลที่มีความซับซ้อนและมีมิติสูง โดยเฉพาะในงานด้านป่าไม้ เนื่องจากมีการป้องกันต่อสัญญาณรบกวนและสามารถจัดการกับตัวแปรจำนวนมากได้ดีกว่าวิธีดั้งเดิม (Belgiu & Dragut, 2016) อย่างไรก็ดี ยังมีงานวิจัยจำนวนน้อยที่บูรณาการข้อมูล Sentinel-2 แบบหลายช่วงเวลา ร่วมกับชุดดัชนีพืชพรรณ ดัชนีความชื้น และข้อมูลภูมิประเทศ บนแพลตฟอร์ม GEE เพื่อจำแนกป่าผลัดใบและป่าไม้ผลัดใบในบริบทพื้นที่ภูเขาสูงของภาคเหนือตอนบนของไทยอย่างเจาะจง งานวิจัยนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อ (1) จัดทำแผนที่จำแนกประเภทป่าไม้ของจังหวัดเชียงใหม่ ปี 2567 ในระดับความละเอียดที่เหมาะสมต่อการจัดการป่าไม้ และ (2) การวิเคราะห์ความสำคัญของตัวแปร (Feature importance) ที่ส่งผลต่อความแม่นยำของแบบจำลอง เพื่อเป็นแนวทางในการติดตามและบริหารจัดการทรัพยากรป่าไม้อย่างยั่งยืนต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

การศึกษานี้ครอบคลุมพื้นที่ทั้งหมดของจังหวัดเชียงใหม่ (Figure 1) ตั้งอยู่ระหว่าง พิกัด UTM (WGS84 โซน 47N) ที่ 402,554 ถึง 559,252 ตะวันออก (East) และ 1,907,443 ถึง 2,218,959 เหนือ (North) มีสภาพภูมิอากาศโดยทั่วไปเป็นแบบร้อนชื้นสลับแล้ง (Tropical wet and dry climate) โดยอ้างอิงข้อมูลสถิติภูมิอากาศคาบ 30 ปี

(พ.ศ. 2534 – พ.ศ. 2563) มีอุณหภูมิเฉลี่ยรายปีประมาณ 25.4 องศาเซลเซียส มีอุณหภูมิเฉลี่ยรายเดือนต่ำสุดในช่วงฤดูหนาว (เดือนมกราคม) ประมาณ 22 องศาเซลเซียส และสูงสุดในช่วงฤดูร้อน (เดือนเมษายน) ประมาณ 29-30 องศาเซลเซียส และมีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปี 1,100–1,200 มิลลิเมตร (Thai Meteorological Department, 2024)

ลักษณะดินในพื้นที่ราบลุ่มและที่ดอนประกอบด้วยชุดดินที่สำคัญ ได้แก่ ชุดดินเชียงใหม่ (Chiang Mai series) ชุดดินหางดง (Hang Dong series) และชุดดินสันทราย (San Sai series) ซึ่งเป็นดินร่วนปนทรายที่เกิดจากตะกอนลำนํ้า ในขณะที่พื้นที่ป่าไม้ในเขตภูเขาสูงส่วนใหญ่จัดอยู่ในกลุ่มชุดดินที่ลาดชัน (Slope Complex: SC) ซึ่งมีความเสี่ยงต่อการชะล้างพังทลายสูง (Royal Irrigation Department, 2020)

สภาพป่าไม้ในพื้นที่ประกอบด้วยสังคมพืชที่มีความหลากหลาย โดยสามารถจำแนกกลุ่มป่าผลัดใบ (Deciduous forests) ได้แก่ ป่าเบญจพรรณ (Mixed deciduous forest) และป่าเต็งรัง (Deciduous dipterocarp forest) ซึ่งมักพบในพื้นที่ที่มีความสูงต่ำกว่า 1,000 เมตร และกลุ่มป่าไม้ผลัดใบ (Evergreen forests) ได้แก่ ป่าดิบเขา (Montane evergreen forest) ป่าดิบแล้ง (Dry evergreen forest) และป่าสน (Pine forest) ซึ่งมักกระจายตัวในพื้นที่ภูเขาสูง (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2022) มีพื้นที่ 22,436 ตารางกิโลเมตร

ลักษณะภูมิประเทศส่วนใหญ่เป็นภูเขาสูงสลับซับซ้อนและที่ราบระหว่างหุบเขา มีความ

หลากหลายของพืชพรรณสูงและเป็นพื้นที่ป่าต้นน้ำที่สำคัญของประเทศ โดยขอบเขตการศึกษาอ้างอิงตามเขตการปกครองของกรมการปกครองเพื่อจำแนกพื้นที่ป่าไม้ (Figure 1)

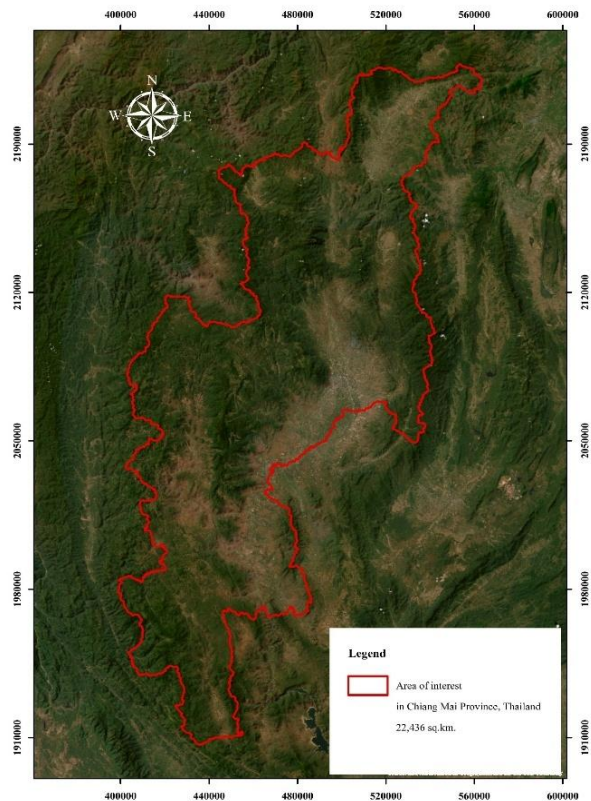


Figure 1 Area of interest in Chiang Mai Province, Thailand

2. วิธีการ (Methods)

2.1 การเตรียมข้อมูล (Data preparation)

การประมวลผลข้อมูลทั้งหมดดำเนินการบนแพลตฟอร์ม Google earth engine (GEE) ซึ่งเป็นระบบประมวลผลภูมิสารสนเทศบนคลาวด์สำหรับการวิเคราะห์ข้อมูลขนาดใหญ่ (Gorelick *et al.*, 2017) โดยใช้ข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Sentinel-2 ระดับ 2A (Surface reflectance) ที่ผ่านการแก้ไขค่าบรรยากาศแล้ว ร่วมกับข้อมูลแบบจำลองความสูง

เชิงเลข (Digital elevation model, DEM) จากชุดข้อมูลความสูงแบบดิจิทัลจากภารกิจ (Shuttle radar topography, SRTM) ความละเอียด 30 เมตร เพื่อสกัดตัวแปรด้านสภาพภูมิประเทศ ได้แก่ ระดับความสูง ความลาดชัน และทิศด้านลาด โดยข้อมูลสภาพภูมิประเทศถูกปรับความละเอียดเชิงพื้นที่ (Resampling) ให้เป็น 20 เมตร ด้วยวิธี Bilinear interpolation (Jensen, 2015) ให้สอดคล้องกับความละเอียดของข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Sentinel-2 ที่ถูกปรับให้อยู่ในสเกล 20 เมตร ด้วยวิธี Nearest neighbor

2.2 การเก็บข้อมูล (Data collection)

1. การเตรียมชุดข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม (Satellite data preparation) กำหนดกระบวนการเตรียมข้อมูลออกเป็น 2 ส่วนหลัก ได้แก่

1.1 สำหรับการคัดเลือกตัวแปรตั้งต้น: สร้างภาพสังเคราะห์แบบค่ามัธยฐาน (Median composite) จากภาพถ่ายในช่วงฤดูแล้ง (1 ธันวาคม พ.ศ. 2566 – 31 มีนาคม พ.ศ. 2567) ที่ผ่านการกรองเมฆให้น้อยกว่าร้อยละ 60 เพื่อให้ได้ภาพตัวแทนที่ปราศจากเมฆและมีความสมบูรณ์ที่สุดสำหรับวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของตัวแปร

1.2 สำหรับการสร้างชุดตัวแปรอนุกรมเวลา: จัดเตรียมภาพตัวแทนรายเดือนในช่วงฤดูแล้งจำนวน 4 ช่วงเวลา และภาพตัวแทนช่วงฤดูฝน (1 พฤษภาคม – 31 ตุลาคม พ.ศ. 2567) จำนวน 1 ช่วงเวลา รวมเป็น 5 ช่วงเวลา เพื่อสร้างชุดข้อมูลอนุกรมเวลา (Time-series stack) ที่สามารถสะท้อนพลวัตการเปลี่ยนแปลงทางชีพลักษณ์ (Phenology)

ของพืชพรรณในรอบปี (Khongseng, 2017; Cheng & Wang, 2019)

2. การคำนวณและคัดเลือกตัวแปร (Variable Calculation and Selection) กำหนดชุดตัวแปรตั้งต้นเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ รวมทั้งหมด 26 ตัวแปร แบ่งเป็น 6 กลุ่ม ดังนี้

2.1 กลุ่มดัชนีพืชพรรณ จำนวน 4 ตัวแปร ได้แก่ Normalized difference vegetation index (NDVI), Enhanced vegetation index (EVI), Soil-adjusted vegetation index (SAVI) และ Green normalized difference vegetation index (GNDVI)

2.2 กลุ่มดัชนีน้ำและความชื้น จำนวน 3 ตัวแปร ได้แก่ Normalized Difference Water Index (NDWI), Normalized Difference Moisture Index (NDMI) และ Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)

2.3 กลุ่มดัชนีสิ่งปลูกสร้างและดิน จำนวน 4 ตัวแปร ได้แก่ Normalized Difference Built-up Index (NDBI), Urban Index (UI), Bare Soil Index (BSI) และ Modified Built-Up Index (MBUI)

2.4 กลุ่มดัชนีเฉพาะทางป่าไม้ จำนวน 2 ตัวแปร ได้แก่ Forest Discrimination Index (FDI) และ Shadow Index (SI)

2.5 กลุ่มข้อมูลคลื่นสเปกตรัมดั้งเดิม จำนวน 10 ตัวแปร ได้แก่ B2-Blue, B3 – Green, B4 – Red, B5 - Red Edge 1, B6 - Red Edge 2, B7 - Red Edge 3, B8 – NIR, B8A - Narrow NIR, B11 - SWIR 1 และ B12 - SWIR 2

2.6 กลุ่มข้อมูลสภาพภูมิประเทศ จำนวน 3 ตัวแปร ได้แก่ Elevation, Slope และ Aspect

โดยตัวแปรในกลุ่มที่ 1 ถึง 5 ถูกคำนวณและสกัดจากภาพสังเคราะห์แบบค่ามัธยฐาน (จากข้อ 1.1) จากนั้นทำการคัดเลือกตัวแปร (Feature selection) 2 ขั้นตอน คือ (1) การวิเคราะห์สัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์ของเพียร์สัน (Pearson's correlation) เพื่อตัดตัวแปรที่มีความซ้ำซ้อนกันสูง (โดยพิจารณาว่า $r > 0.90$ และ $r < -0.90$) ออกตามเกณฑ์ของ Dormann *et al.* (2013) และ (2) การจัดลำดับความสำคัญของตัวแปร (Feature importance) ด้วยอัลกอริทึม RF เพื่อคัดเลือกตัวแปรที่มีประสิทธิภาพสูงสุด ซึ่งได้รับการยอมรับว่าเป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพในการระบุตัวแปรทางนิเวศวิทยา (Cutler *et al.*, 2007) ผลจากการคัดเลือกได้ชุดตัวแปรตัวแทนที่เหมาะสมที่สุดจำนวน 12 ตัวแปร โดยแบ่งเป็นตัวแปรเชิงสเปกตรัมจำนวน 9 ตัวแปร และตัวแปรภูมิประเทศคงที่จำนวน 3 ตัวแปร จากนั้นผู้วิจัยจึงนำเฉพาะตัวแปรเชิงสเปกตรัมทั้ง 9 ตัวแปร ไปดึงค่าจากภาพตัวแทนทั้ง 5 ช่วงเวลา (จากข้อ 1.2) เพื่อสร้างเป็นอนุกรมเวลาจำนวน 45 ชั้นข้อมูล (9 ตัวแปร x 5 ช่วงเวลา) และนำมาซ้อนทับ (Stacking) ร่วมกับข้อมูลภูมิประเทศ 3 ชั้นข้อมูล รวมเป็นชุดข้อมูลนำเข้าสำหรับแบบจำลองทั้งสิ้น 48 ชั้นข้อมูล วิธีการนี้ช่วยป้องกันปัญหามิติข้อมูลสูงเกินความจำเป็น ที่อาจเกิดขึ้นหากนำตัวแปรเริ่มต้นทั้ง 26 ตัวแปรไปคำนวณในทุกช่วงเวลา

3. การสร้างแบบจำลองและการจำแนกประเภทป่า (Model development): กำหนดชั้นข้อมูลเป้าหมายเป็น 3 กลุ่ม คือ 1) ป่าผลัดใบ ได้แก่ ป่าเต็งรัง ป่าเบญจพรรณ และป่าเต็งรังผสมสน

2) ป่าไม้ผลัดใบ ได้แก่ ป่าดิบแล้ง ป่าดิบเขา และป่า
 ริมน้ำ และ 3) พื้นที่ไม่ใช่ป่า (Non-forest) คือ พื้นที่
 เกษตรกรรม และพื้นที่เบ็ดเตล็ด โดยใช้จุดตัวอย่าง
 อ้างอิงจำนวน 750 จุด ซึ่งรวบรวมจากการสำรวจ
 ภาคสนามและการแปลภาพถ่ายดาวเทียมความ
 ละเอียดยุคสูง โดยใช้วิธีการสุ่มแบบแบ่งชั้นภูมิ
 (Stratified random sampling) เพื่อให้กระจายตัว
 ครอบคลุมทั่วพื้นที่จังหวัดเชียงใหม่ (Figure 2) โดย
 กำหนดระยะห่างขั้นต่ำระหว่างจุดตัวอย่างแต่ละจุด
 ไว้ไม่น้อยกว่า 500 เมตร เพื่อสร้างความเป็นอิสระ
 เชิงพื้นที่ และป้องกันปัญหาความสัมพันธ์เชิงพื้นที่
 ที่อาจส่งผลให้แบบจำลองเรียนรู้เกินพอดีและ
 ประเมินค่าความถูกต้องสูงเกินจริง

จากนั้นนำชุดข้อมูลดังกล่าวมาแบ่งสัดส่วน
 เป็นชุดข้อมูลฝึกสอน (Training set) ร้อยละ 80 และ
 ชุดข้อมูลทดสอบ (Testing set) ร้อยละ 20 ตาม
 หลักเกณฑ์มาตรฐานการประเมินความถูกต้อง
 (Congalton & Green, 2019) เพื่อให้มั่นใจว่าชุด
 ข้อมูลทดสอบมีความเป็นอิสระเชิงพื้นที่และไม่มี
 การซ้อนทับกับชุดข้อมูลฝึกสอนอย่างแท้จริง ใน
 การแบ่งชุดข้อมูลได้กำหนดค่าเมล็ดสุ่ม (Random
 seed) ไว้ที่ 42 เพื่อให้มั่นใจว่าผลการสุ่มมีความคงที่
 และสามารถทำซ้ำได้ (Reproducibility) ดำเนินการ
 สร้างและฝึกสอนแบบจำลองด้วย RFA ซึ่งพัฒนา
 โดย Breiman (2001) โดยกำหนดพารามิเตอร์
 จำนวนต้นไม้ (Number of trees) เท่ากับ 500 ต้น
 และใช้การสุ่มตัวอย่างแบบ Bagging ในสัดส่วน
 ร้อยละ 50 (Bag fraction = 0.5) ของข้อมูลฝึกสอน
 นอกจากนี้ได้กำหนดจำนวนตัวแปรที่สุ่มในแต่ละ

จุดแตกแขนง (mtry) ให้เท่ากับรากที่สองของ
 จำนวนตัวแปรทั้งหมด และไม่มีการจำกัดความลึก
 สูงสุดของต้นไม้ (Max depth = None) เพื่อให้
 แบบจำลองสามารถเรียนรู้ความซับซ้อนของข้อมูล
 พืชพรรณได้อย่างสมบูรณ์

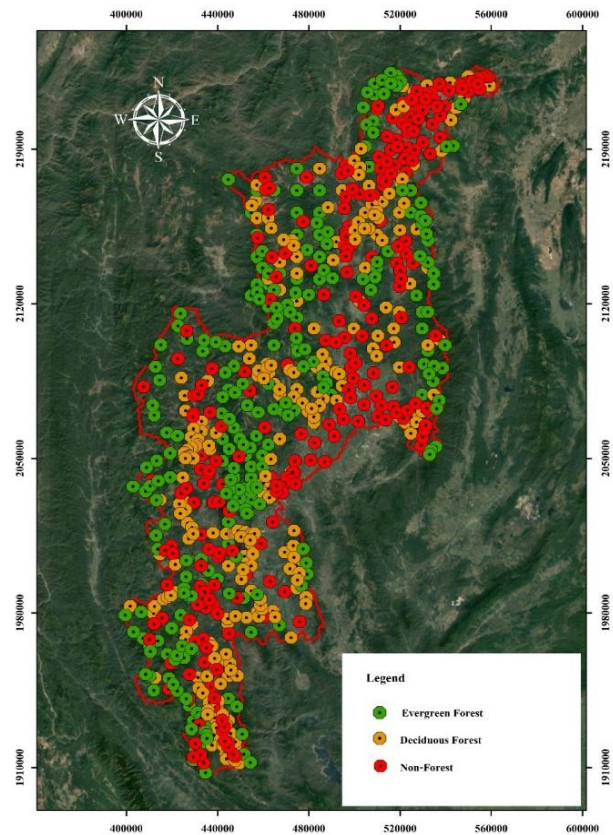


Figure 2 Distribution of 750 reference points for model training and testing, generated using stratified random sampling across Chiang Mai Province.

4. การประเมินความถูกต้อง (Accuracy Assessment): ประเมินประสิทธิภาพของแผนที่
 ผลลัพธ์ด้วยตารางความสับสน (Confusion matrix)
 โดยคำนวณค่าความถูกต้องโดยรวม (Overall
 accuracy) ค่าสัมประสิทธิ์แคปปา (Kappa
 coefficient) รวมถึงความถูกต้องของผู้ผลิต

(Producer's accuracy) และความถูกต้องของผู้ใช้ (User's accuracy) จากชุดข้อมูลทดสอบอิสระ ตามแนวทางของ Congalton & Green (2019)

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. การคัดเลือกตัวแปร

เพื่อให้ได้ชุดข้อมูลที่มีประสิทธิภาพสูงสุด และลดปัญหาความซ้ำซ้อนของข้อมูลนำเข้า ผู้วิจัยได้ดำเนินการวิเคราะห์สหสัมพันธ์ของเพียร์สัน (Pearson's correlation) ระหว่างคู่ตัวแปรตั้งต้นทั้งหมด 26 ตัวแปร ผลการศึกษาพบว่ามีกลุ่มตัวแปรที่มีค่าสัมประสิทธิ์สหสัมพันธ์เชิงบวกสูงกว่า 0.90 และ เชิงลบในทิศทางตรงกันข้ามที่น้อยกว่า -0.90 ซึ่งบ่งชี้ถึงความซ้ำซ้อนและผกผันของข้อมูล โดยเฉพาะในกลุ่มดัชนีพืชพรรณ กลุ่มดัชนีน้ำ กลุ่มดัชนีสิ่งปลูกสร้าง และคลื่นสเปกตรัม ที่มีความสัมพันธ์กันสูงมาก จึงมีความจำเป็นต้องคัดเลือกตัวแปรตัวแทนที่ดีที่สุดเพียงตัวแปรเดียวในแต่ละกลุ่มเพื่อนำไปใช้ในการวิเคราะห์ขั้นต่อไป

หลังจากพิจารณาความซ้ำซ้อน ผู้วิจัยได้ดำเนินการจัดลำดับความสำคัญของตัวแปร ด้วย Random forest algorithm (RFA) เพื่อคัดเลือกตัวแปรตัวแทนที่มีประสิทธิภาพสูงสุด โดยพิจารณาจากคะแนนการลดลงของความไม่บริสุทธิ์จินี (Mean decrease in Gini impurity) ซึ่งเป็นค่าสถิติมาตรฐานที่คำนวณโดยอัตโนมัติจากชุดคำสั่งของแบบจำลอง (Gislason *et al.*, 2006) ผลการวิเคราะห์แสดงให้เห็นว่า ข้อมูลสภาพภูมิประเทศ (Topographic features) เป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลสูงสุดต่อการจำแนกประเภทป่าไม้ (Figure 3) โดยระดับ

ความสูงจากน้ำทะเล (Elevation) มีค่าความสำคัญสูงสุดเป็นอันดับ 1 (629.27) รองลงมาคือความลาดชัน (slope) (492.16) สำหรับกลุ่มดัชนีความต่างของพืชด้วยช่วงคลื่นแสงสีเขียว (GNDVI) มีค่าความสำคัญสูงสุด (184.90) ซึ่งสูงกว่าค่าดัชนีการสะท้อนของพืช (NDVI) (163.09) แสดงให้เห็นว่าดัชนีที่ใช้ช่วงคลื่นสีเขียวมีความไวต่อการจำแนกประเภทป่าไม้ในพื้นที่ศึกษานี้ได้ดีกว่า นอกจากนี้ ดัชนีเงา (SI) ยังมีค่าความสำคัญสูงถึง 215.45 ซึ่งสะท้อนถึงบทบาทในการช่วยลดผลกระทบจากเงาภูเขาในพื้นที่ที่มีความสลับซับซ้อน

จากกระบวนการคัดกรองข้างต้น ผู้วิจัยได้คัดเลือกตัวแปรที่มีความเหมาะสมที่สุด จำนวน 12 ตัวแปร เพื่อนำไปสร้างแบบจำลอง ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเล (Elevation) ทิศด้านลาด (Aspect) และความลาดชัน (Slope) ที่ได้จากแผนที่ช่วงชั้นความสูงเชิงเลข (Digital elevation model) ดัชนี Green normalized difference vegetation index (GNDVI), Normalized difference water index (NDWI), Urban index (UI), Shadow index (SI) ที่ได้จากสมการของ Gitelson *et al.* (1996); Kawamura *et al.* (1996); McFeeters (1996) และ Rikimaru (1997) และข้อมูลคลื่นสเปกตรัม (Spectrum index) 5 ช่วงคลื่น ได้แก่ Band 2 (Blue), Band 3 (Green), Band 5 (Red-edge 1), Band 8A (NIR narrow) และ Band 11 (SWIR 1) ซึ่งได้ข้อมูลจากดาวเทียม Sentinel-2

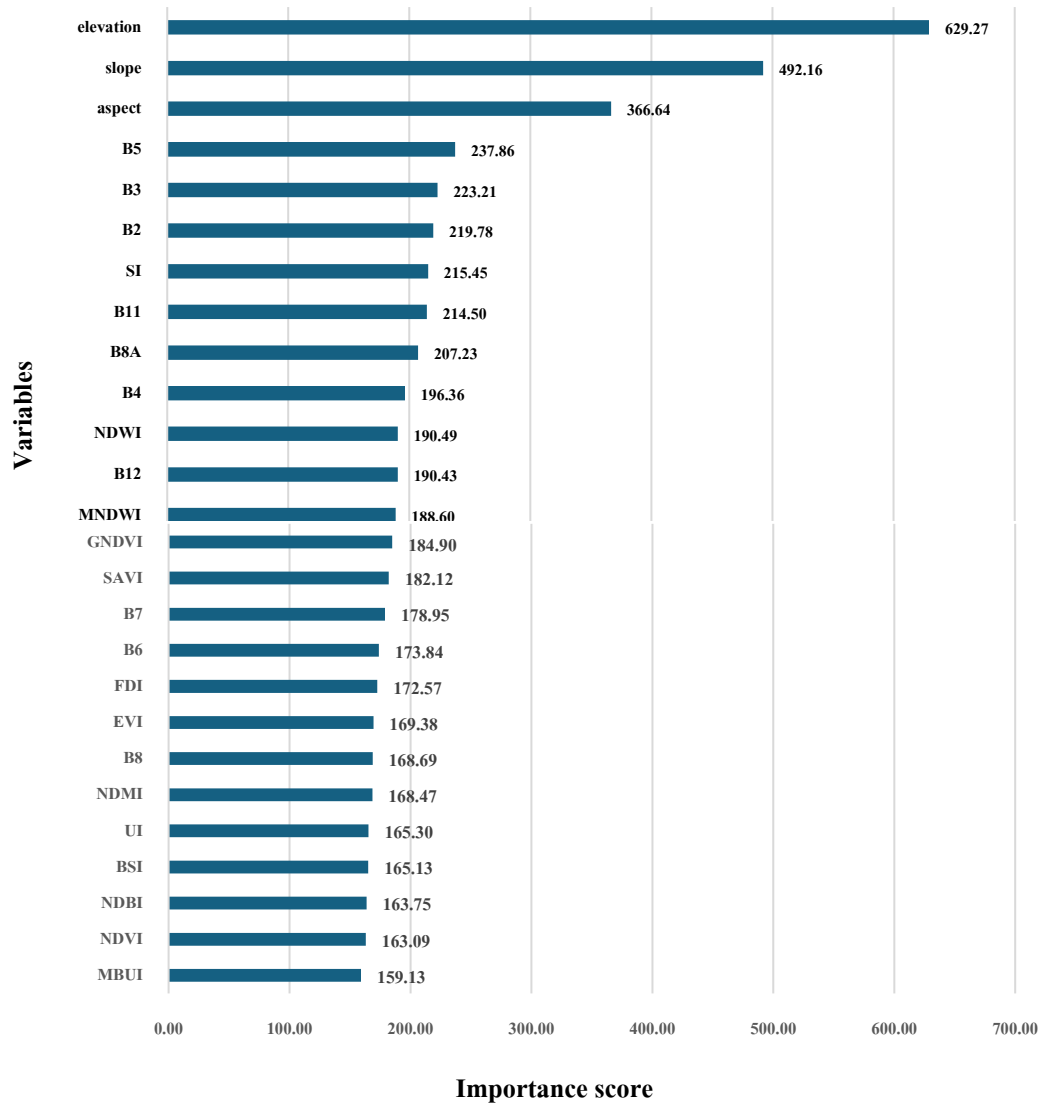


Figure 3 Factors variable importance scores derived from the random forest algorithm (RFA)

2. การจำแนกประเภทป่าไม้

เมื่อนำชุดข้อมูลอนุกรมเวลาและตัวแปรคงที่ มาสร้างแบบจำลองด้วย RFA ได้แผนที่การจำแนกประเภทป่าไม้จังหวัดเชียงใหม่ ปี พ.ศ. 2567 (Figure 4) และจากการประเมินความถูกต้องทางสถิติด้วยตารางความสับสน (Confusion matrix) พบว่าแบบจำลองมีความถูกต้องโดยรวม (Overall accuracy) สูงถึงร้อยละ 95.92 และค่าสัมประสิทธิ์

แคปปา (Kappa coefficient) เท่ากับ 0.94 (Table 1) มีรายละเอียดในแต่ละประเภท ดังนี้

1. ป่าไม้ผลัดใบ (Evergreen forests): มีความถูกต้องของผู้ใช้ (UA) 96.00% และความถูกต้องของผู้ผลิต (PA) 94.12% โดยพบการปะปนกันกับป่าผลัดใบ จำนวน 3 จุดตัวอย่าง พบว่าจุดดังกล่าวตั้งอยู่ที่ระดับความสูงประมาณ 832, 1,075 และ 1,151 เมตรจากระดับน้ำทะเลปานกลาง ซึ่งเป็น

บริเวณรอยต่อของระบบนิเวศ ระหว่างป่าเต็งรัง ป่าเบญจพรรณกับป่าดิบเขา ที่มีปรากฏขึ้นที่ระดับความสูงประมาณ 1,000 เมตร ในพื้นที่ภูเขาของจังหวัดเชียงใหม่ ทำให้โครงสร้างป่าและค่าการสะท้อนแสงมีความใกล้เคียงกัน ส่งผลให้แบบจำลองเกิดความสับสนในการจำแนก

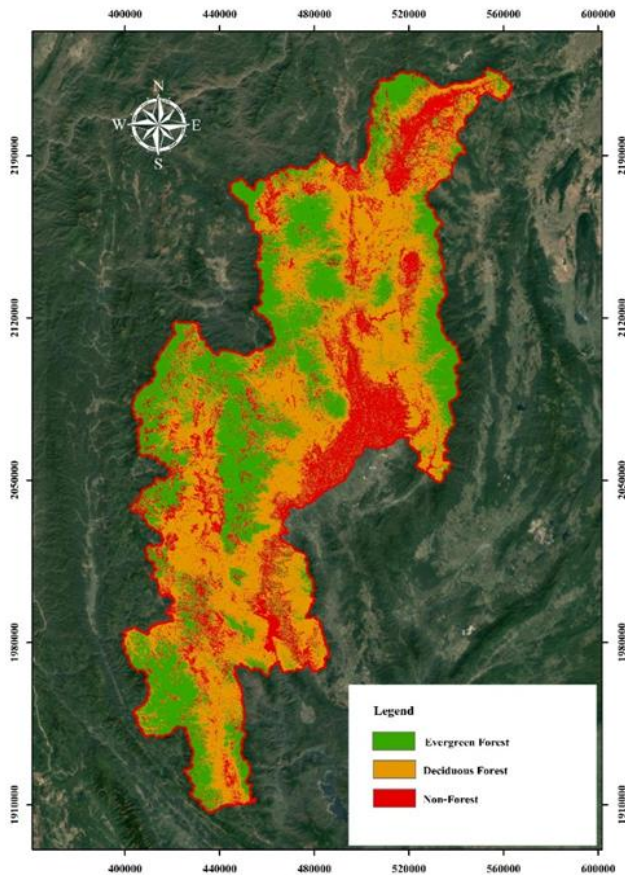


Figure 4 Forest types classification map of Chiang Mai province in 2024

2. ป่าผลัดใบ (Deciduous forests): มีความถูกต้องของผู้ใช้ (UA) 92.00% และความถูกต้องของผู้ผลิต (PA) 95.83% สะท้อนให้เห็นว่าแบบจำลองสามารถจับสัญญาณการผลัดใบในช่วง

ฤดูแล้งได้แม่นยำ โดยมีความคลาดเคลื่อนไปเป็นป่าไม้ผลัดใบเพียงเล็กน้อย จำนวน 2 จุดตัวอย่างพบว่าจุดดังกล่าวขึ้นที่ระดับความสูงประมาณ 793 และ 832 เมตร ซึ่งยังคงอยู่ในช่วงความสูงที่เป็นรอยต่อของป่า (Forest ecotone) นอกจากนี้อาจเกิดจากปัจจัยของความชื้นในหุบเขา ที่ทำให้ป่าผลัดใบผสมในบริเวณดังกล่าวมีความชื้นสูงกว่าปกติหรือมีพืชพื้นล่างจำพวกไผ่ (Bamboo) ค่อนข้างหนาแน่น ทำให้พืชยังคงความเขียวสดในช่วงเวลาที่บันทึกภาพ จึงมีลักษณะทางสเปกตรัมคล้ายคลึงกับป่าไม้ผลัดใบ

3. พื้นที่ไม่ใช่ป่า (Non-forest) ในทางสถิติมีความถูกต้องของผู้ใช้ (UA) สูงถึง 100% และความถูกต้องของผู้ผลิต (PA) 97.92% อย่างไรก็ตามจากการตรวจสอบความถูกต้องเชิงพื้นที่บนแผนที่ผลลัพธ์ พบข้อสังเกตที่สำคัญคือ พื้นที่เกษตรกรรมบางแห่งบริเวณชายขอบป่าหรือพื้นที่รอยต่อ ถูกจำแนกคลาดเคลื่อนเป็นพื้นที่ป่า สาเหตุหลักเนื่องจากการศึกษานี้ได้กำหนดชั้นข้อมูลพื้นที่ไม่ใช่ป่า ให้ครอบคลุมทั้งพื้นที่เมือง แหล่งน้ำ และพื้นที่เกษตรกรรม ไว้ในกลุ่มเดียวกัน ทำให้เกิดความแปรปรวนภายในกลุ่มสูง โดยเฉพาะพื้นที่เกษตรกรรมที่มีรอบการเพาะปลูกและการเก็บเกี่ยว (Growing season/planting season) หรือลักษณะทางชีพลักษณ์ (Phenology) คล้ายคลึงกับวงรอบการผลัดใบของป่าธรรมชาติ เช่น กลุ่มไม้ผลอายุยาว ได้แก่ สวนส้ม สวนลิ้นจี่ และสวนลำไย ที่อยู่ตามพื้นที่ลาดชัน หรือไหล่เขา มีรูปแบบการแสดงออกทางชีพลักษณ์ของพรรณไม้คล้ายพื้นที่ป่าไม้

Table 1 Confusion matrix of forest type classification in Chiang Mai Province

		Classified data			Total	PA
		Evergreen forests	Deciduous forests	Non-forest		
Reference data	Evergreen forests	48	3	0	51	94.12%
	Deciduous forests	2	46	0	48	95.83%
	Non-forest	0	1	47	48	97.92%
UA		96.00%	92.00%	100%	147	OA=95.92% Kappa = 0.94

Remarks: UA = User accuracy, PA = Producer accuracy, OA = Overall accuracy

ส่งผลให้แบบจำลองเกิดความสับสนในบางพื้นที่ที่มีรูปแบบสเปกตรัมคล้ายคลึงกัน (Figure 5) ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่า ข้อมูลภูมิประเทศ โดยเฉพาะระดับความสูง เป็นปัจจัยสำคัญในการจำแนกประเภทป่าไม้ สอดคล้องกับการศึกษาของ Thammanu *et al.* (2021) ในป่าชุมชนภาคเหนือของประเทศไทยซึ่งระดับความสูงและสมบัติดินมีอิทธิพลต่อการกระจายตัวของกลุ่มพรรณไม้ ประเด็นที่น่าสนใจจากการศึกษานี้รูปแบบการกระจายตัวที่สอดคล้องกับหลักนิเวศวิทยาป่าไม้และบริบททางภูมิศาสตร์ พบว่าพื้นที่ไม่ใช่ป่า (Non-forest) ส่วนใหญ่เป็นพื้นที่เกษตรกรรมมักกระจายตัวอยู่ในที่ราบลุ่มระดับต่ำเป็นหลัก เนื่องจากเป็นพื้นที่ที่ง่ายต่อการทำการเกษตรและการคมนาคม แม้จะมีการทำเกษตรบนที่สูงอยู่บ้างก็ตาม ดังกรณีศึกษาที่ดอยสุเทพ-ปุย (Hermhuk *et al.*, 2020) ในส่วนการกระจายตัวของป่าไม้ พบว่าป่าผลัดใบ เช่น ป่าเต็งรังและป่าเบญจพรรณจะกระจายตัวอยู่ในระดับความสูงที่ต่ำกว่า ซึ่งส่วนใหญ่ไม่เกิน 1,000 เมตร ในขณะที่ป่าไม้ผลัดใบจะ

ปรากฏในพื้นที่ระดับความสูงตั้งแต่ 1,000 เมตร เช่น สังกมพิชป่าดิบเขาระดับต่ำและป่าสนเขา

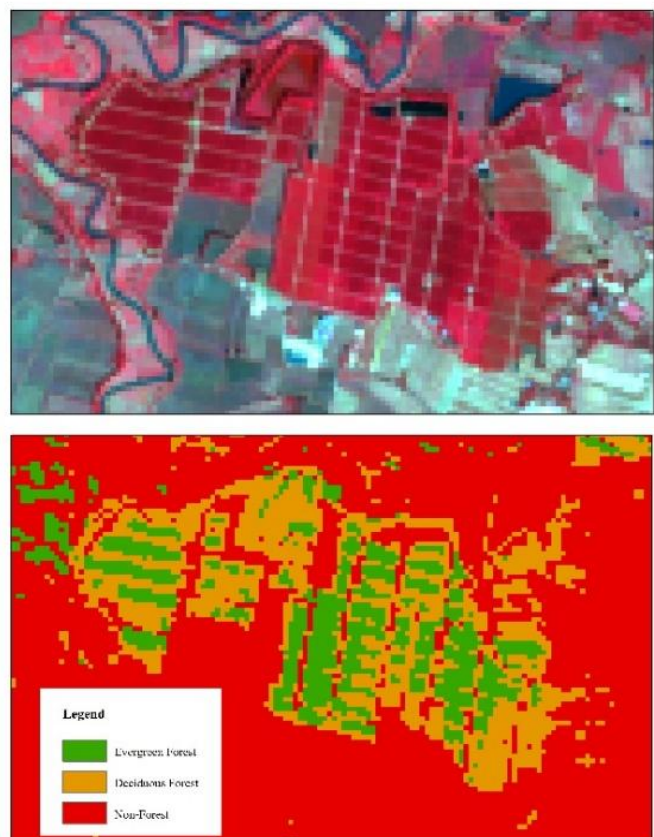


Figure 5 Example of spatial misclassification where agricultural areas (Non-forest) were incorrectly classified as forest types

จากรายงานของ Khamyong *et al.* (2004) ได้ระบุถึงโครงสร้างสังคมพืชคอยอินทนนท์และสอดคล้องกับรูปแบบการใช้ประโยชน์ที่ดินในการศึกษาล่าสุดของ Kamyong *et al.* (2025) ทั้งนี้ตามหลักนิเวศวิทยา สังคมพืชป่าไม้ผลัดใบชนิดป่าดิบแล้ง (Dry evergreen forest) ยังสามารถพบการกระจายตัวแทรกอยู่ในพื้นที่ระดับต่ำกว่า 1,000 เมตรได้ในบริเวณที่สภาพดินและน้ำมีความอุดมสมบูรณ์ เช่น ตามหุบเขาหรือริมลำธาร อีกประเด็นหนึ่งที่สำคัญคือ พื้นที่รอยต่อทางนิเวศวิทยา ที่ระดับความสูงประมาณ 800–1,150 เมตร ซึ่งมักเป็นจุดอ่อนของการจำแนกด้วยภาพถ่ายดาวเทียมเนื่องจากการผสมผสานของเรือนยอดไม้ แต่การศึกษานี้สามารถจำแนกความแตกต่างได้ด้วย ความแม่นยำสูง สาเหตุหลักมาจากการบูรณาการข้อมูลอนุกรมเวลา ที่ช่วยดึงลักษณะเฉพาะของการทิ้งใบในฤดูแล้งของป่าผลัดใบออกจากป่าไม้ผลัดใบได้อย่างชัดเจน ความสามารถในการจำแนกนี้มีประโยชน์อย่างยิ่งต่อการจัดการไฟป่า ดังที่ Talukdar *et al.* (2024) ได้ระบุไว้ว่า พื้นที่ป่าผลัดใบมีความเสี่ยงต่อการเกิดไฟป่าสูงกว่าป่าชนิดอื่นเนื่องจากปริมาณเชื้อเพลิงสะสม ดังนั้น แผนที่ที่ได้จากการศึกษานี้จึงสามารถนำไปใช้ระบุพื้นที่เสี่ยงไฟป่าในระดับพื้นที่ได้อย่างแม่นยำและมีประสิทธิภาพกว่าข้อมูลแผนที่ป่าไม้แบบกว้าง ๆ ความแม่นยำและศักยภาพในการนำไปประยุกต์ใช้ดังกล่าว ถือว่ามีความสอดคล้องกับงานวิจัยที่ใช้เทคนิคการเรียนรู้ของเครื่อง (Machine learning) เพื่อจำแนกประเภทการใช้ประโยชน์ที่ดินและป่าไม้

ในพื้นที่ภาคเหนือของประเทศไทยในช่วงที่ผ่านมา ตัวอย่างเช่น งานวิจัยของ Kruasilp *et al.* (2023) ที่ประยุกต์ใช้อัลกอริทึมป่าสุ่ม (RFA) ร่วมกับข้อมูลดาวเทียมหลายระบบบนแพลตฟอร์ม GEE เพื่อจำแนกการใช้ประโยชน์ที่ดินจังหวัดน่าน โดยให้ค่าความถูกต้องโดยรวมสูงถึงร้อยละ 96.95 ซึ่งยืนยันถึงประสิทธิภาพของการใช้ข้อมูลเชิงสเปกตรัมร่วมกับปัจจัยทางภูมิประเทศ นอกจากนี้ RFA ยังได้รับการพิสูจน์แล้วว่ามีความมีประสิทธิภาพสูงในการจัดการกับพลวัตทางนิเวศวิทยาที่มีความซับซ้อนในภาคเหนือตอนบน ดังที่ Worachairungreung *et al.* (2024) ได้รายงานผลการเปรียบเทียบแบบจำลอง Machine learning ในพื้นที่จังหวัดแม่ฮ่องสอนและจังหวัดเชียงใหม่ พบว่าแบบจำลอง RFA มีความโดดเด่นเหนืออัลกอริทึมอื่น ๆ ในการวิเคราะห์และจำแนกปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าไม้ในพื้นที่ภูเขาสูงสอดคล้องกับการศึกษาของ Bihari *et al.* (2025) ที่ได้บูรณาการข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียมแบบอนุกรมเวลาร่วมกับแบบจำลอง RFA เพื่อประเมินความน่าจะเป็นของการเกิดไฟป่าตามฤดูกาลใน 9 จังหวัดภาคเหนือตอนบน โดยงานวิจัยดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าการมีฐานข้อมูลจำแนกประเภทป่าไม้ที่มีความแม่นยำสูง เป็นปัจจัยพื้นฐานที่สำคัญที่สุดในการบริหารจัดการและลดความเสี่ยงจากไฟป่าได้อย่างมีประสิทธิภาพ การเปรียบเทียบผลการศึกษากับงานวิจัยที่เกี่ยวข้องเหล่านี้ จึงเป็นการยืนยันความน่าเชื่อถือและความทนทานของแบบจำลองในการศึกษานี้ได้อย่างชัดเจน

สรุป (Conclusion)

การศึกษานี้ประสบความสำเร็จในการประยุกต์ใช้ RFA ร่วมกับข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Sentinel-2 แบบอนุกรมเวลาบนแพลตฟอร์ม GEE เพื่อจำแนกประเภทป่าในพื้นที่ซับซ้อนของจังหวัดเชียงใหม่ ซึ่งข้อมูลสภาพภูมิประเทศ โดยเฉพาะระดับความสูง และความลาดชัน เป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลสูงสุดต่อความถูกต้องของการจำแนกรองลงมาคือ SI และ GNDVI ตามลำดับ แบบจำลองที่พัฒนาขึ้นให้ค่าความถูกต้องโดยรวมสูงถึงร้อยละ 95.92 และค่าสัมประสิทธิ์แคปปา 0.94 ซึ่งยืนยันประสิทธิภาพในการจำแนกความแตกต่างระหว่างป่าผลัดใบและป่าไม่ผลัดใบได้อย่างแม่นยำตามลักษณะภูมิประเทศและชีวลักษณ์ นอกจากนี้การประเมินประสิทธิภาพภายในด้วยค่าความถูกต้องแบบ Out-of-Bag (OOB accuracy) มีค่าสูงถึงร้อยละ 90.30 เป็นหลักฐานทางสถิติที่ช่วยยืนยันความสามารถในการจำแนกของแบบจำลอง และลดข้อกังวลเรื่องการเกิดสภาวะการเรียนรู้เกินพอดี (Overfitting) อีกทั้งการทดสอบแบบแยกส่วน ยังพบว่าหากกำหนดให้แบบจำลองเรียนรู้จากข้อมูลสภาพภูมิประเทศเพียงอย่างเดียว ค่าความถูกต้องจะลดลงอย่างมีนัยสำคัญเหลือเพียงร้อยละ 76.87 เนื่องจากไม่สามารถแยกแยะป่าผลัดใบ ป่าไม่ผลัดใบ และพื้นที่เกษตรกรรมบนที่สูงออกจากพื้นที่ป่าธรรมชาติได้ ในขณะที่การให้แบบจำลองเรียนรู้จากข้อมูลดาวเทียมอนุกรมเวลาเพียงอย่างเดียว กลับให้ค่าความถูกต้องสูงถึงร้อยละ 95.92 ซึ่งเทียบเท่ากับการใช้ชุดข้อมูลนำเข้าแบบครบถ้วน ผลทางสถิติ

ดังกล่าวเป็นเครื่องยืนยันว่า การที่แบบจำลองให้น้ำหนักกับระดับความสูงมากที่สุดนั้น ไม่ใช่ข้อบกพร่อง แต่เป็นการสะท้อนความสำคัญของนิเวศวิทยาของพื้นที่ภาคเหนือ โดยระดับความสูงทำหน้าที่เสมือนตัวกรองเชิงพื้นที่ ซึ่งช่วยกำหนดขอบเขตอุณหภูมิและความชื้นเบื้องต้น จากนั้นข้อมูลเชิงสเปกตรัม เช่น ดัชนี GNDVI และ SI จะทำหน้าที่เป็นตัวจำแนกรายละเอียด เพื่อแยกแยะพฤติกรรมการผลัดใบตามฤดูกาล กระบวนการดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงรูปแบบการทำงานร่วมกันของชุดข้อมูล ซึ่งช่วยแก้ปัญหาข้อจำกัดของการแปลภาพถ่ายดาวเทียมในพื้นที่ภูเขาสูงที่มีความสลับซับซ้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพและสอดคล้องกับความเป็นจริงทางนิเวศวิทยา

การประยุกต์ใช้แผนที่จำแนกชนิดป่าปี พ.ศ. 2567 ที่ได้จากการศึกษานี้ มีความเหมาะสมอย่างยิ่งที่จะนำไปใช้เป็นฐานข้อมูลเชิงพื้นที่สำหรับการบริหารจัดการพื้นที่ไฟป่าและหมอกควัน โดยหน่วยงานที่เกี่ยวข้องสามารถใช้แผนที่นี้ระบุพิกัดและขอบเขตของป่าผลัดใบ (ป่าเต็งรังและป่าเบญจพรรณ) ซึ่งเป็นแหล่งสะสมเชื้อเพลิงแห้งสำคัญในช่วงฤดูแล้ง เพื่อกำหนดเขตพื้นที่เสี่ยง (Risk area) และวางแผนจัดสรรทรัพยากรในการเฝ้าระวังไฟป่าได้อย่างตรงจุดและมีประสิทธิภาพมากกว่าการใช้แผนที่ป่าไม้แบบกว้าง ๆ นอกจากนี้ฐานข้อมูลแผนที่จำแนกชนิดป่าที่มีความละเอียดสูงจากการศึกษานี้ สามารถนำไปประยุกต์ใช้ในงานบริหารจัดการทรัพยากรธรรมชาติมิติอื่น ๆ ได้อย่างกว้างขวาง เช่น การตรวจสอบการบุกรุกพื้นที่ป่า

การประเมินศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนในภาคป่าไม้ การบริหารจัดการพื้นที่ต้นน้ำ และการประเมินความเสี่ยงจากการชะล้างพังทลายของดิน เป็นต้น เพื่อสนับสนุนการพัฒนาที่ยั่งยืนต่อไป

แม้ว่าแบบจำลองที่พัฒนาขึ้นให้ค่าความถูกต้องสูงในการจำแนกชนิดป่าไม้ แต่การศึกษาที่ยังมีข้อจำกัดที่ควรนำมาพิจารณา ดังนี้

1. ข้อจำกัดของข้อมูลดาวเทียม Sentinel-2 เนื่องจากเป็นระบบเซนเซอร์แบบออปติคัล (Optical sensor) จึงมีข้อจำกัดในการทะลุทะลวงกลุ่มเมฆและหมอกควัน ในพื้นที่ภาคเหนือของประเทศไทย ที่ต้องเผชิญกับปัญหาฝุ่นละอองขนาดเล็ก (PM2.5) หนาแน่นในช่วงฤดูแล้ง และมีปริมาณเมฆปกคลุมหนาแน่นในช่วงฤดูฝน

2. การกำหนดเกณฑ์ปริมาณเมฆ (Cloud cover threshold) ไว้ที่ร้อยละ 60 แม้ว่าการตั้งค่าดังกล่าวจะมีความจำเป็น เพื่อให้ระบบสามารถดึงภาพดาวเทียมมาประมวลผลได้จำนวนมากพอสำหรับการสร้างภาพผสมปราศจากเมฆโดยเฉพาะในช่วงฤดูฝน แต่ปัญหาที่ตามมาคือความเสี่ยงที่จะมีสัญญาณรบกวนตกค้าง เช่น เมฆบาง หรือเงาเมฆ นอกจากนี้ในการสร้างชุดข้อมูลอนุกรมเวลา การกำจัดพิกเซลที่มีเมฆอาจทำให้บางพื้นที่ไม่มีข้อมูล (No data) ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อความต่อเนื่องในการคำนวณค่าดัชนีเชิงสเปกตรัมในบางพิกเซล

3. ข้อจำกัดของการใช้ชุดข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียมเพียงปีเดียว เนื่องจากแบบจำลองได้รับการฝึกสอนด้วยข้อมูลพฤติกรรมผลการผลัดใบของช่วงเวลาใดเวลาหนึ่ง ข้อมูลดังกล่าวอาจมีความ

เฉพาะเจาะจงต่อสภาพภูมิอากาศของปีนั้น ๆ ซึ่งอาจไม่เพียงพอและครอบคลุมหากนำแบบจำลองไปประยุกต์ใช้ทำนายข้ามปี เนื่องจากวัฏจักรการผลัดใบอาจมีความคลาดเคลื่อนไปตามความแปรปรวนของสภาพอากาศและปริมาณน้ำฝนในแต่ละปี

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

งานวิจัยฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี คณะผู้วิจัยขอขอบคุณ กรมป่าไม้ และ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช เป็นอย่างสูง ที่ให้ความอนุเคราะห์สนับสนุนข้อมูลภาคสนาม และ ข้อมูลสารสนเทศภูมิศาสตร์ ซึ่งเป็นข้อมูลสำคัญยิ่ง ในการฝึกสอนแบบจำลองและตรวจสอบความถูกต้องของผลการศึกษา ทำให้งานวิจัยนี้มีความสมบูรณ์และถูกต้องแม่นยำ และขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ทุกท่านที่มีส่วนเกี่ยวข้องในการเก็บรวบรวมข้อมูลและให้คำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่อการดำเนินงานวิจัยในครั้งนี้

เอกสารอ้างอิง (References)

- Belgiu, M., & L. Dragut. 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing** 114: 2 4 – 3 1 .
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>

- Bihari, E., K. Dyson, K. Johnston, D. M. G. de la Torre, A. Chaiyana, K. Tenneson, W. Sittirin, A. Poortinga, V. Tanpipat, K. Wanthongchai, T. Kunlamai, E. Dalton, C. Saisaward, M. Tornorsam, D. Ganz, & D. Saah. 2025. Modeling Seasonal Fire Probability in Thailand: A Machine Learning Approach Using Multiyear Remote Sensing Data. **Remote Sensing** 17 (1 9) , 3 3 7 8 . <https://doi.org/10.3390/rs17193378>
- Breiman, L. 2001. Random forests. **Machine Learning** 45 (1) : 5 – 3 2 . <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Cheng, K., & J. Wang. 2019. Forest-type classification using time-weighted dynamic time warping analysis in mountain areas: A case study in southern China. **Forests** 10 (1 1) : 1 0 4 0 . <https://doi.org/10.3390/f10111040>
- Congalton, R. G., & K. Green. 2019. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices** (3rd ed.). CRC Press.
- Cutler, D. R., T. C. Edwards, K. H. Beard, A. Cutler, K. T. Hess, J. Gibson, & J. J. Lawler. 2007. Random forests for classification in ecology. **Ecology** 88(11): 2783–2792. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>
- Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2022. **Forest Statistics**. Available source: <https://portal.dnp.go.th/Content/statistics?contentId=28811>. (Accessed: February 6, 2026).
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, & S. Lautenbach. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography** 36(1): 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Forest Land Management Bureau. 2025. **Forest area data project 2024**. Royal Forest Department. (in Thai)
- Forkuor, G., K. Dimobe, I. Serme, & J. E. Tondoh. 2018. Landsat-8 vs. Sentinel-2: Examining the added value of Sentinel-2's red-edge bands to land-use and land-cover mapping in Burkina Faso. **GIScience & Remote Sensing** 55 (3) : 3 3 1 – 3 5 4 . <https://doi.org/10.1080/15481603.2017.1413794>

- Gislason, P. O., J. A. Benediktsson, & J. R. Sveinsson. 2006. Random forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters** 27(4): 294-300.
- Gitelson, A. A., Y. J. Kaufman, & M. N. Merzlyak. 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment** 58 (3) : 289 – 298 .
[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)
- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, & R. Moore. 2017. Google earth engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment** 202: 18–27.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hermhuk, S., A. Chaiyes, S. Thinkampheang, N. Danrad, & D. Marod. 2020. Land use and above-ground biomass changes in a mountain ecosystem, northern Thailand. **Journal of Forestry Research** 37(5): 1733–1742. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00924-x>
- Jensen, J. R. 2015. **Introductory digital image processing: A remote sensing perspective** (4th ed.). Pearson Education.
- Kamyo, T., D. Marod, S. Pattanakiat, & L. Asanok. 2025. Valuation of potential and realized ecosystem services based on land use data in Northern Thailand. **Land** 14(3): 529.
<https://doi.org/10.3390/land14030529>
- Kawamura, M., S. Jayamana, & Y. Tsujiko. 1996. Relation between social and environmental conditions in Colombo Sri Lanka and the urban index estimated by satellite remote sensing data. **International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing** 31: 321–326.
- Khamyong, S., A. M. Lykke, D. Seramethakun, & A. S. Barfod. 2004. Species composition and vegetation structure of an upper montane forest at the summit of Doi Inthanon, Thailand. **Nordic Journal of Botany** 24 (1) : 73 – 96 .
<https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2003.tb00371.x>
- Khongseng, P. 2017. **Land use and land cover classification of Phuket province from Landsat 8 satellite imagery using phenological properties** (Master's thesis). Prince of Songkla University. (in Thai)
- Kruasilp, J., S. Pattanakiat, T. Phutthai, P. Vardhanabindu, & P. Nakmuenwai. 2023. Evaluation of Land Use Land Cover Changes in Nan Province, Thailand, Using Multi-Sensor Satellite Data and Google Earth Engine. **Environment and Natural Resources Journal** 21(2): 186–197.
<https://doi.org/10.32526/enrj/21/202200200>

- McFeeters, S. K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing** 17 (7) : 1 4 2 5 – 1 4 3 2 .
<https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Rikimaru, A. 1997. **Landsat TM data processing guide for forest canopy density mapping and monitoring model**. ITTO Workshop on Utilization of Remote Sensing in Site Assessment and Planning for Logged-over Forests, Bangkok, Thailand.
- Royal Forest Department. 2023. **Forestry statistics 2022**. Royal Forest Department, Ministry of Natural Resources and Environment. (in Thai)
- Royal Irrigation Department. 2020. **Provincial River Basin Development Master Plan Report: Chiang Mai Province**. Project Management Office, Royal Irrigation Department. (in Thai)
- Subcommittee on Drafting National Forest Policy and National Forest Development Master Plan. 2020. **National forest policy**. National Forest Policy Committee. (in Thai)
- Talukdar, S., F. Ahmad, & H. Hashim. 2024. Forest fire in Thailand: Spatio-temporal distribution and future risk identification. **Natural Hazards Research** 4(2): 87–96.
<https://doi.org/10.1016/j.nhres.2023.09.002>
- Thai Meteorological Department. 2024. **Annual Mean Temperature in Thailand**. Available source:
<https://www.tmd.go.th/en/ClimateChart/annual-mean-temperature-in-thailand>.
(Accessed: February 6, 2026).
- Thammanu, S., D. Marod, H. Han, N. Bhusal, L. Asanok, P. Ketdee, N. Gaewsingha, S. Lee, & J. Chung. 2021. The influence of environmental factors on species composition and distribution in a community forest in Northern Thailand. **Journal of Forestry Research** 32: 649–662.
<https://doi.org/10.1007/s11676-020-01239-y>
- Worachairungreung, M., N. Kulpanich, P. Yodsuk, P. Ngansakul, K. Thanakunwutthirot, & P. Hemwan. 2024. Using a Logistic Regression Model to Examine the Variables Influencing Changes in Northern Thailand’s Forest Cover and Comparing Machine Learning Algorithms. **Forests**, 15(6), 981.
<https://doi.org/10.3390/f15060981>

Yatar, C., S. Thinkampheang, S. Sungkaew, C. Wachrinrat, L. Asanok, T. Kamyao, S. Hermhuk, P. Kachina, J. Thongsawi, W. Phumphuang, A. Yarnvudhi, S. Waengsoyhorn, S. Cheysawat, & D. Marod. 2024. The dynamics of deciduous dipterocarp forest in relation to climate variability in the Sakaerat Biosphere Reserve, Northeastern Thailand. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity** 25(7): 3088–3098. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250730>

Yarnvudhi, A., S. Sungkaew, S. Hermhuk, P. Sunthornhao, & S. Onprom, S. 2016. Plant diversity and utilization on ethnobotany of local people at Hmong Doi Pui village in Doi Suthep-Pui national park, Chiang Mai Province. **Thai Journal of Forestry** 35(3): 136-146. (in Thai)

Zhu, X., & D. Liu. 2014. Accurate mapping of forest types using dense seasonal Landsat time-series. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing** 96: 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014>

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความสัมพันธ์ระหว่างขนาดความโตที่มีพุ่มพอกับขนาดความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง
ของตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda* Jack) ในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศไทย

ธรรมนุญ เต็มไชย*

รับต้นฉบับ: 11 กุมภาพันธ์ 2569

ฉบับแก้ไข: 21 มีนาคม 2569

รับลงพิมพ์: 27 มีนาคม 2569

บทคัดย่อ:

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การวัดขนาดลำต้นอย่างถูกต้องเป็นพื้นฐานสำคัญของงานวนศาสตร์ เนื่องจากเกี่ยวข้องโดยตรงกับการคำนวณพื้นที่หน้าตัด ปริมาตรไม้ ชีวมวล และการกักเก็บคาร์บอน อย่างไรก็ตามในป่าเขตร้อน การวัดขนาดลำต้นที่ระดับมาตรฐานมักประสบปัญหาจากการเกิดพุ่มพอกตามลำต้น ซึ่งทำให้รูปทรงลำต้นเบี่ยงเบนจากทรงกระบอก และส่งผลให้ค่าความโตลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอนมีแนวโน้มสูงเกินความเป็นจริง อันนำไปสู่ความคลาดเคลื่อนเชิงระบบในการประเมินโครงสร้างป่าและบริการระบบนิเวศ ซึ่งแนวทางปฏิบัติโดยทั่วไปแนะนำให้วัดขนาดลำต้นเหนือระดับพุ่มพอนเพื่อหลีกเลี่ยงผลกระทบจากรูปทรงลำต้นที่ผิดปกติ อย่างไรก็ตาม วิธีดังกล่าวอาจก่อให้เกิดความคลาดเคลื่อนในอีกทิศทางหนึ่ง เนื่องจากลำต้นมีลักษณะเรียวเล็กลงตามความสูง อีกทั้งไม้หลายชนิด เช่น ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda* Jack) มีพุ่มพอนเป็นครีบทแผ่ขยายต่อเนื่องเกือบตลอดแนวลำต้น ทำให้ยากต่อการกำหนดตำแหน่งวัดความโตลำต้นที่แน่นอน โดยเฉพาะในการติดตามข้อมูลซ้ำในแปลงตัวอย่างถาวร แม้ว่าปัญหาดังกล่าวจะเป็นที่รับรู้กันโดยทั่วไป แต่แนวทางการปรับแก้ค่าการวัดลำต้นที่มีพุ่มพอนอย่างเป็นระบบและสามารถนำไปใช้ได้จริงในภาคสนามยังมีอยู่อย่างจำกัด การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อ (1) พัฒนาศมการความสัมพันธ์ระหว่างขนาดความโตลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอกับขนาดความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงของตะแบกนา (*L. floribunda*) (2) ทดสอบความแม่นยำของสมการที่พัฒนาขึ้น และ (3) ประเมินความสามารถในการประยุกต์ใช้สมการกับไม้ชนิดอื่นที่มีลักษณะพุ่มพอนใกล้เคียงกัน

วิธีการ: การศึกษานี้ดำเนินการในพื้นที่ป่าดิบแล้งและป่าดิบชื้นในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศไทย ซึ่งพบไม้ที่มีพุ่มพอนเป็นจำนวนมาก โดยเลือกตะแบกนา (*L. floribunda*) เป็นชนิดไม้หลักในการศึกษา เนื่องจากมีพุ่มพอนแบบแผ่ครีบทที่พัฒนาชัดเจนและมักแผ่ขยายเป็นแนวเกือบตลอดลำต้น และเป็นชนิดที่พบได้ในหลายสังคมพืช ทำการสุ่มตัวอย่างจำนวน 50 ต้น ครอบคลุมช่วงขนาดความโตที่หลากหลาย โดยใช้การสุ่มแบบแบ่งชั้นตามช่วงขนาดเส้นรอบวงลำต้นที่ความสูงระดับอก (1.30 เมตร) ที่วัดรวมพุ่มพอน สำหรับต้นไม้วัดตัวอย่างแต่ละต้น ทำการวัดขนาดเส้นรอบวงลำต้นรวมพุ่มพอนด้วยสายวัด ที่ความสูง 1.30 เมตร จากนั้นทำการคัดลอกรูปร่างหน้าตัดลำต้นจริงที่ตำแหน่งเดียวกัน โดยทาบแถบอลูมิเนียมที่คงรูปเมื่อบิดงอตามผิวเปลือกและแนวพุ่มพอนให้ครบหนึ่งรอบ นำรูปทรงที่ได้ไปคัดลอกลงกระดาษเพื่อสแกนและดิจิทัลในระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ (GIS) เพื่อคำนวณพื้นที่หน้าตัดจริง แล้วแปลงค่าพื้นที่หน้าตัดดังกล่าวเป็นเส้นรอบวงสมมูลของทรงกลม เพื่อแทนค่าความโตลำต้นที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง จากนั้นวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอนและเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงด้วยการวิเคราะห์การถดถอยเชิงเส้น โดยใช้วิธีกำลังสองน้อยที่สุด และประเมินประสิทธิภาพ

ของสมการจากค่าสัมประสิทธิ์ความสัมพันธ์และนัยสำคัญทางสถิติ นอกจากนี้ยังทดสอบความเหมาะสมของสมการกับไม้ชนิดอื่นที่มีพุ่มพอน และวิเคราะห์ค่าคลาดเคลื่อนเพื่อประเมินอคติเชิงระบบตามช่วงขนาดลำต้น

ผลการศึกษา: พบว่า สมการความสัมพันธ์ระหว่างเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอน (Measured buttressed GBH) และเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง (Girth derived from actual basal area, GBH_pred) ของตะแบกนา (*L. floribunda*) ที่มีพุ่มพอน เป็นไปตามสมการ $GBH_pred = 3.266 + 0.874 \times GBH_mb$, เมื่อกำหนดให้ GBH_pred คือ เส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง (cm) และ GBH_mb คือ เส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอน (measured buttressed girth, cm) โดยมีค่า $R^2 = 0.989$ และค่าความชันของสมการมีค่าน้อยกว่า 1 สะท้อนให้เห็นถึงการที่การวัดรวมพุ่มพอนมีแนวโน้มสูงกว่าค่าความโตที่สอดคล้องกับรูปทรงหน้าตัดจริงของลำต้น ผลการทดสอบสมการกับชุดข้อมูลอิสระของตะแบกนา (*L. floribunda*) ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างค่าที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงและค่าที่สมการทำนาย โดยค่าคลาดเคลื่อนกระจายตัวรอบศูนย์อย่างสมมาตร เมื่อประยุกต์ใช้สมการกับไม้ชนิดอื่นที่มีลักษณะพุ่มพอนใกล้เคียงกัน พบว่ายังคงให้ค่าคลาดเคลื่อนเฉลี่ยต่ำและไม่ปรากฏอคติเชิงระบบ อย่างไรก็ตาม เมื่อทดสอบกับไม้ที่มีรูปแบบพุ่มพอนแตกต่างอย่างชัดเจน พบว่าความคลาดเคลื่อนของการทำนายเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งสะท้อนถึงอิทธิพลของลักษณะลำต้นต่อประสิทธิภาพของสมการ โดยการวิเคราะห์ค่าคลาดเคลื่อนตามช่วงขนาดความโตไม่พบแนวโน้มของอคติตามขนาดลำต้นในช่วงข้อมูลที่ศึกษา อย่างไรก็ตามในกลุ่มต้นไม้ขนาดเล็กที่มีค่าการวัดเส้นรอบวงรวมพุ่มพอนต่ำกว่าประมาณ 26 เซนติเมตร สมการมีแนวโน้มให้ค่าความโตที่คำนวณได้สูงกว่าค่าจริงเล็กน้อย ซึ่งสะท้อนผลของค่าคงที่บวกในสมการและการที่พุ่มพอนยังพัฒนาไม่ชัดเจนในต้นไม้ขนาดเล็ก

สรุปผล: การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่า เส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพุ่มพอนที่ระดับอกสามารถปรับแก้ให้สอดคล้องกับความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงได้อย่างเป็นระบบ ด้วยการ ใช้สมการถดถอยเชิงประจักษ์ วิธีการที่เสนอช่วยหลีกเลี่ยงข้อจำกัดของการวัดเหนือระดับพุ่มพอน และเปิดโอกาสให้สามารถวัดขนาดลำต้นที่ตำแหน่งคงที่ได้อย่างสม่ำเสมอ ซึ่งมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการติดตามการเจริญเติบโตของต้นไม้ในแปลงตัวอย่างถาวร และผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นว่าสมการมีความเหมาะสมในการใช้งานภายในช่วงขนาดลำต้นและกลุ่มชนิดไม้ที่มีลักษณะพุ่มพอนใกล้เคียงกับตะแบกนา อย่างไรก็ตาม ควรใช้สมการด้วยความระมัดระวังในกรณีต้นไม้ขนาดเล็ก ($GBH < 26$ ซม.) และไม้ที่มีลักษณะพุ่มพอนแตกต่างอย่างชัดเจน โดยรวมแล้ว แนวทางที่นำเสนอสามารถช่วยลดอคติเชิงระบบจากการวัดลำต้นที่มีพุ่มพอน และสนับสนุนการประเมินพื้นที่หน้าตัด ชีวมวล และการกักเก็บคาร์บอนในป่าเขตร้อนได้อย่างมีความถูกต้องและสม่ำเสมอมากยิ่งขึ้น

คำสำคัญ: ค่าปรับแก้พุ่มพอน, การคณิตป่าไม้, การปรับแก้เส้นรอบวง

¹ ศูนย์วิจัยและพัฒนาอนุรักษ์พันธุกรรมอุทยานแห่งชาติ (จังหวัดเพชรบุรี) สำนักอุทยานแห่งชาติ

กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช, จังหวัดเพชรบุรี, 76120

*ผู้รับผิดชอบบทความ: dhamma57@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6608>

ORIGINAL ARTICLE

**Relationship between Measured Buttressed Stem Girth and Girth Derived from Actual Basal Area
in *Lagerstroemia floribunda* Jack in Eastern Thailand**Thammanoon Temchai^{1*}

Received: 11 February 2026

Revised: 21 March 2026

Accepted: 27 March 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Accurate measurement of stem size is a fundamental component of forest mensuration, as it directly underpins the estimation of basal area, timber volume, aboveground biomass, and carbon stocks in forest ecosystems. In tropical forests, however, standard protocols for measuring stem girth or diameter at breast height (DBH) are frequently complicated by the presence of buttresses. These structural adaptations alter stem geometry, causing girth measurements taken at the conventional height of 1.30 m above ground to deviate from the idealized cylindrical form. Consequently, measurements that include buttresses tend to overestimate stem girth and propagate systematic bias into subsequent calculations of forest structure and ecosystem services. To avoid this issue, conventional practice recommends measuring stem size above the buttress. Nevertheless, this alternative approach introduces a different form of bias, as stem diameter typically decreases with height due to tapering. In many tropical species, such as *Lagerstroemia floribunda*, buttresses may extend continuously along much of the lower stem, making it difficult or impractical to define a consistent measurement position. These challenges are particularly critical in permanent plots, where monitoring must be conducted at the same position. Despite the widespread recognition of this issue, practical and standardized methods for correcting buttressed stem measurements remain limited. Therefore, this study aimed to (1) develop a regression model relating measured buttressed girth to girth derived from the actual basal area of *L. floribunda*, (2) evaluate the accuracy of the developed model, and (3) assess its applicability to other tree species with similar buttress morphology.

Methodology: The study was conducted in lowland tropical forest areas in eastern Thailand, where buttressed tree species are common. *L. floribunda* was selected as the focal species due to its well-developed ridge-type buttresses that often extend along the lower stem. A total of 50 trees were sampled using a size-class stratified sampling design to ensure representation across a wide range of girth classes. For each tree, stem girth including buttresses was measured at 1.30 m above ground. At the same height, the actual cross-sectional shape of the stem was captured by tracing the outer bark surface, including buttress contours, using a flexible aluminum strip to conform to irregular surfaces. The traced shapes were transferred onto reference sheets, scanned, and digitized in a geographic information system (GIS). The true cross-sectional area was then calculated from the digitized polygons. Based on the calculated area, an equivalent circular girth was derived mathematically to represent the girth corresponding to the actual basal area. The relationship between measured buttressed girth (denoted as GBH_mb, cm) and girth derived from actual basal area (denoted as GBH_pred, cm) was analyzed using simple linear regression based on the least squares method. Model performance was evaluated using the coefficient of determination (R^2) and the statistical significance of regression

parameters. To assess the robustness and applicability of the model, it was further validated using independent datasets of *L. floribunda* and additional buttressed species, including *Markhamia stipulata* var. *stipulata* and *Irvingia malayana*. Residual analysis was performed to evaluate systematic bias across girth classes and to examine model behavior at the lower and upper extremes of observed data.

Main Results: A strong linear relationship was observed between measured buttressed girth and girth derived from the actual basal area for *L. floribunda*, with the regression model explaining a high proportion of variance ($R^2 = 0.989$, $p < .001$). The fitted equation was: $GBH_pred = 3.266 + 0.874 \times GBH_mb$. The regression slope of less than unity indicates that measurements buttress systematically overestimate true girth, reflecting the lateral expansion of buttress structures rather than proportional increases in cross-sectional area. Validation using independent datasets showed no significant difference between predicted and observed values, with residuals symmetrically distributed around zero, indicating the absence of systematic bias within the calibrated range. When applied to other species with similar buttress morphology, the model maintained low mean prediction errors and showed consistent performance. However, when applied to species with distinctly different buttress morphologies, prediction errors increased substantially, highlighting the influence of stem architecture on model applicability. Residual analysis across girth classes revealed no consistent trend of bias, supporting the use of a single correction model across the observed size range. Nevertheless, for smaller trees with measured buttressed girth values below approximately 26 cm, the model tended to slightly overpredict girth derived from actual basal area. This pattern reflects the influence of positive intercept of the regression equation and the limited development in smaller trees.

Conclusion: This study demonstrates that stem girth measured including buttresses at breast height can be effectively corrected to approximate true cross-sectional girth using an empirical regression approach. The proposed model provides a practical and field-applicable alternative to conventional measurement above buttresses, enabling consistent and repeatable measurements at a fixed height. This is particularly advantageous for long-term monitoring in permanent sample plots, where measurement consistency is essential. The model performs reliably within the calibrated girth range and for species with similar buttress morphology. However, caution is required when applying the model to small trees ($GBH < 26$ cm) or to species with different buttress forms. Overall, the approach reduces systematic measurement bias and enhances the accuracy and consistency of basal area, biomass, and carbon stock estimation in tropical forest inventories. Further research incorporating additional species and environmental conditions would help improve the general applicability of the model. This approach provides a standardized and practical solution for improving the accuracy of forest inventory and carbon stock estimation in tropical forests affected by buttressed tree forms.

Keywords: Buttress correction, forest mensuration, girth–area relationship

¹ National Parks Research Center (Phetchaburi), National Parks Office, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Phetchaburi province, 76120, Thailand

*Corresponding author: dhamma57@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6608>

บทนำ (Introduction)

พูพอน (Buttress) หมายถึง โคนต้นไม้ที่แผ่ขยายออกเป็นปีก เป็นพู หรือเป็นปม เพื่อพยุงลำต้น (Royal Institute, 2011) ทำหน้าที่ช่วยค้ำยันลำต้นให้มั่นคงและลดความเสี่ยงที่ต้นไม้จะล้ม และช่วยเพิ่มพื้นที่ผิวสำหรับดูดซึมสารอาหารและน้ำจากดิน (Richards, 1996) โดยทั่วไปของชนิดไม้ป่าเขตร้อน (tropical rain forest) พบต้นไม้ที่มีพูพอนมากถึงร้อยละ 32 ของต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) 10 เซนติเมตรขึ้นไป (Hu *et al.*, 2013) มีรายงานว่าชนิดไม้ในวงศ์ Bombacaceae (ปัจจุบันจัดอยู่ในวงศ์ Malvaceae) ที่มีความสูง 44 เมตร ในป่าอเมซอนมีพูพอนสูงถึง 21 เมตร (Whitmore, 1998) พูพอนของไม้ขนาดใหญ่ในป่าเขตร้อนอาจพัฒนาได้สูงกว่า 9 เมตร (Nölke *et al.*, 2015)

ในการสำรวจทรัพยากรป่าไม้ การวัดขนาดความโตลำต้นจะกระทำที่ระดับความสูง 1.30 เมตรเหนือพื้นดิน (breast height) และใช้เป็นตัวแปรพื้นฐานที่ใช้ในการคำนวณพื้นที่หน้าตัดลำต้น (basal area) รวมถึงการประเมินปริมาตรไม้มวลชีวภาพ และการกักเก็บคาร์บอนของระบบนิเวศป่าไม้ (Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005) แต่ลำต้นของต้นไม้ในป่าธรรมชาติ มีพูพอนนูนเป็นสันตามแนวลำต้น มีผลต่อค่าความโตวัดรอบลำต้นอย่างมีนัยสำคัญ (Peters, 1996) พูพอนอาจสร้างข้อจำกัดต่อการวัดขนาดลำต้นด้วยวิธีมาตรฐาน (Nölke *et al.*, 2015) ค่าความโตวัดรอบรวมพูพอน (Over-bark girth) สูงกว่าค่าที่ควรเป็นเมื่อเปรียบเทียบกับต้นไม้ที่มีรูปทรงปกติ (Ngomanda *et al.*, 2012; Warner *et al.*, 2017) ส่งผลให้เกิดความคลาดเคลื่อนในการคำนวณ

พื้นที่หน้าตัด ปริมาตรไม้ และชีวมวล ซึ่งอาจส่งผลต่อความแม่นยำของการประเมินคาร์บอนในระดับพื้นที่ (Henry *et al.*, 2011; Picard *et al.*, 2012) จึงจำเป็นต้องมีการปรับแก้ก่อนนำข้อมูลไปใช้ (Warner *et al.*, 2017) ซึ่งแนวทางการสำรวจโดยทั่วไปจึงแนะนำให้วัดขนาดลำต้นเหนือระดับพูพอนเพื่อหลีกเลี่ยงผลกระทบจากรูปทรงลำต้นที่ผิดปกติ (Watcharakitti, 1982; Kershaw *et al.*, 2017) แต่การวัดเส้นผ่านศูนย์กลางลำต้นในระดับที่สูงกว่าพูพอนมักทำให้ค่าที่ได้มีขนาดเล็กลง เนื่องจากลำต้นมีลักษณะเรียวเล็กลงตามความสูง ส่งผลให้การประมาณชีวมวลหรือการเปลี่ยนแปลงชีวมวลมีแนวโน้มต่ำกว่าความเป็นจริง (Cushman *et al.*, 2014) จากการสังเกตจากนักวิจัยด้านนี้ พบว่าหลายครั้งส่วนที่เป็นพูพอนของต้นไม้บางชนิด เช่น กลุ่มไม้ในวงศ์ตะแบก (Lythraceae) เช่น ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda* Jack) (Figure 1B) และกระบก (*Irvingia malayana* Oliv. ex A.W.Benn.) ที่พบในป่าธรรมชาติ มักมีพูพอนเป็นแนวยาวตามลำต้น ซึ่งอาจสร้างความยากในการปฏิบัติงานภาคสนาม บางชนิดมีการขยายความสูงพูพอนขึ้นอีกเมื่อลำต้นมีการเจริญเติบโตขึ้น เป็นปัญหาต่อการกำหนดตำแหน่งที่แน่นอนในการติดตามขนาดความโตในแปลงตัวอย่างถาวร แต่งานที่พัฒนาสมการปรับแก้ค่าความโตลำต้นจากการวัดรวมพูพอนยังมีจำกัด โดยเฉพาะระดับเส้นรอบวง

ดังนั้น หากมีสมการสำหรับปรับแก้ค่าความโตของลำต้นที่เกิดพูพอนลักษณะดังกล่าว อาจช่วยลดความยากในการปฏิบัติงานด้านการสำรวจป่าไม้และงานนิเวศวิทยาป่าไม้ การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อ (1) พัฒนาสมการ

ความสัมพันธ์ระหว่างขนาดความโตลำต้นที่วัดรวมพุ่มพุ่มกับขนาดความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง สำหรับปรับแก้ค่าความโตลำต้นที่ได้รับผลกระทบจากพุ่มพุ่มในกรณีที่ต้องวัดขนาดลำต้นที่ระดับ 1.30 เมตร อย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ หรือ หากวัดสูงไปกว่านั้นแล้วจะได้ขนาดความโตที่เล็กกว่าที่ควรเป็น (2) ทดสอบความแม่นยำของสมการ และ (3) ประเมินความสามารถในการประยุกต์ใช้กับไม้ชนิดอื่นที่มีลักษณะพุ่มพุ่มใกล้เคียงกัน

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา

ดำเนินการศึกษาในพื้นที่อุทยานแห่งชาติเขาชะเมา-เขาวง จังหวัดระยอง และพื้นที่โครงการอนุรักษ์ป่ารอยต่อ 5 จังหวัด ภาคตะวันออก จังหวัดชลบุรี (Figure 1A) ซึ่งเป็นพื้นที่ป่าธรรมชาติในภาคตะวันออกของประเทศไทย พื้นที่ดังกล่าวประกอบด้วยสังคมพืชป่าดิบแล้งและป่าดิบชื้น ที่เป็นถิ่นอาศัยสำคัญของไม้ตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda*) (Figure 1B) ดำเนินการเก็บข้อมูลภาคสนามในช่วงเดือนมีนาคมถึงเดือนธันวาคม พ.ศ. 2567

2. วิธีการ

1) การคัดเลือกตัวอย่างและการวัดค่าความโตลำต้น (Field data collection)

ทำการสุ่มเลือกต้นตะแบกนา (*L. floribunda*) ที่ขนาดเส้นรอบวงลำต้น (GBH) ที่วัดรวมพุ่มพุ่มที่ความสูง 1.30 เมตร ตั้งแต่ 15–205 เซนติเมตร แบ่งเป็น 10 อันตรภาคชั้น ชั้นละ 5 ต้น รวม 50 ต้น ทำการวัดขนาดเส้นรอบวงลำต้นรวมพุ่มพุ่มที่ความสูง 1.30 เมตร และ

ที่ตำแหน่งเดียวกันนี้ ใช้แถบอลูมิเนียมแบบแถบซึ่งติดตั้งได้ ทาบตามร่องพุ่มพุ่มจนรอบลำต้น นำมาคัดลอกรูปร่างหน้าตัดลำต้นลงบนกระดาษปรู๊ฟที่กำหนดค่าพิกัดไว้ทั้ง 4 มุม ด้วยระยะจริง นำภาพไปสแกนเป็นดิจิทัล แล้วนำไปตรงขนาดด้วยโปรแกรมภูมิสารสนเทศทางภูมิศาสตร์ (ArcMap) โดยยึดโยงด้วยค่าพิกัดทั้ง 4 มุม แล้วทำการดิจิทัลตามรูปร่างหน้าตัดของไม้ตัวอย่างแต่ละต้น จากนั้นจึงคำนวณหาพื้นที่หน้าตัดจริงตามรูปร่างนั้นด้วยโปรแกรม ArcMap แล้วคำนวณหาขนาดเส้นรอบวงใหม่จากพื้นที่หน้าตัดจริงที่คำนวณได้

2) การสร้างรูปทรงหน้าตัดและคำนวณพื้นที่หน้าตัดจริง (Cross-sectional reconstruction)

รูปทรงหน้าตัดลำต้นที่ได้จากการคัดลอกถูกถ่ายลงบนกระดาษปรู๊ฟที่กำหนดพิกัดทั้ง 4 มุม ตามมาตราส่วนจริง จากนั้นสแกนภาพเป็นไฟล์ดิจิทัล และนำเข้าสู่โปรแกรม ArcMap เพื่อทำการกำหนดพิกัดอ้างอิง (Georeferencing) โดยใช้จุดพิกัดทั้งสี่มุมเป็นตัวควบคุม หลังจากนั้นทำการดิจิทัลเส้นขอบรูปทรงหน้าตัดของลำต้นแต่ละต้น และคำนวณพื้นที่หน้าตัดจริงของลำต้นด้วยเครื่องมือวิเคราะห์พื้นที่ในโปรแกรม ArcMap จากค่าพื้นที่หน้าตัดที่ได้ จึงคำนวณเส้นรอบวงลำต้นที่ควรเป็นตามพื้นที่หน้าตัดจริงโดยใช้ความสัมพันธ์ทางเรขาคณิตของวงกลม

3) การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ทางสถิติ (Statistical analysis)

วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพุ่มพุ่ม (Measured buttressed GBH) กับเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง (Girth derived from actual basal

area) ในการศึกษานี้ กำหนดให้ GBH_mb แทนค่าขนาดเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพูพอน (เซนติเมตร) และ GBH_pred แทนค่าขนาดเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง

(เซนติเมตร) โดยใช้การวิเคราะห์ถดถอยเชิงเส้น (Linear regression analysis) ตามวิธีกำลังสองน้อยที่สุด (Least squares method) ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95



A)



B)

Figure 1 A) Study area, and B) ridge buttress of *L. floribunda*, which commonly occurs along the trunk.

4) การทดสอบสมการ (Equation validation)

สมการที่พัฒนาขึ้น นำมาทดสอบกับตัวอย่างอีกชุดของตะแบกนา (*L. floribunda*) และอีก 2 ชนิด ที่มีลักษณะพูพอนตามลำต้นใกล้เคียงกับตะแบกนา (*L. floribunda*) คือ แควหัวหมู (*Markhamia stipulata* (Wall.) Seem. var. *stipulata*) และกระบก (*I. malayana*) ที่พบได้ในพื้นที่ศึกษา โดยทำการเก็บตัวอย่างวิธีเดียวกับต้นที่ใช้สร้างสมการ ตัวอย่างไม้ที่ใช้ทดสอบสมการ มีขนาดความโตที่กระจายในช่วงต่าง ๆ ชนิดละ 38, 10 และ 7 ต้น ตามลำดับ นำมาทดสอบความแตกต่างระหว่างค่าขนาดเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงและค่าที่ได้จากการคาดการณ์ด้วยสมการ โดยตรวจสอบการแจกแจงของค่าความแตกต่างแบบจับคู่ (Paired differences) สำหรับแต่ละชนิดไม้โดยใช้การทดสอบ

Shapiro–Wilk เพื่อประเมินสมมติฐานการแจกแจงแบบปกติของข้อมูล หากข้อมูลเป็นไปตามสมมติฐานดังกล่าว จึงใช้การทดสอบ Paired-samples t-test ในการเปรียบเทียบค่า ที่ระดับนัยสำคัญทางสถิติ $\alpha = 0.05$

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. ความสัมพันธ์ระหว่างเส้นรอบวงที่วัดรวมพูพอนและที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง

สมการความสัมพันธ์ระหว่างเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพูพอน (Measured buttressed girth) และเส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง (Girth derived from actual basal area, GBH_pred) ของตะแบกนา (*L. floribunda*) ที่มีพูพอน เป็นไปตามสมการ

$$GBH_pred = 3.266 + 0.874 \times GBH_mb,$$

เมื่อกำหนดให้ GBH_pred คือ เส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง (cm) และ GBH_mb คือ เส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพูพอน (Measured buttressed girth, cm) โดยมีค่า $R^2 = 0.989$ แสดงว่าตัวแปรอิสระสามารถอธิบายความแปรปรวนของตัวแปรตามได้ถึงร้อยละ 98.9 ซึ่งมีความสัมพันธ์เชิงเส้นในระดับสูงมาก ค่าสัมประสิทธิ์ความชันของตัวแปรเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพูพอน 0.874 และมีนัยสำคัญทางสถิติสูง ($p < .001$) บ่งบอกว่าเมื่อเส้นรอบวงลำต้นที่วัดรวมพูพอน เพิ่มขึ้น 1 เซนติเมตร เส้นรอบวงที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง จะเพิ่มขึ้นโดยเฉลี่ย 0.874 เซนติเมตร และค่าความชันที่มีค่าน้อยกว่า 1 แสดงถึงลักษณะทางสัณฐานของพูพอนที่ขยายออกด้านข้างมากกว่าการเพิ่มพื้นที่หน้าตัดอย่างสม่ำเสมอ กล่าวคือ การวัดเส้นรอบวงที่รวมส่วนยื่นของพูพอนจะเพิ่มค่าความยาวเส้นรอบวงในอัตราที่สูงกว่าการเพิ่มขึ้นของพื้นที่หน้าตัดจริง ซึ่งความคลาดเคลื่อนดังกล่าวมีลักษณะเป็นอคติเชิงระบบ โดยสามารถอธิบายได้จากลักษณะสัณฐานของพูพอนที่เพิ่มความยาวเส้นรอบวงโดยไม่เพิ่มพื้นที่หน้าตัดอย่างสม่ำเสมอ ดังนั้นความสัมพันธ์เชิงเส้นที่ได้จึงเป็นผลลัพธ์ของการแปลงค่าจากรูปทรงไม่สม่ำเสมอสู่รูปทรงสมมูลเชิงเรขาคณิต และสมการความสัมพันธ์มีค่า intercept = 3.266 และมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.024$) ผลดังกล่าวสะท้อนให้เห็นว่า การวัดเส้นรอบวงลำต้นที่รวมพูพอนมีแนวโน้มให้ค่าสูงกว่าความเป็นจริง สอดคล้องกับการศึกษาของ Ngomanda *et al.* (2012) และในช่วงขนาดลำต้นที่วัดเส้นรอบวงรวมพูพอนต่ำกว่าประมาณ 26 เซนติเมตร จะให้ค่าขนาดเส้นรอบวงที่คำนวณ

จากพื้นที่หน้าตัดจริงสูงกว่าค่าที่วัดได้จริง ซึ่งเป็นผลจากรูปแบบของสมการถดถอยเชิงเส้นที่มีค่าคงที่เป็นบวก และการที่ตัวอย่างในกลุ่มต้นขนาดเล็กมีอิทธิพลต่อการประมาณพารามิเตอร์ของสมการน้อยกว่ากลุ่มต้นขนาดกลางถึงขนาดใหญ่ นอกจากนี้ ต้นไม้ขนาดเล็กอาจยังไม่พัฒนารูปทรงพูพอนอย่างชัดเจน ทำให้การวัดรวมพูพอนไม่ได้ก่อให้เกิดความคลาดเคลื่อนในทิศทางเดียวกับต้นไม้ขนาดใหญ่ ส่วนการกระจายของข้อมูลตามกราฟ (Figure 2A) แสดงให้เห็นว่าจุดข้อมูลส่วนใหญ่เรียงตัวอยู่ใกล้เส้นถดถอย บ่งบอกถึงความเหมาะสมของการใช้สมการเชิงเส้นในการอธิบายความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรทั้งสองอย่างชัดเจน

2. การทดสอบสมการระหว่างชนิด

ผลการทดสอบ Shapiro-Wilk ของค่าความแตกต่างระหว่าง GBH ที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงและค่าที่ได้จากสมการของไม้ทั้ง 3 ชนิดที่นำมาทดสอบสมการ มีการแจกแจงแบบปกติ ($p > 0.05$) โดยค่าความแตกต่างระหว่าง GBH ของตะแบกนา ที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงและค่าที่ได้จากสมการไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.543$) แสดงว่าสมการสามารถทำนายค่า GBH ของตะแบกนาที่ใช้ทดสอบสมการได้อย่างมีประสิทธิภาพ และไม่มีอคติเชิงระบบในทิศทางสูงหรือต่ำเกินจริง ทั้งนี้ค่าความคลาดเคลื่อนเฉลี่ยอยู่ในระดับต่ำมาก (- 0.437 เซนติเมตร) เมื่อทดสอบสมการกับไม้ต่างชนิด พบว่า แควหัวหมู (*M. stipulata* var. *stipulata*) ให้ผลทำนายไม่แตกต่างจากค่าจริง ($p = 0.486$) โดยมีความคลาดเคลื่อนเฉลี่ยต่ำ (0.752 เซนติเมตร) และ

ทิศทางของค่าคลาดเคลื่อนกระจายตัวรอบศูนย์ แสดงว่าสมการนี้สามารถประยุกต์ใช้กับแห้ว หมู (*M. stipulata* var. *stipulata*) ที่มีลักษณะ สัณฐานพุ่มเป็นแผ่นครีบต่อเนื่องคล้ายตะแบก นนา (*L. floribunda*) ในขณะที่การทดสอบกับ กระบอก (*I. malayana*) ซึ่งมีโครงสร้างพุ่ม แตกต่างจากตะแบกนนา จึงให้ผลต่างออกไป โดย

แม้ความแตกต่างระหว่างค่าจริงและค่าที่สมการ ทำนายจะไม่ถึงระดับนัยสำคัญ ($p = 0.084$) แต่มี ค่าคลาดเคลื่อนเฉลี่ยสูงกว่าอีก 2 ชนิด (14.6 เซนติเมตร) และมีความแปรปรวนสูงกว่า (Table 1 และ Figure 2B) สะท้อนความจำเป็นของ การพิจารณาลักษณะเชิงสัณฐานควบคู่กับการ ประยุกต์ใช้สมการ

Table 1 Paired comparison between observed and predicted stem girth across species.

Species	n	Buttressed stem girth range (cm)	Mean paired difference (cm)	SE of difference
<i>L. floribunda</i>	38	14–215	-0.44	0.71
<i>M. stipulata</i> var. <i>stipulata</i>	10	70–150	0.75	1.62
<i>I. malayana</i>	7	53–425	14.6	7.02

Note. Positive values indicate underestimation by the model.

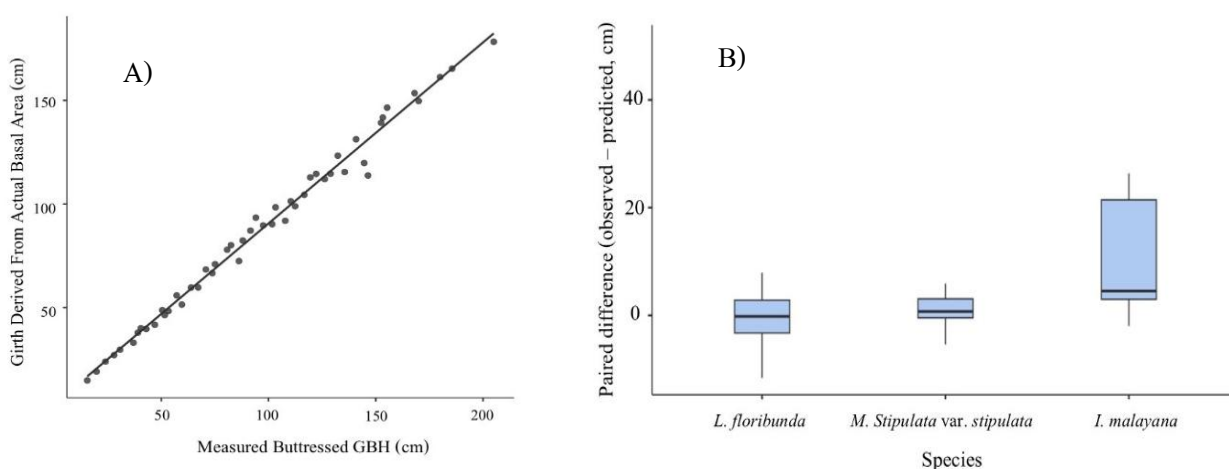


Figure 2 Relationship between measured buttressed GBH and girth derived from actual basal area in *L. floribunda* (A) and boxplots showing paired differences between observed and predicted stem girth for three tree species (B).

ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นอย่างชัดเจน ว่า พุ่มของตะแบกนนา ส่งผลให้การวัดขนาดลำ ต้นด้วยวิธีมาตรฐานที่ระดับความสูง 1.30 เมตร ให้ค่าความโตสูงเกินกว่าสัณฐานจริงของลำต้น โดยความคลาดเคลื่อนดังกล่าวสามารถอธิบาย

และปรับแก้ได้อย่างเป็นระบบด้วยสมการเชิง สถิติ ดังนั้น สมการปรับแก้ที่พัฒนาขึ้นจึงมี ประสิทธิภาพสูงในการปรับแก้ขนาดลำต้นที่ ได้รับอิทธิพลจากพุ่ม โดยเฉพาะในกรณี ต้นไม้ที่มีสัณฐานพุ่มใกล้เคียงกับตะแบกนนา

โดยสามารถนำไปใช้ในเชิงปฏิบัติได้ทั้งในงานสำรวจทรัพยากรป่าไม้และการติดตามการเจริญเติบโตของไม้ในแปลงตัวอย่างถาวร อย่างไรก็ตาม การนำสมการไปใช้กับไม้ชนิดอื่นควรพิจารณาความใกล้เคียงทางสัณฐานของพุ่มพอนและควรมีการทดสอบหรือพัฒนาสมการเฉพาะชนิดเพิ่มเติมเพื่อเพิ่มความแม่นยำในการประยุกต์ใช้งาน

ทั้งนี้ การวิเคราะห์ค่าความคลาดเคลื่อนแยกตามกลุ่มขนาดความโตในการทดสอบครั้งนี้ไม่พบแนวโน้มของความแตกต่างในเชิงระบบ โดยค่าความคลาดเคลื่อนมีการกระจายตัวรอบศูนย์อย่างสม่ำเสมอในทุกกลุ่มขนาดต้นไม้ สนับสนุนความเหมาะสมของสมการในการใช้งานเชิงปฏิบัติได้ในทุกขนาดไม้ แต่อย่างไรก็ตาม การประเมินความเหมาะสมของสมการในครั้งนี้ อาศัยการวิเคราะห์รูปแบบของค่าคลาดเคลื่อนเป็นหลัก เพื่อพิจารณาว่ามีแนวโน้มของอคติตามขนาดความโตหรือไม่ ทั้งนี้ การทดสอบเชิงปริมาณเพิ่มเติมเกี่ยวกับความแตกต่างของพารามิเตอร์ระหว่างกลุ่มขนาดอาจเป็นแนวทางสำหรับการศึกษาต่อไป

สำหรับจำนวนตัวอย่างที่ใช้ในการพัฒนาสมการในครั้งนี้ แม้ว่าจะมีจำนวนจำกัด ($n = 50$) อาจดูไม่มากในเชิงตัวเลข แต่การออกแบบการสุ่มตัวอย่างให้ครอบคลุมช่วงขนาดลำต้นอย่างเป็นระบบ ภายใต้งานไขการสุ่มแบบแบ่งชั้นขนาด (Size-class stratification) เพื่อให้ครอบคลุมช่วงขนาดความโตของลำต้นอย่างทั่วถึงและสม่ำเสมอ จึงลดความเอนเอียงจากการกระจุกตัวของข้อมูลในช่วงขนาดใดขนาดหนึ่ง อีกทั้งขั้นตอนการเก็บข้อมูลซึ่งต้องอาศัยการคัดลอกรูปร่างหน้าตัด

ลำต้นจริงและการดิจิทัลอย่างละเอียด ส่งผลให้จำนวนตัวอย่างถูกจำกัดโดยข้อจำกัดเชิงภาคสนาม อย่างไรก็ตาม ความสัมพันธ์เชิงเส้นที่ได้จากการศึกษา ประกอบกับผลการทดสอบสมการกับไม้ต่างชนิด แสดงให้เห็นว่าสมการดังกล่าวสามารถอธิบายความสัมพันธ์ระหว่างค่าการวัดรวมพุ่มพอนและค่าที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริงได้อย่างมีประสิทธิภาพภายในขอบเขตของสัณฐานพุ่มพอนที่ใกล้เคียงกัน ทั้งนี้ การเพิ่มจำนวนตัวอย่างและการทดสอบในพื้นที่หรือสภาพแวดล้อมที่หลากหลายยิ่งขึ้นจะช่วยเพิ่มความทั่วไปของสมการในอนาคต และการนำสมการไปใช้ควรจำกัดอยู่ในช่วงขนาดลำต้นที่สอดคล้องกับข้อมูลที่ใช้สร้างสมการ และควรหลีกเลี่ยงการประยุกต์ใช้กับต้นไม้ขนาดเล็กกว่า 26 เซนติเมตร เพราะการพัฒนาพุ่มพอนของไม้ขนาดเล็กยังไม่เต็มที่

สรุป (Conclusion)

พุ่มพอนของไม้บางชนิดที่เป็นแผ่นรูปครึ่งวงกลมตามแนวลำต้นและขยายระดับความสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องเมื่อเจริญเติบโตขึ้น เป็นข้อจำกัดสำคัญต่อการวัดขนาดความโตลำต้น ทำให้ยากต่อการกำหนดตำแหน่งวัดที่แน่นอน โดยเฉพาะในกรณีที่ต้องติดตามการเจริญเติบโตซ้ำในระยะยาว การวัดขนาดลำต้นเหนือระดับพุ่มพอนแม้จะช่วยหลีกเลี่ยงผลของรูปทรงลำต้นที่ผิดปกติ แต่มีแนวโน้มก่อให้เกิดความคลาดเคลื่อนเชิงระบบ เนื่องจากลำต้นเรียวเล็กลงตามความสูง ส่งผลให้ค่าความโต ชีวมวล และการกักเก็บคาร์บอนถูกประเมินต่ำกว่าความเป็นจริง การศึกษานี้จึงเสนอทางเลือกโดยการวัด

เส้นรอบวงลำต้นรวมพุ่มที่ระดับมาตรฐาน (1.30 เมตร) และปรับแก้ค่าด้วยสมการความสัมพันธ์ที่พัฒนาขึ้น ซึ่งช่วยให้สามารถใช้ตำแหน่งวัดที่คงที่และลดอคติจากรูปทรงพุ่มได้อย่างเป็นระบบ นอกจากนี้ ความสัมพันธ์ของสมการที่ได้ยังสะท้อนให้เห็นว่าโครงสร้างพุ่มมีผลต่อการวัดเชิงเรขาคณิตมากกว่าการเพิ่มพื้นที่หน้าตัดจริง กล่าวคือ ส่วนยื่นของพุ่มมีลักษณะเป็นแผ่นครีบที่เพิ่มความยาวเส้นรอบวงในเชิงเส้น แต่ไม่ได้เพิ่มพื้นที่หน้าตัดในสัดส่วนเดียวกัน และสนับสนุนการใช้สมการปรับแก้เชิงประจักษ์ในกรณีที่ไม่สามารถหลีกเลี่ยงการวัดรวมพุ่มได้

แนวทางที่นำเสนอในงานวิจัยนี้ยังมีส่วนช่วยยกระดับความเป็นมาตรฐานของการวัดลำต้นในงานสำรวจป่าไม้เขตร้อน และเป็นวิธีการเชิงปฏิบัติที่สามารถนำไปใช้เพื่อลดผลกระทบจากความไม่สม่ำเสมอของรูปทรงลำต้นในไม้ที่มีพุ่ม และมีความเหมาะสมอย่างยิ่งสำหรับแปลงตัวอย่างถาวร (permanent sample plots) ที่ต้องการความสม่ำเสมอของตำแหน่งวัดเพื่อเพิ่มความแม่นยำในการประเมินอัตราการเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงของชีวมวลในระยะยาว อย่างไรก็ตาม สมการปรับแก้ที่เหมาะสมสำหรับไม้ที่มีลักษณะพุ่มปกคลุมใกล้เคียงกับตะแบกนา (*L. floribunda*) และไม่ควรนำไปใช้กับไม้ที่มีลักษณะพุ่มแตกต่างอย่างชัดเจนโดยปราศจากการทดสอบเพิ่มเติม นอกจากนี้ ผลลัพธ์ดังกล่าวยังสนับสนุนแนวคิดว่าการปรับแก้ค่าความโตลำต้นในไม้ที่มีพุ่มควรพิจารณารูปทรงเรขาคณิตควบคู่กับโครงสร้างเชิงสัณฐาน เพื่อเพิ่มความแม่นยำของการประเมินเชิงนิเวศ

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

ผู้วิจัยขอขอบคุณ คุณนิรามัย คิตติ ที่ให้ความช่วยเหลือในการเก็บข้อมูลภาคสนาม ตลอดจนการจัดการข้อมูลเชิงพื้นที่ โดยเฉพาะการนำภาพหน้าตัดลำต้นเข้าสู่ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ (GIS) ขอขอบคุณ คุณศิริชัย คำกลั่น ที่ให้ความช่วยเหลือในการเก็บข้อมูลภาคสนามเป็นอย่างดี ความร่วมมือและการสนับสนุนของทั้งสองท่าน (ซึ่งเป็นเจ้าหน้าที่ศูนย์วิจัยและพัฒนาวัชกรรมอุทยานแห่งชาติ จังหวัดเพชรบุรี) ที่มีส่วนสำคัญในการดำเนินงานวิจัยให้สำเร็จลุล่วงตามวัตถุประสงค์

เอกสารอ้างอิง (References)

- Brown, S. 1997. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer (FAO Forestry Paper No. 134)**. Food and Agriculture Organization. <https://www.fao.org/3/w4095e/w4095e00.htm>
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, & T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Cushman, K. C., H. C. Muller-Landau, R. S. Condit, & S. P. Hubbell. 2014. Improving estimates of biomass change in buttressed trees using tree taper models. **Methods in**

- Ecology and Evolution** 5(6): 573–582.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12184>
- Henry, M., N. Picard, C. Trotta, R. J. Manlay, R. Valentini, M. Bernoux, & L. Saint-André. 2011. Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. **Silva Fennica** 45(3B): 477–569. <https://doi.org/10.14214/sf.38>
- Kershaw, J. A., M. J. Ducey, T. W. Beers, & B. Husch. 2017. **Forest Mensuration** (5th ed.). John Wiley & Sons.
- Ngomanda, A., Q. M. Mavouroulou, N. L. E. Obiang, J. Lebamba, B. Mbatchi, H. Gomat, G. S. Mankou, J. Loumeto, D. Midoko Iponga, D. Kossi, & N. Picard. 2012. Derivation of diameter measurements for buttressed trees: An example from Gabon. **Journal of Tropical Ecology** 28(3): 299–302.
<https://doi.org/10.1017/S0266467412000144>
- Nölke, N., L. Fehrmann, C. R. Vasile, J. Groeneveld, C. Kleinn, & C. Leuschner. 2015. On the geometry and allometry of big-buttressed trees: A challenge for forest monitoring. **iForest – Biogeosciences and Forestry** 8: 574–581.
<https://doi.org/10.3832/ifor1449-007>
- Peters, C. M. 1996. **The ecology and management of non-timber forest resources**. World Bank.
- Picard, N., L. Saint-André, & M. Henry. 2012. **Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction**. Food and Agriculture Organization and CIRAD.
- Richards, P. W. 1996. **The tropical rainforest: An ecological study** (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Royal Institute. 2011. **Dictionary of the Royal Institute B.E. 2554**. Retrieved from <https://dictionary.orst.go.th> (in Thai)
- Warner, A., M. Jamroenprucksas, & L. Puangchit. 2017. Buttressing impact on diameter estimation in plantation teak (*Tectona grandis* L.f.) sample trees in northern Thailand. **Agriculture and Natural Resources** 51(6): 520–525.
<https://doi.org/10.1016/j.anres.2017.12.003>
- Watcharakitti, S. 1982. **Forest resource inventory**. Faculty of Forestry, Kasetsart University, Thailand. (in Thai)
- Whitmore, T. C. 1998. **An introduction to tropical rain forests** (2nd ed.). Oxford University Press.
- Hu, Z., Y. Tang, X. Deng, & M. Chen. 2013. Buttress trees in a 20-hectare tropical dipterocarp rainforest in Xishuangbanna, SW China. **Journal of Plant Ecology** 6: 187–192.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rts018>

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความหนาแน่นและพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิง (*Bos gaurus* H. Smith)
ในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า จังหวัดน่าน

เฉลิมพล กันแก้ว^{1,3}, ศุภลักษณ์ ศิริ², มณฑล นอแสงศรี² และ ยวดี พลพิทักษ์^{2*}

รับต้นฉบับ: 2 มีนาคม 2569

ฉบับแก้ไข: 5 เมษายน 2569

รับลงพิมพ์: 14 เมษายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: นิเวศวิทยาเชิงพื้นที่ของสัตว์ป่าเป็นพื้นฐานสำคัญต่อการวางแผนอนุรักษ์และการจัดการทรัพยากรธรรมชาติอย่างยั่งยืน โดยเฉพาะกระทิง (*Bos gaurus* H. Smith) ซึ่งเป็นวัวป่าที่มีขนาดใหญ่ที่สุดในโลก ที่ต้องการพื้นที่อาศัยค่อนข้างกว้าง มีอัตราการสืบพันธุ์ต่ำ และมีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม ปัจจุบันประชากรกระทิงกำลังเผชิญแรงกดดันจากการสูญเสียและการแตกกระจายของถิ่นอาศัยตามธรรมชาติ เนื่องจากการขยายตัวของกิจกรรมมนุษย์ และข้อจำกัดด้านความเชื่อมต่อของผืนป่า ส่งผลให้แนวโน้มประชากรลดลงและเพิ่มความเสี่ยงต่อการแยกตัวของถิ่นอาศัยในระยะยาว แม้ว่าประเทศไทยจะมีการขยายพื้นที่คุ้มครองอย่างต่อเนื่อง แต่ข้อมูลเกี่ยวกับความหนาแน่นและรูปแบบการใช้พื้นที่ของกระทิงยังมีจำกัด โดยเฉพาะในระบบนิเวศป่าภูเขาทางภาคเหนือที่มีภูมิประเทศซับซ้อนและเข้าถึงได้ยาก พื้นที่เขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า จังหวัดน่าน เป็นผืนป่าระหว่างป่าดิบแล้งและดิบเขาที่มีความสำคัญเชิงนิเวศวิทยาของสัตว์ป่า โดยเฉพาะกระทิง มีศักยภาพเป็นแนวเชื่อมต่อทางนิเวศสำหรับสัตว์ป่าขนาดใหญ่ระหว่างประเทศไทยและสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว อย่างไรก็ตามองค์ความรู้เกี่ยวกับสถานภาพประชากรและปัจจัยกำหนดความเหมาะสมของถิ่นอาศัยในพื้นที่ยังไม่เพียงพอต่อการสนับสนุนการจัดการเชิงพื้นที่ ดังนั้น จึงมีวัตถุประสงค์การศึกษาเพื่อประเมินความหนาแน่นของประชากรกระทิง และวิเคราะห์ปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่อาศัย สำหรับการกำหนดมาตรการอนุรักษ์ การฟื้นฟูถิ่นอาศัย และการติดตามในระยะยาวต่อไป

วิธีการ: ทำการเก็บข้อมูลภาคสนามระหว่างเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2567 ถึงเดือนตุลาคม พ.ศ. 2568 โดยติดตั้งกล้องดักถ่ายภาพอัตโนมัติ จำนวน 10 จุด ครอบคลุมพื้นที่ศึกษาอย่างเป็นระบบ โดยเลือกพื้นที่ที่มีโอกาสพบกระทิงมากที่สุด เช่น ทางเดินของสัตว์ป่า แหล่งน้ำ และโป่งธรรมชาติ ควบคู่กับการบันทึกพิกัดร่องรอยของสัตว์ป่าจากการลาดตระเวน ได้แก่ การพบเห็นตัวโดยตรง เสียงร้อง รอยตีน กองมูล และหลักฐานการหากิน นำข้อมูลทั้งหมดมาวิเคราะห์เชิงสถิติและเชิงพื้นที่ ความอุดมสมบูรณ์ของประชากรถูกประเมินด้วยค่าดัชนีความอุดมสมบูรณ์สัมพัทธ์ (Relative abundance index; RAI) คำนวณจากอัตราการตรวจพบต่อจำนวนกับดักคืน (Trap nights) และใช้แบบจำลอง Random Encounter Model (REM) เพื่อประมาณค่าความหนาแน่นโดยไม่ต้องอาศัย

การจำแนกรายบุคคล ซึ่งมีความเหมาะสมสำหรับสัตว์กีบขนาดใหญ่ที่ไม่มีลักษณะเฉพาะตัวเด่นชัดและยากต่อการระบุตัวตน การประเมินความเหมาะสมของพื้นที่ใช้แบบจำลอง Maximum Entropy (MaxEnt) ซึ่งมีประสิทธิภาพสูงในการทำนายการกระจายของชนิดจากข้อมูลการปรากฏ ตัวแปรสิ่งแวดล้อมที่ใช้ในการวิเคราะห์ประกอบด้วยปัจจัยทางกายภาพและชีวภาพ จำนวน 7 ตัวแปร ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเล ความลาดเอียงของพื้นที่ การใช้ประโยชน์ที่ดิน ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ระยะห่างจากถนน ระยะห่างจากหมู่บ้าน และระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า ประเมินประสิทธิภาพของแบบจำลองด้วยค่า Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve (AUC) เพื่อยืนยันความน่าเชื่อถือในการจำแนกพื้นที่ที่เหมาะสม

ผลการศึกษา: จากการติดตั้งกล้องดักถ่ายภาพรวมทั้งสิ้น 3,650 Trap nights พบการปรากฏของกระทิง จำนวน 27 ครั้ง คิดเป็นค่า Relative Abundance Index เท่ากับ 0.74% ซึ่งสะท้อนถึงอัตราการตรวจพบที่ค่อนข้างต่ำ อย่างไรก็ตาม การประเมินความหนาแน่นของประชากรด้วยแบบจำลอง REM ให้ค่าความหนาแน่นเท่ากับ 19.6 ตัวต่อตารางกิโลเมตร บ่งชี้ว่าพื้นที่ศึกษายังคงมีศักยภาพในการรองรับการดำรงอยู่ของประชากรกระทิง แม้ว่าการกระจายตัวของประชากรจะมีลักษณะไม่สม่ำเสมอ โดยกระทิงมีแนวโน้มเลือกใช้พื้นที่เฉพาะบริเวณที่มีทรัพยากรสำคัญ เช่น แหล่งน้ำ แหล่งอาหาร และพื้นที่หลบภัย การวิเคราะห์พื้นที่อาศัยที่เหมาะสมด้วยแบบจำลอง MaxEnt ให้ค่าประสิทธิภาพของแบบจำลองในระดับสูงมาก (AUC = 0.987) และพบว่ามีพื้นที่ที่เหมาะสมสำหรับกระทิง ประมาณ 35 ตารางกิโลเมตร คิดเป็นร้อยละ 29.41 ของพื้นที่ศึกษาทั้งหมด (119 ตารางกิโลเมตร) โดยพื้นที่ที่มีความเหมาะสมสูงส่วนใหญ่กระจายอยู่ในป่าดิบเขาและป่าดิบแล้ง ผลการวิเคราะห์ค่าความสำคัญเชิงการสลับตัวแปร (Permutation importance) แสดงให้เห็นว่า ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า และระยะห่างจากหมู่บ้าน เป็นปัจจัยสำคัญที่กำหนดการปรากฏของกระทิงในพื้นที่ศึกษา ขณะที่ค่าร้อยละสัดส่วนการมีส่วนร่วมของตัวแปร (Percent contribution) ชี้ให้เห็นว่าปัจจัยด้านกายภาพและชีวภาพ โดยเฉพาะ ความสูงจากระดับน้ำทะเล การใช้ประโยชน์ที่ดิน (ป่าดิบแล้งและป่าดิบเขา) และระยะห่างจากแหล่งน้ำ มีบทบาทสำคัญต่อความเหมาะสมของถิ่นอาศัยพื้นที่ที่มีความเหมาะสมสูงส่วนใหญ่ กระจุกตัวในบริเวณภูเขาสูงที่มีทุ่งหญ้าบนสันเขาแทรกอยู่ในพื้นที่ป่าที่ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง ระหว่าง 1,200 ถึง 1,600 เมตร ซึ่งมีโครงสร้างถิ่นอาศัยที่เอื้อต่อการหาอาหาร การพักผ่อน และการหลีกเลี่ยงภัยคุกคาม ขณะเดียวกัน ปัจจัยด้านการรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น ถนนและชุมชน แม้มีอิทธิพลรองลงมา แต่ยังมีบทบาทในการจำกัดขอบเขตการกระจายตัวของกระทิงในพื้นที่ศึกษา

สรุป: ผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่าแม้ความหนาแน่นของประชากรกระทิงในพื้นที่ศึกษาจะอยู่ในระดับต่ำ แต่การมีอยู่ของพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมหนึ่งในสามของพื้นที่ทั้งหมด สะท้อนศักยภาพของผืนป่าในการรองรับการคงอยู่และการขยายตัวของประชากรในอนาคต ข้อมูลที่ได้มีความสำคัญต่อการกำหนดมาตรการจัดการ เช่น การปรับปรุงแหล่งน้ำ การเพิ่มคุณภาพแหล่งอาหาร และการรักษาความเชื่อมต่อของถิ่นอาศัย เพื่อลดความเสี่ยง

จากการแยกตัวของประชากร การจัดทำฐานข้อมูลเกี่ยวกับความหนาแน่นและความเหมาะสมของพื้นที่อาศัยยังเป็นเครื่องมือสำคัญสำหรับการติดตามการเปลี่ยนแปลงของประชากรและประเมินประสิทธิผลของมาตรการอนุรักษ์ หากได้รับการบริหารจัดการอย่างเหมาะสม พื้นที่แห่งนี้สามารถทำหน้าที่เป็นแหล่งอาศัยหลักและพื้นที่ต้นทางของการกระจายประชากร ซึ่งจะช่วยเสริมสร้างความมั่นคงให้กับระบบนิเวศป่าไม้และสนับสนุนการอนุรักษ์สัตว์ป่าในพื้นที่ภาคเหนือของประเทศไทยอย่างยั่งยืนในระยะยาว

คำสำคัญ: พื้นที่อาศัยที่เหมาะสม, กล้องดักถ่ายภาพอัตโนมัติ, ความหนาแน่นประชากร, แบบจำลองการพบแบบสุ่ม

¹ สาขาวิชาการจัดการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

² สาขาวิชาการป่าไม้ โครงการจัดตั้งวิทยาลัยการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

³ สำนักบริหารพื้นที่อนุรักษ์ ที่ 13 (แพร่) กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช แพร่ 54000

*ผู้รับผิดชอบบทความ: yuwadee_ppt@mju.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6614>

ORIGINAL ARTICLE

Population Density and Habitat Suitability of Gaur (*Bos gaurus* H. Smith)**in the Phu Fa Non-Hunting Area, Nan Province**Chaluanpon Kankaew^{1,3}, Supalak Siri², Monthol Norsaengsri² and Yuwadee Ponpithuk^{2*}

Received: 2 March 2026

Revised: 5 April 2026

Accepted: 14 April 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Spatial ecology of wildlife provides a fundamental basis for conservation planning and sustainable natural resource management. This is particularly important for gaur (*Bos gaurus* H. Smith), the largest extant wild bovine, which requires extensive home ranges, exhibits low reproductive rates, and is highly sensitive to environmental changes. Currently, gaur populations are facing increasing pressure from habitat loss and fragmentation driven by human activities, as well as limitations in forest connectivity. These factors contribute to population decline and elevate the risk of habitat isolation in the long term. Although protected areas in Thailand have been progressively expanded, information on population density and spatial use patterns of gaur remains limited, particularly in mountainous forest ecosystems in northern Thailand, where terrain complexity and inaccessibility constrain field studies. Phu Fa Non-Hunting Area represents an ecologically significant forest landscape for wildlife, especially gaur, comprising relatively intact montane evergreen and dry evergreen forests. The area also has high potential as an ecological corridor facilitating movement of large mammals between Thailand and the Lao People's Democratic Republic. However, current knowledge regarding population status and environmental determinants of habitat suitability in this area remains insufficient to support effective spatial management. Therefore, this study aims to estimate the population density of gaur and to analyze environmental factors influencing habitat selection. The findings are expected to provide baseline information for conservation planning, habitat restoration, and long-term population monitoring.

Material and method: Field data collection was conducted from November 2024 to October 2025. A total of 10 camera trap stations were systematically deployed across the study area to record the occurrence of gaur. Camera locations were selected based on areas with a high likelihood of gaur presence, including wildlife trails, water sources, and natural salt licks. In addition, signs of wildlife were recorded during patrol surveys, including direct sightings, vocalizations, footprints, dung, and feeding evidence, along with their geographic coordinates. All collected data were processed for statistical and spatial analyses. Population abundance was assessed using the

Relative Abundance Index (RAI), calculated as the detection rate per number of trap nights. Population density was estimated using the Random Encounter Model (REM), which does not require individual identification and is particularly suitable for large ungulates lacking distinctive individual markings. Habitat suitability was evaluated using the Maximum Entropy (MaxEnt) model, which has been widely recognized for its high performance in predicting species distribution from presence-only data. A total of seven environmental variables were included in the analysis, comprising both physical and biological factors: elevation above mean sea level, slope, land use, distance to water sources, distance to roads, distance to villages, and distance to ranger stations. Model performance was assessed using the Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve (AUC) to evaluate the model's ability to discriminate between suitable and unsuitable habitats.

Results and discussion: A total sampling effort of 3,650 trap nights resulted in 27 independent detections of gaur, yielding a Relative Abundance Index (RAI) of 0.74%, indicating a relatively low detection rate. However, population density estimated using the REM was 19.6 individuals/km², suggesting that the study area still has the capacity to support a viable gaur population. The spatial distribution of gaur was uneven, with individuals tending to utilize specific areas associated with key resources, such as water sources, foraging grounds, and refuge sites. Habitat suitability analysis using the MaxEnt model demonstrated excellent model performance (AUC = 0.987). Approximately 35 km², representing 29.41% of the total study area (~119 km²), was classified as suitable habitat for gaur. Highly suitable areas were predominantly distributed within montane evergreen and dry evergreen forests, which provide favorable conditions for gaur survival. Permutation importance analysis indicated that distance to water sources, distance to ranger stations, and distance to villages were the most influential variables determining gaur occurrence. In contrast, percent contribution values highlighted the importance of both physical and biological factors, particularly elevation, land use (dry evergreen and montane evergreen forests), and distance to water sources, in shaping habitat suitability. Highly suitable habitats were primarily concentrated in high-elevation mountainous areas (1,200–1,600 m above mean sea level), characterized by a mosaic of ridge-top grasslands interspersed within montane and dry evergreen forests. These habitat features likely enhance resource availability, provide suitable shelter, and facilitate avoidance of potential threats. Although anthropogenic disturbance factors, such as roads and human settlements, had relatively lower contributions, they still played a role in constraining the spatial distribution of gaur within the study area.

Conclusion: The results indicate that although the population density of gaur in the study area is relatively low, the presence of suitable habitat covering approximately one-third of the total area reflects the potential of the forest landscape to support population persistence and future expansion. These findings provide important implications

for management interventions, including the improvement of water sources, enhancement of forage availability, and maintenance of habitat connectivity to reduce the risk of population isolation. Furthermore, the establishment of baseline data on population density and habitat suitability serves as a critical tool for long-term monitoring of population dynamics and for evaluating the effectiveness of conservation measures. With appropriate management, the study area has the potential to function as a core habitat and a source population, contributing to regional population stability. This, in turn, would strengthen forest ecosystem integrity and support the sustainable conservation of wildlife in northern Thailand over the long term.

Keywords: Habitat suitability, camera trap, population density, random encounter model (REM)

¹Department of Forest Management, Maejo University Phrae Campus, Phrae 54140, Thailand

²Program in Forestry, the Established Project of College of Forestry, Maejo University Phrae Campus, Phrae 54140, Thailand

³Protected Area Regional Office 13 (Phrae), Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation., Phrae 54000, Thailand

*Corresponding author: yuwadee_ppt@mju.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6614>

คำนำ (Introduction)

กระทิง (*Bos gaurus* H. Smith) เป็นวัวป่าขนาดใหญ่ที่สุดในโลกที่ยังคงดำรงพันธุ์อยู่โดยสหภาพนานาชาติเพื่อการอนุรักษ์ธรรมชาติ (IUCN) จัดให้อยู่ในสถานภาพมีแนวโน้มใกล้สูญพันธุ์ (Vulnerable: VU) ขณะที่ในประเทศไทย กระทิงถูกจัดให้อยู่ในสถานภาพใกล้สูญพันธุ์ (Endangered: EN) และเป็นสัตว์ป่าคุ้มครองตามพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ. 2562 (DNP, 2019) แม้ในภาพรวมประชากรกระทิงทั่วโลกจะมีแนวโน้มลดลงจากการถูกบุกรุกทำลายถิ่นอาศัย (Duckworth *et al.*, 2016) แต่ผลจากการยกระดับการคุ้มครองพื้นที่อนุรักษ์อย่างเข้มงวดของกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ส่งผลให้ประชากรกระทิงในบางพื้นที่ของประเทศไทยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและมีการกระจายตัวเข้าสู่ถิ่นอาศัยใหม่ในหลายภูมิภาค (DNP, 2017) ทั้งนี้ การศึกษาที่ผ่านมาในประเทศไทย ได้มีการประเมินความหนาแน่นประชากรและรูปแบบการใช้ถิ่นอาศัยของกระทิงในพื้นที่อนุรักษ์ (Phumanee *et al.*, 2020; Nguyen *et al.*, 2018) อย่างไรก็ตาม องค์ความรู้เชิงปริมาณเกี่ยวกับสถานภาพประชากรและพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิงในบางพื้นที่ยังมีข้อจำกัด โดยเฉพาะในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า ซึ่งยังไม่มี การประเมินความหนาแน่นประชากรและถิ่นอาศัยที่เหมาะสม (Habitat suitability) อย่างเป็นระบบ ช่องว่างดังกล่าวสะท้อนให้เห็นถึงการขาดข้อมูลเชิงประจักษ์ในระดับพื้นที่ที่สามารถอธิบายความสัมพันธ์ระหว่างความหนาแน่นประชากรกับ

ปัจจัยกำหนดถิ่นอาศัย ซึ่งมีความจำเป็นต่อการวางแผนจัดการและการอนุรักษ์กระทิงในพื้นที่นี้ อย่างมีประสิทธิภาพ

เขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้าจังหวัดน่าน เป็นพื้นที่ที่มีความสำคัญเชิงนิเวศ เนื่องจากมีลักษณะเป็นป่าภูเขาสูงที่มีความซับซ้อนของภูมิประเทศและมีความหลากหลายของสังคมพืช พื้นที่ดังกล่าวไม่เพียงแต่ทำหน้าที่เป็นแหล่งต้นน้ำสำคัญ แต่ยังเป็นแนวเชื่อมต่อทางนิเวศวิทยา (Ecological corridor) ที่เชื่อมโยงผืนป่าระหว่างอุทยานแห่งชาติขุนน่าน อุทยานแห่งชาติดอยภูคา อุทยานแห่งชาติแม่จริม และเขตอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพแห่งชาติน้ำปุย ในสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2023) การรักษาความต่อเนื่องของระบบนิเวศดังกล่าวจึงมีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการเคลื่อนย้ายเชิงพื้นที่ และการแลกเปลี่ยนทางพันธุกรรมของสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมขนาดใหญ่ในระดับภูมิภาค อย่างไรก็ตาม การประเมินสถานภาพประชากรสัตว์ป่าในพื้นที่ภูเขาสูงชันและเข้าถึงยากยังคงมีข้อจำกัดด้านเทคนิคและการสำรวจภาคสนาม โดยเฉพาะสัตว์ขนาดใหญ่ที่ไม่สามารถจำแนกอัตลักษณ์รายตัวได้ชัดเจนอย่างกระทิง ส่งผลให้ข้อมูลพื้นฐานด้านประชากรในพื้นที่ต้นน้ำน่านยังมีความไม่แน่นอน การประยุกต์ใช้กล้องดักถ่ายภาพอัตโนมัติ (Camera traps) ร่วมกับแบบจำลองทางสถิติ Random Encounter Model (REM) (Phumanee *et al.*, 2020) เพื่อประมาณ

ค่าความหนาแน่น และแบบจำลอง Maximum Entropy (MaxEnt) (Nguyen *et al.*, 2018) เพื่อประเมินปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมที่ส่งผลต่อการเลือกใช้ถิ่นอาศัย จึงเป็นแนวทางที่มีประสิทธิภาพในการวิเคราะห์ข้อมูลเชิงพื้นที่และลดความคลาดเคลื่อนจากการสำรวจแบบดั้งเดิม

ดังนั้น วัตถุประสงค์การศึกษานี้เพื่อประเมินความหนาแน่นประชากร และวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยจำกัดทางนิเวศวิทยาบางประการ (ความสูง ความลาดชัน ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ความหนาแน่นพืชพรรณ และระดับการรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์) ต่อการกระจายของกระทิงในพื้นที่ป่าต้นน้ำน่าน เพื่อใช้เป็นฐานข้อมูลสำคัญ ในการระบุพื้นที่ถิ่นอาศัย สำหรับสนับสนุนการวางแผนจัดการพื้นที่คุ้มครองอย่างเป็นระบบและเหมาะสม และช่วยบรรเทาปัญหาความขัดแย้ง

ระหว่างคนกับสัตว์ป่า นำไปสู่การอนุรักษ์ประชากรกระทิงและความยั่งยืนระบบนิเวศป่าไม้ต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

เขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า จังหวัดน่าน มีขนาดพื้นที่ 119 ตารางกิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่อำเภอป่อเกลือ และอำเภอแม่จริม ตั้งอยู่ระหว่างละติจูด 18° 45' ถึง 19° 15' เหนือ และลองจิจูด ที่ 101° 00' ถึง 101° 15' ตะวันออก มีความสูงจากระดับน้ำทะเลระหว่าง 500 ถึง 1,741 เมตร (Figure 1) สภาพป่ามีความอุดมสมบูรณ์สูง ประกอบด้วยป่าดิบเขา ป่าดิบแล้ง และป่าเบญจพรรณ เป็นแหล่งต้นน้ำสายสำคัญของแม่น้ำน่าน (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation., 2023)

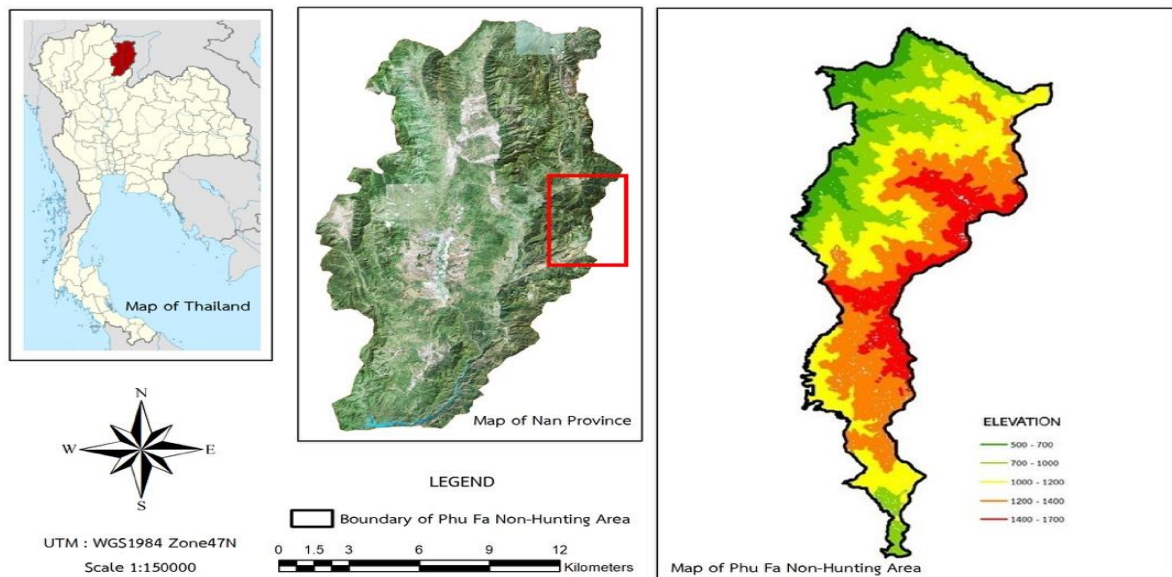


Figure 1 Map of Phu Fa Non-Hunting Area, Nan Province

สภาพภูมิอากาศโดยทั่วไป มีอุณหภูมิเฉลี่ยรายปี 25-26 องศาเซลเซียส ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ย

รายปี 1,200 – 1,600 มิลลิเมตร มีฤดูฝนและฤดูแล้งที่ชัดเจน โดยฤดูฝนอยู่ในช่วงเดือนพฤษภาคมถึง

ตุลาคม และฤดูแล้งในช่วงเดือนพฤศจิกายนถึงเมษายน มีสภาพอากาศหนาวเย็นตลอดทั้งปี โดยเฉพาะในช่วงฤดูหนาวที่อุณหภูมิอาจลดต่ำกว่า 10 องศาเซลเซียส ภูมิประเทศมีมีระดับความสูงตั้งแต่ 1,000 เมตร จากระดับน้ำทะเล

เขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้าเป็นส่วนหนึ่งของกลุ่มป่าดอยภูคา-แม่ยม (Doi Phu Kha-Mae Yom forest complex) ภูมิประเทศเป็นเทือกเขาสูงชัน สลับซับซ้อนทอดยาวตามแนวทิศเหนือ - ใต้ และทำหน้าที่เป็นแนวเขตกันระหว่างประเทศไทยและสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว ด้วยลักษณะทางกายภาพที่เป็นผืนป่าขนาดใหญ่ และต่อเนื่อง ส่งผลให้พื้นที่แห่งนี้มีศักยภาพสูง

ในการเป็นถิ่นที่อยู่อาศัยและแหล่งหลบภัยทางธรรมชาติที่มีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการคงอยู่ของความหลากหลายทางชีวภาพ (Haddad *et al.*, 2015)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

1. วางแผนสำรวจด้วยการอาศัยข้อมูลย้อนหลังการปรากฏของกระทิงในพื้นที่ตั้งแต่ปี พ.ศ. 2562 ถึงปัจจุบัน โดยนำตำแหน่งพิกัดมาวิเคราะห์ร่วมกับแผนที่ภูมิประเทศด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ (QGIS) เพื่อกำหนดพื้นที่สำรวจในรูปแบบตาราง (Grid cell) ขนาด 1×1 ตารางกิโลเมตร (Figure 2) เพื่อติดตั้งกล้องดักถ่ายภาพอัตโนมัติ จำนวน 10 จุด ให้ครอบคลุมบริเวณที่มีประวัติการพบกระทิงหนาแน่นที่สุด

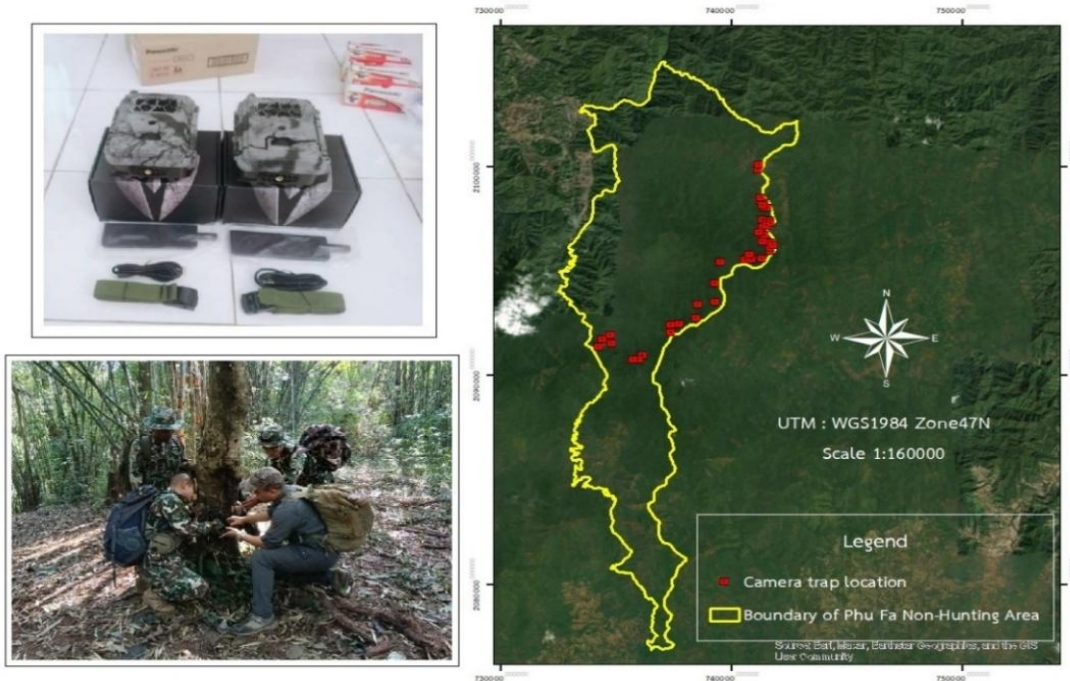


Figure 2 Camera trap stations in Phu Fa Non-Hunting Area during November 2024 – October 2025.

การคัดเลือกจุดติดตั้งกล้องดักถ่ายภาพอัตโนมัติด้วยวิธีการสุ่มแบบเฉพาะเจาะจง (Purposive sampling) โดยเจาะจงจุดที่เป็นทางด้านหลัก เพื่อเพิ่มโอกาสใน

การดักถ่ายภาพ (Detection probability) ในพื้นที่ภูมิประเทศสูงชันและยากต่อการเข้าถึง เพื่อให้สอดคล้องกับสมมติฐานของแบบจำลอง REM

ที่เน้นการสุ่มการพบเจอตัวของสัตว์ ผู้วิจัยได้กำหนดระยะห่างระหว่างจุดติดตั้งไม่ให้กระจุกตัวเกินไป และใช้เกณฑ์ช่วงเวลาการปรากฏที่เป็นอิสระต่อกันมาวิเคราะห์ เพื่อลดอิทธิพลความลำเอียงจากการเลือกพื้นที่สำรวจ ที่อาจส่งผลต่ออัตราการตรวจพบ

การติดตั้งกล้องดักถ่ายภาพ ให้มีความสูงจากพื้นดินประมาณ 40-50 เซนติเมตร หันหน้ากล้องทำมุมกับเส้นทางด้านสัตว์ป่าในระยะห่างประมาณ 2.5 - 3.5 เมตร พร้อมบันทึกข้อมูลวันที่ พิกัดทางภูมิศาสตร์ (UTM) หมายเลขกล้อง และลักษณะสังคมพืชรอบจุดติดตั้ง โดยติดตั้งกล้องหมุนเวียนไปตามจุดที่กำหนด จุดละ 30 วัน (Duangchantrasiri, 2008) จนครบถ้วนตามแผนการสำรวจ ข้อมูลภาพถ่ายที่ได้จะถูกนำมาคัดแยกชนิด และวิเคราะห์เหตุการณ์การปรากฏที่เป็นอิสระต่อกัน (Independent event) (O'Brien *et al.*, 2003) โดยกำหนดว่าหากเป็นสัตว์ป่าชนิดเดียวกันที่บันทึกภาพได้ในจุดเดิมภายในเวลา 30 นาที จะนับเป็นเพียง 1 เหตุการณ์ เพื่อป้องกันการนับซ้ำ

2. การเตรียมปัจจัยสิ่งแวดล้อมเชิงพื้นที่ (Environmental covariates) การวิเคราะห์พื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิง ดำเนินการโดยคัดเลือกปัจจัยแวดล้อมอิสระที่สำคัญเชิงนิเวศวิทยาต่อการดำรงชีวิต จำนวน 7 ปัจจัย ข้อมูลทั้งหมดถูกจัดการให้อยู่ในรูปแบบข้อมูลเชิงพื้นที่ (Raster spatial data) มีความละเอียดจุดภาพ (Spatial resolution) ขนาด 30×30 เมตร อ้างอิงระบบพิกัด WGS 1984 UTM Zone 47N แบ่งออกเป็น 2 กลุ่มหลัก คือ

ปัจจัยทางกายภาพและชีวภาพ ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง (Elevation) ความลาดชันของพื้นที่ (Slope) ซึ่งวิเคราะห์จากข้อมูลแบบจำลองระดับความสูงเชิงเลข (Digital elevation model: DEM) ระยะห่างจากแหล่งน้ำ (Distance to water sources) และการใช้ประโยชน์ที่ดิน (Land use) โดยเน้นสัดส่วนของป่าดิบแล้ง ป่าดิบเขา และพื้นที่ทุ่งหญ้า ซึ่งอ้างอิงข้อมูลการจำแนกประเภทป่าไม้จากกรมป่าไม้ (Royal Forest Department, 2019) และทำการปรับปรุงข้อมูลให้เป็นปัจจุบันด้วยภาพถ่ายดาวเทียม อีกกลุ่มคือ ปัจจัยการรบกวนจากมนุษย์ (Anthropogenic factors) ได้แก่ ระยะห่างจากหมู่บ้าน (Distance to villages) ระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า (Distance to ranger stations) และระยะห่างจากถนน (Distance to roads) ปัจจัยทั้งหมดถูกนำมาวิเคราะห์ความสัมพันธ์ร่วมกับตำแหน่งการปรากฏของกระทิง (Presence-only data) ในแบบจำลอง Maximum Entropy (MaxEnt) สำหรับระบุถิ่นอาศัยที่มีความเหมาะสม ทั้งภายในขอบเขตเขตห้ามล่าสัตว์ป่าทุ่งใหญ่นเรศวรและพื้นที่แนวเชื่อมต่อทางนิเวศวิทยา มีลักษณะเป็นทุ่งหญ้าสลับกับไม้พุ่มที่อยู่ในช่วงของป่าฟื้นฟูสองนับเป็นแหล่งอาหารสำคัญของสัตว์กินพืช แนวเชื่อมต่อนี้จึงเป็นพื้นที่อนุรักษ์สัตว์ป่าที่สำคัญของจังหวัดน่าน

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

3.1 การประเมินความมากมายสัมพัทธ์ (Relative abundance index; RAI) ของกระทิง เป็นการประเมินจากอัตราการถ่ายภาพ ซึ่งเป็นดัชนีที่มีความสัมพันธ์กับจำนวนหรือความหนาแน่น

ของประชากรสัตว์ป่า โดยค่าดัชนีนี้จะมีค่าเพิ่มมากขึ้นเมื่อสัตว์ป่ามีความหนาแน่นมากขึ้นตามระเบียบวิธีของ Hice and Velazco (2013) ดังนี้

$$\text{เปอร์เซ็นต์ความมากมายสัมพัทธ์ (\% RAI)} \\ = \frac{\text{จำนวนครั้งที่ถ่ายภาพสัตว์ได้} \times 100}{\text{จำนวน Trap night ทั้งหมด}}$$

แบบจำลองการพบแบบสุ่ม (Random encounter model; REM) ใช้ประมาณค่าความหนาแน่นประชากร (Density) โดยคำนวณจากอัตราการถ่ายภาพ (Capture rate) ร่วมกับพารามิเตอร์ความเร็วในการเคลื่อนที่ของสัตว์ และมุมรับภาพของกล้อง ตามวิธีของ Rowcliffe *et al.* (2008) ดังนี้

$$D = \frac{y}{t} \cdot \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

เมื่อ D = ความหนาแน่น (ตัว/ตร.กม.)

y = จำนวนภาพเหตุการณ์สัตว์ที่พบ (Independent events)

t = ระยะเวลาที่กล้องทำงานทั้งหมด (ชม.)

r = ระยะตรวจจับกล้อง (กม.) เป็นการกำหนดระยะตรวจจับที่มีประสิทธิภาพ (8–12 เมตร ในป่าดิบเขา และ 10–15 เมตร ในป่าดิบแล้ง) เพื่อสะท้อนความแตกต่างของทัศนวิสัย

θ = มุมองศาการตรวจจับของหน้ากล้อง (เรเดียน) กำหนดเป็น 1.57–1.68 เรเดียน

v = ความเร็วในการเคลื่อนที่เฉลี่ยของสัตว์ (กิโลเมตร/วัน)

โดยใช้ระยะทางการเคลื่อนที่รายวันของกระทิงตาม (Prayoon *et al.*, 2024) มีค่าอยู่ในช่วง 3.83 – 8.13 กิโลเมตรต่อวัน โดยมีค่าต่ำสุดและ

สูงสุดเท่ากับ 3.83 และ 8.13 กิโลเมตรต่อวันตามลำดับ ทั้งนี้ เมื่อคำนวณค่าเฉลี่ยจากข้อมูลพบมีระยะทางการเคลื่อนที่เฉลี่ย 5.98 กิโลเมตรต่อวัน

3.2 แบบจำลองพื้นที่อาศัยที่เหมาะสม (Habitat suitability modeling) วิเคราะห์พื้นที่อาศัยที่เหมาะสมด้วยแบบจำลอง MaxEnt version 3.4.4 ตามขั้นตอนดังนี้

1) การเตรียมข้อมูลเชิงพื้นที่ จัดเตรียมปัจจัยแวดล้อมในรูปแบบ ASCII file ด้วยโปรแกรม QGIS (version 3.24.3) โดยกำหนดความละเอียดจุดภาพที่ 30 × 30 เมตร และใช้ระบบพิกัดอ้างอิงเดียวกันทั้งหมด

2) การสร้างและประเมินแบบจำลอง กำหนดผลลัพธ์แบบ Logistic output เพื่อแสดงค่าความน่าจะเป็นของการปรากฏ ระหว่าง 0 – 1 จำนวนจุดพิกัดที่ใช้ในแบบจำลองทั้งหมด เท่ากับ 53 จุด โดยใช้ข้อมูลพิกัดการปรากฏของกระทิง ได้แก่ การพบเห็นตัวโดยตรง เสียงร้อง รอยตีน และกองมูล ด้วยเครื่องกำหนดตำแหน่งพิกัดทางภูมิศาสตร์ (GPS) และทำการวิเคราะห์ซ้ำ จำนวน 5 ครั้ง ด้วยวิธี Cross - validation เพื่อลดความคลาดเคลื่อน (Trisurat *et al.*, 2014)

3) การทดสอบประสิทธิภาพ ประเมินความแม่นยำของแบบจำลองด้วยค่า Area under the curve (AUC) จากกราฟ Receiver operating characteristic (ROC) โดยค่า AUC ที่เข้าใกล้ 1 หมายถึงแบบจำลองมีความแม่นยำสูง (Fawcett, 2006) และวิเคราะห์อิทธิพลของปัจจัยสิ่งแวดล้อมผ่านค่า Percent Contribution และ Permutation Importance

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. รูปแบบการปรากฏและการกระจายเชิงพื้นที่

การสำรวจโดยผู้ศึกษาร่วมกับเจ้าหน้าที่ของเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า ระหว่างเดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2567 ถึงตุลาคม พ.ศ. 2568 พบตำแหน่งการปรากฏของกระทิงรวม 53 จุด (ฤดูแล้ง 21 จุด และฤดูฝน 32 จุด) การกระจายตัวเชิงพื้นที่ในแบบการกระจุกตัว (Clustered distribution) อย่างชัดเจนในพื้นที่แกนกลาง (Core area) ของอำเภอบ่อเกลือ และบริเวณแนวพรมแดนประเทศไทยและสาธารณรัฐประชาธิปไตยประชาชนลาว ซึ่งบ่งชี้บทบาทสำคัญของพื้นที่ในการเป็นแนวเชื่อมต่อทางนิเวศวิทยาข้ามพรมแดน (Ecological corridor) ความถี่ของการปรากฏมีสูงในช่วงฤดูฝน (เดือนพฤษภาคม–ตุลาคม) ในพื้นที่ทุ่งหญ้าและป่าดิบเขาแคระ สะท้อนถึงพฤติกรรมการเลือกถิ่นอาศัยตามฤดูกาล (Seasonal foraging) เพื่อตอบสนองต่อปริมาณพืชอาหารที่อุดมสมบูรณ์ในช่วงหญ้าระบัด (Grass flush) (Duckworth *et al.*, 2016) สอดคล้องกับพฤติกรรมการหากินแบบเคลื่อนที่ไปเรื่อย เพื่อปรับตัวตามแหล่งอาหารที่มีคุณภาพของสัตว์กิน (Supattra, 2012)

2. ความหนาแน่นของประชากรกระทิง

จากการทำงานของกล้องดักถ่ายภาพ 3,650 Trap nights พบเหตุการณ์ที่เป็นอิสระต่อกัน 27 ครั้ง คิดเป็นดัชนีความอุดมสมบูรณ์สัมพัทธ์ (RAI) เท่ากับ 0.74% และมีความหนาแน่นประชากรจากแบบจำลอง REM เท่ากับ 19.6 ตัวต่อตารางกิโลเมตร ความหนาแน่นที่ค่อนข้างต่ำนี้ เป็นผล

มาจากลักษณะภูมิประเทศของพื้นที่ศึกษาที่เป็นเทือกเขาสูงชันและมีความซับซ้อน ทำให้พื้นที่อาศัยที่เหมาะสมมีลักษณะเป็นหย่อม ไม้มีความต่อเนื่องกัน อย่างไรก็ตามการพบกระทิงอย่างต่อเนื่องในป่าดิบแล้งและป่าดิบเขาใกล้แหล่งน้ำ สะท้อนถึงความต้องการทรัพยากรน้ำและพืชอาหารที่มีคุณภาพสูง โดยเฉพาะในช่วงฤดูแล้ง (Schaller, 1967; Duckworth *et al.*, 2016) นอกจากนี้พฤติกรรมการหลีกเลี่ยงมนุษย์ ยังปรากฏชัดเจนจากการที่ไม่พบการปรากฏใกล้เส้นทางคมนาคมและแหล่งชุมชน ซึ่งบ่งชี้ให้เห็นว่ากระทิงเลือกใช้พื้นที่ห่างไกลและเข้าถึงยากเป็นพื้นที่หลบภัย

3. แบบจำลองพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิง

ผลการวิเคราะห์จากแบบจำลอง MaxEnt พบว่ามีประสิทธิภาพในการทำนายความน่าจะเป็นในการกระจายสูงมาก (AUC = 0.987) (Figure 3)

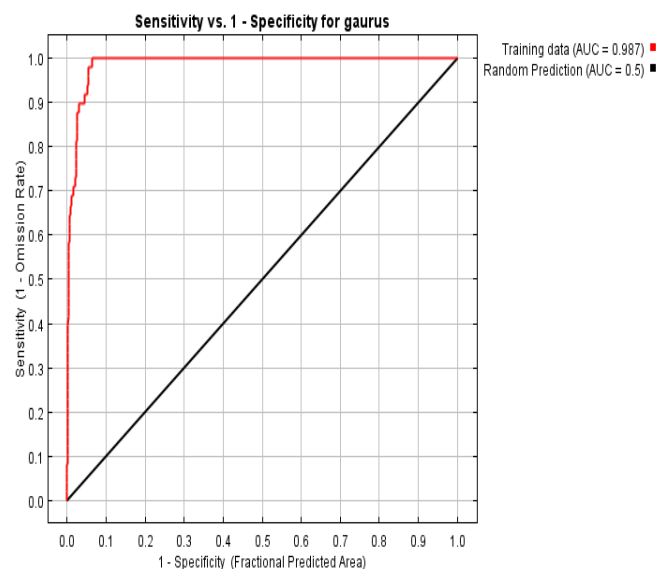


Figure 3 Area under the curve (AUC) from Maxent Model.

อาจเกิดจากอิทธิพลของข้อมูล เช่น จำนวนข้อมูลการปรากฏที่ค่อนข้างจำกัดหรือการกระจุกตัว

เชิงพื้นที่ของข้อมูล ซึ่งมีผลต่อการประเมินความ
แม่นยำของแบบจำลอง โดยพบพื้นที่ที่มีความ
เหมาะสมสูง (High suitability) ครอบคลุมร้อยละ
29.41 หรือประมาณ 35 ตารางกิโลเมตร ของพื้นที่
ศึกษาทั้งหมด 119 ตารางกิโลเมตร ปัจจัย
สิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการประมาณ

ค่าความน่าจะเป็นพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมมากที่สุด
เมื่อพิจารณาจากค่าร้อยละสัดส่วนการมีส่วนร่วม
ของตัวแปร (Percent contribution) คือความสูงจาก
ระดับน้ำทะเล รองลงมาคือ ประเภทป่า (ป่าดิบแล้ง
และป่าดิบเขา) และระยะห่างจากแหล่งน้ำ (Table 1)

Table 1 Percentage contribution and permutation importance of environmental variables for gaur occurrence

Environmental variable	Contribution (%)	Permutation importance (%)
Elevation (above mean sea level)	43.56	11.06
Land use (Forest type)	22.59	3.92
Distance from water sources (KM)	17.78	33.42
Distance from forest ranger stations (KM)	1.82	31
Distance from villages (KM)	1.22	18.9
Distance from roads (KM)	9.2	0.4
Slope (%)	3.83	1.3

เมื่อพิจารณาการตอบสนองเส้นโค้งของ
ตัวแปรสิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลสูงต่อการกระจายตัว
ของกระทิง ตัวแปรสิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลสูง ได้แก่
ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ความสูง และความลาดชัน
แสดงให้เห็นว่าความเหมาะสมของถิ่นอาศัยมี
แนวโน้มลดลงเมื่อระยะห่างจากแหล่งน้ำเพิ่มขึ้น
และเลือกใช้พื้นที่ในช่วงความสูงที่เหมาะสม มักพบ
ในพื้นที่ที่ลาดชันน้อยถึงปานกลาง เนื่องจากเอื้อต่อ
การเคลื่อนที่และการใช้พื้นที่มากกว่า สะท้อนให้
เห็นว่าการเลือกใช้ถิ่นอาศัยของกระทิงมี
ความสัมพันธ์อย่างใกล้ชิดกับความพร้อมของ
ทรัพยากรพื้นฐานและข้อจำกัดด้านภูมิประเทศ ซึ่งมี
บทบาทสำคัญต่อรูปแบบการกระจายตัวในพื้นที่

เมื่อพิจารณาค่า Permutation importance
พบว่า ระยะห่างจากแหล่งน้ำ และระยะห่างจาก
หน่วยพิทักษ์ป่า มีค่าสูงที่สุด (33.42 และ 31.00 %
ตามลำดับ) แสดงให้เห็นว่าในพื้นที่เขาสูง แหล่งน้ำ
จัดเป็นปัจจัยจำกัดเชิงนิเวศวิทยา ที่สำคัญต่อการ
เลือกพื้นที่อาศัยของกระทิง อิทธิพลของระยะห่าง
จากหน่วยพิทักษ์ป่า อาจมีนัยสำคัญในเรื่อง การ
รบกวนเชิงพื้นที่ (Spatial disturbance) จากการ
ปฏิบัติงานของเจ้าหน้าที่ที่ส่งผลต่อการเข้าใช้พื้นที่
ของสัตว์ ผลเชิงบวกจากการป้องกัน (Protection
effect) เนื่องจากบริเวณรอบหน่วยพิทักษ์ป่ามักมี
การล่าและปัจจัยรบกวนต่ำกว่าพื้นที่ส่วนอื่น

ส่งผลให้สัตว์ป่าเลือกใช้พื้นที่ดังกล่าวเป็นแหล่งที่
พักพิงที่ปลอดภัย

4. การประเมินประสิทธิภาพของแบบจำลอง

จากการประเมินประสิทธิภาพของ
แบบจำลอง MaxEnt ด้วยกราฟ Receiver operating
characteristic (ROC) พบว่าค่าพื้นที่ใต้กราฟ (AUC)
มีค่าเท่ากับ 0.987 ซึ่งจัดอยู่ในเกณฑ์ดีเยี่ยม
(Swets, 1988) แสดงให้เห็นว่าปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่
คัดเลือกมามีความสัมพันธ์เชิงพื้นที่กับรูปแบบการ
กระจายตัวของกระทิงอย่างมีนัยสำคัญ สอดคล้อง
กับการศึกษาของ Phillips *et al.* (2006) และ
Elith *et al.* (2006) ที่รายงานว่าแบบจำลอง MaxEnt
มีประสิทธิภาพสูงในการทำนายพื้นที่อาศัยของ
สิ่งมีชีวิตที่มีความต้องการจำเพาะ (Habitat
specialist) จึงสะท้อนถึงบทบาทของโครงสร้างป่า
และภูมิประเทศต่อการเลือกใช้พื้นที่ และสามารถ
ใช้สนับสนุนการวางแผนอนุรักษ์หลัก เพื่อการ
อนุรักษ์ในระยะยาวได้

เมื่อพิจารณาค่าความสำคัญเชิงสุ่ม ซึ่งแสดง
ถึงระดับเชิงสัมพันธ์ของปัจจัยที่มีต่อความแม่นยำ
ของแบบจำลอง พบว่าระยะห่างจากแหล่งน้ำ
มีค่าสูงสุด (33.42) รองลงมาคือ ระยะห่างจากหน่วย
พิทักษ์ป่า (31.00) และระยะห่างจากหมู่บ้าน (18.90)
แสดงให้เห็นว่าขอบเขตพื้นที่อาศัยการกระจายตัว
ของกระทิงในพื้นที่ไม่ได้ขึ้นอยู่กับการปัจจัยทาง
กายภาพเพียงอย่างเดียว แต่ถูกกำหนดโดยการเลือก
ถิ่นอาศัย (Habitat selection) การเข้าถึงทรัพยากร
และการหลีกเลี่ยงปัจจัยรบกวน โดยเฉพาะในสภาพ
พื้นที่ภูเขาสูงชัน แหล่งน้ำจัดเป็นปัจจัยจำกัดเชิง

นิเวศวิทยา ที่มีความสำคัญยิ่งต่อการตัดสินใจเลือก
ถิ่นที่อาศัย ขณะเดียวกันการตอบสนองต่อระยะห่าง
จากหน่วยพิทักษ์ป่าอาจสะท้อนถึงพฤติกรรม
แสวงหาพื้นที่ลี้ภัยที่ได้รับการคุ้มครอง เพื่อความ
ปลอดภัยจากกิจกรรมของมนุษย์ในพื้นที่โดยรอบ

5. ลักษณะทางกายภาพและนิเวศวิทยาของถิ่นอาศัย ที่เหมาะสม

ผลการวิเคราะห์ถิ่นอาศัยที่เหมาะสม พบว่า
ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง เป็นปัจจัยหลัก
ที่กำหนดขอบเขตการกระจายตัวของกระทิงใน
พื้นที่ศึกษา โดยความน่าจะเป็นในการปรากฏตัว
สูงสุดอยู่ในระดับความสูง 1,200 – 1,600 เมตร ซึ่ง
เป็นบริเวณที่ได้รับผลกระทบจากกิจกรรมมนุษย์ต่ำ
สอดคล้องกับพฤติกรรมเลือกใช้พื้นที่ป่า
สมบูรณ์เพื่อหลีกเลี่ยงปัจจัยรบกวน (Duckworth *et al.*, 2016) ขณะเดียวกันการกระจายตัวในพื้นที่ภูเขา
สูงชันอาจสะท้อนถึงวิธีการปรับตัวเชิงพื้นที่เพื่อ
หลีกเลี่ยงปัจจัยคุกคามต่อการขยายตัวของพื้นที่
เกษตรกรรมในเขตรอบข้างเช่นที่เคยมีรายงานใน
พื้นที่อื่นของภาคเหนือ (Laichanthuek *et al.*, 2017)
ซึ่งถิ่นอาศัยที่มีความเหมาะสมสูงนี้สัมพันธ์อย่างมี
นัยสำคัญกับ สังกม พืชป่าดิบเขา (Montane
evergreen forest) และ ป่าดิบเขาแคระ (Lower
montane scrub forest) รวมถึง ทุ่งหญ้าเขตร้อน
(Tropical grassland) บริเวณที่ราบบนสันเขาและอยู่
ระหว่างการทดแทนสังคมพืช (Successional plant
community) เอื้อต่อการเติบโตของพืชอาหาร
โดยเฉพาะในช่วงต้นฤดูฝนที่เกิดหญ้าระบัด ที่ดึงดูด
ให้กระทิงเข้าไปใช้ประโยชน์พื้นที่อย่างหนาแน่น

(Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2023) ขณะที่ระยะห่างจากแหล่งน้ำยังทำหน้าที่เป็นปัจจัยจำกัดทางนิเวศวิทยาที่สำคัญ เนื่องจากกระทิงเป็นสัตว์กินพืชขนาดใหญ่ที่มีความต้องการน้ำสูงในการดำรงชีวิตและปรับอุณหภูมิร่างกาย แหล่งน้ำถาวรจะทำหน้าที่เป็นจุดศูนย์กลางของการหากิน โดยเฉพาะในช่วงฤดูแล้งที่ความชื้นในดัชนีพืชอาหารลดลง การรักษาแหล่งน้ำธรรมชาติจึงเป็นเงื่อนไขสำคัญต่อการคงอยู่ของประชากรกระทิง (Ahrestani & Prins, 2011; Duckworth *et al.*, 2016) สอดคล้องกับแผนที่ความเหมาะสมเชิงพื้นที่จากการศึกษาครั้งนี้ (Figure 4)

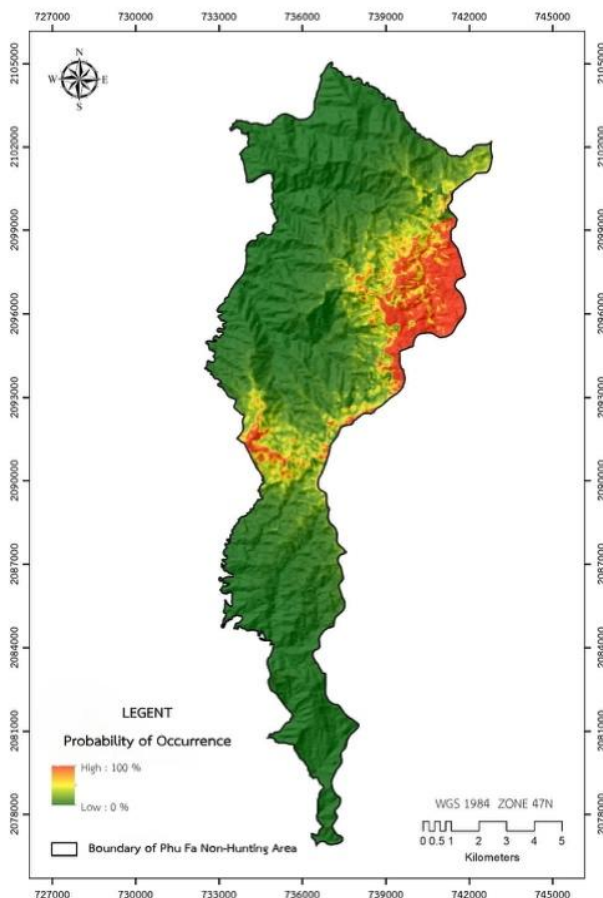


Figure 4 Suitability area of gaur in the Phu Fa Non-Hunting Area, Nan Province.

จาก Figure 4 แสดงให้เห็นถึงการกระจุกตัวของพื้นที่ที่เหมาะสมระดับสูงบริเวณทิศตะวันออกและตอนกลางของพื้นที่อนุรักษ์ อันเป็นบริเวณที่มีความสมดุลเชิงพื้นที่ระหว่างความสมบูรณ์ของพืชอาหารและการเข้าถึงแหล่งน้ำ ในขณะที่พื้นที่ทิศตะวันตกและทิศใต้มีความเหมาะสมต่ำเนื่องจากข้อจำกัดทางกายภาพจากความลาดชันที่สูงเกินไป และการรบกวนจากกิจกรรมมนุษย์ที่ส่งผลให้เกิดการเสื่อมโทรมของถิ่นอาศัยในบางส่วนของพื้นที่อย่างมีนัยสำคัญ

สรุป (Conclusion)

ความหนาแน่นและถิ่นอาศัยที่เหมาะสมของกระทิง (*Bos gaurus* H. Smith) ในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า พบว่าประชากรมีความหนาแน่นอยู่ในระดับต่ำ และมีขอบเขตการกระจายตัวที่จำกัด เนื่องจากสภาพภูมิประเทศที่เป็นเทือกเขาสูงชัน สลับซับซ้อน ส่งผลให้ถิ่นอาศัยมีลักษณะเป็นหย่อม โดยแบบจำลอง MaxEnt ซึ่งเป็นแบบจำลองที่มีประสิทธิภาพในการพยากรณ์อยู่ในเกณฑ์ดีมาก (AUC = 0.987) แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ที่มีความเหมาะสมสูงต่อการอยู่อาศัยของกระทิง มีขนาดประมาณ 35 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 29.41 ของพื้นที่ศึกษา) ส่วนใหญ่อยู่ในเขตอำเภอบ่อเกลือ

การวิเคราะห์เพื่อระบุปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อความเหมาะสมของถิ่นอาศัย โดยพิจารณาจากค่า Percent Contribution พบว่า ปัจจัยทางกายภาพและชีวภาพ โดยเฉพาะความสูงจากระดับน้ำทะเล ชนิดป่า (ป่าดิบเขาและป่าดิบแล้ง) และระยะห่างจากแหล่งน้ำ คือตัวกำหนดหลักของถิ่นอาศัย

ที่เหมาะสม ขณะที่ปัจจัยรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์มีอิทธิพลรองลงมาแต่ยังคงเป็นตัวจำกัดขอบเขตการกระจายพันธุ์ที่สำคัญ ผลการศึกษานี้เน้นย้ำว่าพื้นที่ภูเขาสูงในเขตภูฟ้าเป็นถิ่นอาศัยที่มีความเหมาะสมที่สำคัญต่อการอยู่รอดของกระทิงในพื้นที่ภาคเหนือ หากพิจารณาจากค่า Permutation importance ได้แก่ ระยะห่างจากแหล่งน้ำ ระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า และระยะห่างจากหมู่บ้านคือปัจจัยหลักในการกำหนดถิ่นอาศัยที่เหมาะสม สะท้อนให้เห็นว่าการเลือกใช้ถิ่นอาศัยของกระทิงในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้ามีความสัมพันธ์อย่างใกล้ชิดกับการเข้าถึงทรัพยากรพื้นฐานและระดับการรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยกระทิงมีแนวโน้มเลือกใช้พื้นที่ที่อยู่ใกล้แหล่งน้ำซึ่งเป็นทรัพยากรสำคัญต่อการดำรงชีวิต ทั้งด้านการใช้น้ำในการกินและการระบายความร้อนของร่างกายและการกระจายของพืชอาหาร

ผลการศึกษาชี้ให้เห็นถึงความจำเป็นในการสร้างมาตรการอนุรักษ์ที่มุ่งเน้นความสำคัญด้านการรักษาและฟื้นฟูแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยเฉพาะในพื้นที่สูง เพื่อคงความต่อเนื่องของทรัพยากรน้ำในฤดูแล้งและการจัดการทุ่งหญ้า เพื่อเพิ่มความพร้อมของแหล่งอาหารและพื้นที่หากิน การรักษาและเสริมสร้างความเชื่อมต่อของถิ่นอาศัย (Habitat connectivity) เพื่อลดความเสี่ยงจากการแยกตัวของประชากร เอื้อต่อการเคลื่อนย้ายระหว่างหย่อมป่ายกระดับระบบลาดตระเวนเชิงคุณภาพ (SMART Patrol) เพื่อลดแรงกดดันจากกิจกรรมของมนุษย์ควบคู่กับการส่งเสริมการมีส่วนร่วมของชุมชน

ท้องถิ่น ในการเฝ้าระวังและจัดการทรัพยากร และการพัฒนาฐานข้อมูลเชิงพื้นที่และการติดตามระยะยาว เพื่อประเมินแนวโน้มประชากรและประสิทธิผลของมาตรการอนุรักษ์ในการอนุรักษ์และฟื้นฟูประชากรกระทิงอย่างยั่งยืนในระยะยาว

เอกสารอ้างอิง (References)

- Ahrestani, F. S. & H. H. T. Prins. 2011. Age and sex determination of gaur *Bos gaurus* (Bovidae). **Mammalia** 75: 151–155. <https://www.degruyterbrill.com/document/doi/10.1515/mamm.2010.078>
- Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2017. **Thailand wildlife conservation master plan (2017–2036)**. Bangkok, Thailand: DNP. (in Thai)
- Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2019. **Wildlife Preservation and Protection Act B.E. 2019**. Bangkok, Thailand.
- Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. 2023. **Conservation and protection plan for Phu Fa Non-Hunting Area B.E. (2023-2032)**. Wildlife Conservation Division, Protected Areas Regional Office 13 (Phrae). (in Thai)
- Duangchantrasiri, S. 2008. **Abundance of Tiger (*Panthera tigris* (Linnaeus)) and its principal prey in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Uthai Thani Province**. M.Sc. thesis, Faculty of Forestry, Kasetsart University. Bangkok, Thailand. (in Thai)

- Duckworth, J. W., K. Sankar, A. C. Williams, N. S. Kumar & R. J. Timmins. 2016. **Bos gaurus**. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**, e.T2891A46363646. Available source: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T2891A46363646.en> (Accessed: February 10, 2026)
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz & N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography** 29(2): 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Fawcett, T. 2006. An introduction to ROC analysis. **Pattern Recognition Letters** 27(8): 861–874. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D.-X. Song & J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances** 1(2): e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hice, C. L. & P. M. Velazco. 2013. Relative effectiveness of several bait and trap types for assessing small mammal communities in Neotropical rainforest. **Occasional Papers, Museum of Texas Tech University** 316: 1–15.
- Hosmer, D. W., Jr., S. Lemeshow & R. X. Sturdivant. 2013. **Applied logistic regression**. 3rd ed. Wiley.
- Laichanthuek, P., R. Sukmasuang & P. Duengkae. 2017. Population and habitat use of gaur (*Bos gaurus*) in Khao Phaeng Ma Non-Hunting Area, Nakhon Ratchasima Province. **Thai Journal of Wildlife** 24: 83–95. (in Thai)
- Nguyen, A., J. Hardcastle & B. M. Rawson. 2018. Modeling the distribution of the Endangered Saola (*Pseudoryx nghetinhensis*) to prioritize conservation efforts in the Annamite Mountains. **Biological Conservation** 221: 148-159. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.003>
- O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird & H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. **Animal Conservation** 6(2): 131–139. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling** 190(3): 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

- Phumane, W., R. Steinmetz & W. Chutipong. 2020. Estimating the density of a low-visibility ungulate, the Mainland Serow (*Capricornis sumatraensis*), using camera traps and Random Encounter Models. **Mammal Study** 45(4): 285-297. <https://doi.org/10.3106/ms2019-0091>
- Prasopsin, S., N. Bhumpakphan & R. Chairat. 2013. Diversity of food plants and feeding selection of gaur (*Bos gaurus laosiensis*) in the area of Khlong Pla Kang, Khao Yai National Park, Nakhon Ratchasima Province. **Thai Journal of Forestry** 32(2): 1-13. (in Thai)
- Prayoon, U., W. Suksavate, A. Chaiyes, P. Paansri, B. Siriaroonrat, Y. Utara, W. Tipkantha, S. Baicharoen, W. Jairak, E. Kaewkhunjob, C. Chaisonkham, U. Maikaew, G. Ieamsaard, S. Sripiboon, S. Winitpornsawan, S. Thunhikorn, N. Wanna, S. Sriracha, T. Sornsa, R. Chokcharoen, A. Buanual, S. Pattanakiat, K. Srikulnath & P. Duengkae. 2024. Home range and habitat utilization of gaur (*Bos gaurus*) in transition zone between protected forest and human-dominated landscape, eastern Thailand. **Global Ecology and Conservation** 50: e02811. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02811>
- Prayoon, U., W. Suksavate, A. Chaiyes, S. Winitpornsawan, S. Tunhikorn, K. Faengbubpha, C. Angkaew, S. Pattanakiat & P. Duengkae. 2021. Past, present and future habitat suitable for gaur (*Bos gaurus*) in Thailand. **Agriculture and Natural Resources** 55(5): 743-756. <https://doi.org/10.34044/j.anres.2021.55.5.05>
- Royal Forest Department (RFD). (2019). **Forest cover of Thailand year 2019**. Bangkok, Thailand.
- Rowcliffe, J. M., J. Field, S. T. Turvey & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. **Journal of Applied Ecology** 45(4): 1228-1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Schaller, G. B. 1967. **The deer and the tiger: A study of wildlife in India**. University of Chicago Press.
- Supattra, P. 2012. **Ecology and distribution of gaur (*Bos gaurus*) in Khlong Plakang area, Khao Yai National Park**. Master thesis. Kasetsart University, Thailand.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. **Science** 240(4857): 1285-1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>
- Trisurat, Y., B. Kanchanasaka & H. Kreft. 2014. Assessing potential effects of land use and climate change on mammal distributions in northern Thailand. **Wildlife Research** 41(6): 522-536. <https://doi.org/10.1071/WR14171>
- Trisurat, Y. & A. G. Toxopeus. 2011. Modeling species distribution, pp. 171-197. *In*: Trisurat, Y., R. P. Shrestha & R. Alkemade (eds.). **Modeling Species Distribution**. IGI Global, Hershey.

นิพนธ์ต้นฉบับ

แบบจำลองการใช้พื้นที่และปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่
ของช้างป่า (*Elephas maximus*) ตามฤดูกาล ในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง จังหวัดพิษณุโลก

แดงระวี พรหมรักษ์^{1,3}, ยูวดี พลพิทักษ์², วรรณ มังกิตะ¹ และ ศุภลักษณ์ ศิริ^{2*}

รับต้นฉบับ: 18 กุมภาพันธ์ 2569

ฉบับแก้ไข: 4 เมษายน 2569

รับลงพิมพ์: 14 เมษายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ช้างป่า (*Elephas maximus*) เป็นชนิดพันธุ์ร่มเงา (Umbrella species) ที่มีบทบาทสำคัญต่อระบบนิเวศป่าอนุรักษ์ อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง (1,262.40 ตารางกิโลเมตร) ในกลุ่มป่าภูเมี่ยง-ภูทอง เป็นถิ่นอาศัยสำคัญของช้างป่า แต่การแตกกระจายของถิ่นอาศัย (Habitat fragmentation) จากการขยายตัวของชุมชนและพื้นที่เกษตรกรรมโดยรอบ ส่งผลให้ช้างป่ามีแนวโน้มใช้พื้นที่เกษตรกรรมเป็นถิ่นอาศัยชั่วคราว (Pseudo-habitat) และเพิ่มความเสี่ยงต่อความขัดแย้งระหว่างคนกับช้างป่า การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อวิเคราะห์ปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่จากการสร้างแบบจำลองการใช้พื้นที่ของช้างป่าและขนาดการใช้พื้นที่ของช้างป่าตามฤดูกาลในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง เพื่อนำผลที่ได้ไปใช้เป็นแนวทางในการบริหารจัดการพื้นที่สัตว์ป่าและลดความขัดแย้งระหว่างคนกับช้างป่าได้อย่างสมดุล

วิธีการ: รวบรวมจุดปรากฏของช้างป่า 650 จุด จากข้อมูลการลาดตระเวนเชิงคุณภาพ (SMART Patrol) ระหว่างปี พ.ศ. 2561–2567 ได้แก่ การพบเห็นโดยตรง กองมูล รอยดิน และรอยอุ แบ่งข้อมูลเป็นฤดูแล้ง (พฤศจิกายน–เมษายน) และฤดูฝน (พฤษภาคม–ตุลาคม) วิเคราะห์ด้วยแบบจำลอง Maximum Entropy (MaxEnt) โดยใช้ปัจจัยสิ่งแวดล้อม 11 ปัจจัย ใน 3 ประเภท ได้แก่ กายภาพ ชีวภาพ และภัยคุกคาม บนกริดขนาด 100×100 เมตร แบ่งข้อมูลเป็นชุดสร้างแบบจำลอง (ร้อยละ 75) และชุดทดสอบ (ร้อยละ 25) วิเคราะห์ซ้ำ 5 ครั้ง และประเมินความน่าเชื่อถือด้วยค่า AUC

ผลการศึกษา: แบบจำลองมีความน่าเชื่อถือระดับดีในทั้งสองฤดูกาล (AUC ฤดูแล้ง = 0.764; ฤดูฝน = 0.858) ในฤดูแล้ง ปัจจัยสำคัญคือระยะห่างจากป่าไม่ผลัดใบ (46.10%) และทุ่งหญ้า (12.70%) ช้างป่ามีการกระจายตัวกว้างทั่วพื้นที่ โดยมีพื้นที่การใช้ประโยชน์ 456.92 ตารางกิโลเมตร ในฤดูฝน ปัจจัยสำคัญเปลี่ยนเป็นระยะห่างจากป่าไม่ผลัดใบ (21.70%) และแหล่งโป่ง (21.00%) โดยช้างป่ากระจายตัวแบบเกาะกลุ่มในพื้นที่ตอนกลางและตอนใต้ มีพื้นที่การใช้ประโยชน์เพียง 173.03 ตารางกิโลเมตร ความแตกต่าง 283.89 ตารางกิโลเมตร สะท้อนการปรับพฤติกรรมตามความพร้อมของทรัพยากรตามฤดูกาล นอกจากนี้ยังพบว่าช้างป่ามีแนวโน้มหลีกเลี่ยงชุมชน พื้นที่เกษตร ถนน และปัจจัยคุกคามอื่นๆ ในฤดูแล้งมากกว่าในฤดูฝน โดยในช่วงฤดูฝน พบว่าช้างป่าบางกลุ่มมีการเคลื่อนที่ออกนอกพื้นที่ป่าในบริเวณตอนใต้ฝั่งตะวันออกของอุทยาน ซึ่งมีแนวเขตติดกับพื้นที่ป่าอนุรักษ์

ข้างเคียงโดยมีเพียงถนนเป็นแนวกัน และบริเวณตอนเหนือและตะวันตกของอุทยานทุ่งแสลงหลวงที่มีชุมชนอาศัยและทำกินในเขตอุทยาน เป็นพื้นที่เกษตรกรรมที่มีพืชเกษตรอยู่ในระยะออกผลผลิตในช่วงปลายฤดูฝน จึงส่งผลให้ข้างป่ามีแนวโน้มเข้าใช้พื้นที่ใกล้กับพื้นที่ที่มีการประกอบกิจกรรมของมนุษย์มากขึ้น

สรุป: ผลการศึกษาชี้ให้เห็นว่าการเลือกใช้พื้นที่ของข้างป่ามีความแปรผันตามฤดูกาลอย่างชัดเจน โดยมีปัจจัยด้านชีวภาพเป็นตัวกำหนดหลัก และปัจจัยจากมนุษย์มีผลต่อการหลีกเลี่ยงหรือเข้าใช้พื้นที่ในบางช่วงเวลา ข้อมูลดังกล่าวสามารถนำไปใช้กำหนดมาตรการจัดการพื้นที่ เช่น การกำหนดเขตกันชน การเผาระวังพื้นที่เสี่ยง และการจัดการแหล่งอาหารและน้ำภายในพื้นที่ป่าให้เหมาะสมตามฤดูกาล เพื่อช่วยลดความขัดแย้งระหว่างคนกับข้างป่าและสนับสนุนการอนุรักษ์อย่างสมดุล

คำสำคัญ: ขนาดพื้นที่การใช้ประโยชน์ของข้างป่า, แบบจำลอง MaxEnt, อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง

¹ สาขาวิชาการจัดการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

² สาขาวิชาการป่าไม้ โครงการจัดตั้งวิทยาลัยการป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

³ สำนักบริหารพื้นที่อนุรักษ์ ที่ 11 (พิษณุโลก) กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช พิษณุโลก 65000

*ผู้รับผิดชอบบทความ: supalak_sr@mju.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6618>

ORIGINAL ARTICLE

Spatial Modeling and Environmental Factors Influencing Seasonal Habitat Use of Wild Elephants (*Elephas maximus*) in Thung Salaeng Luang National Park, Phitsanulok ProvinceDaengrawee Promruk^{1,3}, Yuwadee Pongpithuk², Wanna Mangkitta¹ and Supalak Siri^{2*}

Received: 18 February 2026

Revised: 4 April 2026

Accepted: 14 April 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: The Asian elephant (*Elephas maximus*) is classified as an umbrella species that plays a critical role in forest ecosystem conservation. Thung Salaeng Luang National Park (1,262.40 km²), located within the Phu Miang–Phu Thong Forest Complex, represents a key habitat for wild elephants. However, habitat fragmentation resulting from the expansion of human settlements and agricultural areas has compelled elephants to increasingly utilize agricultural lands as pseudo-habitats, elevating the risk of human-elephant conflict. This study aimed to analyze environmental factors influencing seasonal habitat selection and estimate home range size of wild elephants in Thung Salaeng Luang National Park, with the goal of informing wildlife management and conflict mitigation strategies.

Methodology: A total of 650 wild elephant occurrence records – comprising direct sightings, dung deposits, footprints, and rubbing marks – were collected from qualitative SMART patrol data between 2018 and 2024. Records were partitioned into dry season (November–April) and wet season (May–October) datasets. Maximum Entropy (MaxEnt) modeling was applied using 11 environmental variables across three categories: physical, biological, and threat factors, on a 100×100 m grid. Data were randomly split into 75% training and 25% testing sets, with five replications, and model performance was evaluated using the Area Under the Curve (AUC).

Results: Both seasonal models demonstrated good predictive performance (dry season AUC = 0.764; wet season AUC = 0.858). During the dry season, the most influential factors were distance to evergreen forest (46.10%) and distance to grassland (12.70%), with elephants exhibiting a broad distribution across the park and a home range of 456.92 km². During the wet season, distance to dry evergreen forest (21.70%) and distance to salt licks (21.00%) were the primary determinants, with elephants showing a more clustered distribution in the central and southern areas and a reduced home range of 173.03 km². The difference of 283.89 km² between

seasons reflects marked behavioral plasticity in response to seasonal resource availability. Elephants showed stronger avoidance of human settlements, agricultural areas, roads, and other threat indicators during the dry season. However, during the late wet season when crops reached maturity, some elephant groups moved toward agricultural lands in the northern and western zones where communities reside and cultivate within the park, increasing the likelihood of human-elephant encounters.

Conclusion: Seasonal variation in wild elephant habitat selection was clearly evident, with biological factors as primary determinants and anthropogenic factors influencing avoidance or approach behavior depending on the season. These findings provide a scientific basis for targeted management interventions, including the establishment of buffer zones, systematic monitoring of high-risk conflict areas, and seasonal management of food and water resources within the park, to effectively mitigate human-elephant conflict and promote balanced conservation of wild elephants and their habitats.

Keywords: Habitat suitability, maximum entropy model, Thung Salaeng Luang National Park

¹ Department of Forest Management, Maejo University Phrae Campus, Phrae province 54140, Thailand

² Department of Forestry, Maejo University Phrae Campus, Phrae 54140, Thailand

³ Protected Area Regional Office 11 (Phitsanulok), Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Phitsanulok province, 65000, Thailand

*Corresponding author: supalak_sr@mju.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6618>

คำนำ (Introduction)

ช้างป่า (*Elephas maximus*) เป็นสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมขนาดใหญ่ที่มีความต้องการทางนิเวศสูงอาศัยอยู่เป็นฝูงและต้องการพื้นที่หากินกว้าง (Sukumar, 1989b; Baskaran *et al.*, 2013) โดยมีระยะเคลื่อนที่เฉลี่ย 5.34 กิโลเมตรต่อวัน และพื้นที่หากินเฉลี่ยราว 252.8 ตารางกิโลเมตร ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับฤดูกาล ความพร้อมของทรัพยากร และระดับการรบกวนจากมนุษย์ ในเขตรักษาพันธุ์สัตว์ป่าภูเขียว พบว่าขนาดพื้นที่หากินของแต่ละฝูงมีความแตกต่างกันมาก อยู่ในช่วง 4.5–72 ตารางกิโลเมตร (Htet *et al.*, 2021) ช้างป่ามีบทบาทสำคัญต่อระบบนิเวศป่าไม้ในฐานะชนิดพันธุ์หลัก (Keystone species) และวิศวกรระบบนิเวศ (Ecosystem engineers) โดยช่วยกระจายพันธุ์พืช สร้างช่องว่างในเรือนยอดป่า และก่อให้เกิดแหล่งที่อยู่อาศัยย่อย (Microhabitat) สำหรับสัตว์ชนิดอื่น ส่งผลต่อโครงสร้างและหน้าที่ของระบบนิเวศอย่างชัดเจน (Jirachai & Puangsai, 2015; Coverdale *et al.*, 2016; Traba *et al.*, 2017; Amorntiyangkul *et al.*, 2022; Li & Jiang, 2021; Tan *et al.*, 2021; Penjor *et al.*, 2024) ด้วยบทบาทดังกล่าว ช้างป่าจึงถูกจัดเป็นชนิดร่มเงา (Umbrella species) ที่มีศักยภาพสูงในการคุ้มครองถิ่นที่อยู่อาศัย การอนุรักษ์ช้างป่าจึงต้องทำควบคู่กับการจัดการพื้นที่ป่าขนาดใหญ่ อันนำไปสู่การอนุรักษ์ระบบนิเวศและสนับสนุนการดำรงอยู่ของสัตว์ป่าชนิดอื่นในพื้นที่เดียวกัน (Penjor *et al.*, 2024; Tan *et al.*, 2021; Sukumar, 1989b; Baskaran

et al., 2013; De Vries, 1995; Berger, 1997; Roberge & Angelstam, 2004)

ปัจจุบันช้างป่าถูกจัดเป็นชนิดใกล้สูญพันธุ์ (Endangered: EN) ตามการประเมินของ IUCN Red List (IUCN, 2020) และเป็นสัตว์ป่าคุ้มครองตามพระราชบัญญัติสงวนและคุ้มครองสัตว์ป่า พ.ศ. 2562 (Wildlife Reservation and Protection Act B.E. 2562, 2019) ประเทศไทยมีประชากรช้างป่าประมาณ 4,013–4,422 ตัว กระจายอยู่ใน 16 กลุ่มป่าอนุรักษ์ (Department of Wildlife National Parks and Plant Conservation [DNP], 2023) อย่างไรก็ตาม ช้างป่าในเอเชียยังเผชิญภัยคุกคามสำคัญ ที่เกิดจากการล่าและค้าชิ้นส่วนอย่างผิดกฎหมาย การสูญเสียและการแตกกระจายของถิ่นอาศัย และความขัดแย้งระหว่างมนุษย์กับช้างป่า (Menon & Tiwari, 2019) โดยการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินส่งผลให้พื้นที่กระจายตัวของช้างป่าลดลงจาก 9,534 ตารางกิโลเมตรในปี ค.ศ. 2000 เหลือเพียง 4,850 ตารางกิโลเมตรในปี ค.ศ. 2020 หรือลดลงร้อยละ 49.1 ในช่วง 20 ปีที่ผ่านมา (Wettasin *et al.*, 2023; Chaiyarat *et al.*, 2023; Suksavate *et al.*, 2019)

ความสัมพันธ์ระหว่างการใช้ประโยชน์ถิ่นที่อยู่อาศัยกับโอกาสในการอยู่รอดของสัตว์ป่าสามารถบ่งชี้ได้ว่าช้างป่าเป็นชนิดที่พึ่งพาพื้นที่ธรรมชาติดั้งเดิมหรือพื้นที่ที่ถูกรบกวนเพียงเล็กน้อย (Narit, 2000) ปัจจุบันอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง มีประชากรช้างป่าประมาณ 90–100 ตัว (Department of Wildlife National Parks and Plant Conservation, DNP, 2023) อย่างไรก็ตาม

การขยายตัวของกิจกรรมมนุษย์ เช่น เกษตรกรรม การตั้งถิ่นฐาน และการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ ล้วนส่งผลกระทบต่อการกระจายและการใช้พื้นที่ของสัตว์ป่า ทำให้สัตว์ป่าบางชนิดที่ไม่สามารถปรับตัวได้ เกิดการย้ายถิ่นอาศัยออกนอกแนวเขตพื้นที่ เพื่อหาแหล่งน้ำ หรืออาหารในการดำรงชีวิต ฤดูกาลจึงเป็นปัจจัยสำคัญที่กำหนดรูปแบบการใช้พื้นที่และพฤติกรรมเคลื่อนที่ของช้างป่า โดยเฉพาะความแตกต่างระหว่างฤดูแล้งและฤดูฝนซึ่งส่งผลโดยตรงต่อขนาดพื้นที่อยู่อาศัย การเลือกใช้ถิ่นที่อยู่ และการกินอาหาร ในด้านพื้นที่อาศัย ช้างฝูงในศรีลังกา มีพื้นที่อาศัยในฤดูแล้งกว้างถึง 72.97 ตร.กม. เทียบกับฤดูฝนที่เพียง 30.78–33.25 ตร.กม. (Marasinghe *et al.*, 2015) สอดคล้องกับช้างโทนในอินเดียที่ใช้พื้นที่ที่กว้างกว่าในฤดูแล้ง (231 ± 47 ตร.กม.) เมื่อเทียบกับฤดูฝน (141 ± 35 ตร.กม.) โดยแหล่งน้ำเป็นปัจจัยหลักที่กำหนดขอบเขตการเคลื่อนที่ของช้างป่า (Baskaran *et al.*, 2018) นอกจากนี้ฤดูกาลยังส่งผลต่อการเลือกใช้พื้นที่ โดยช้างป่าชอบใช้ทุ่งหญ้าในฤดูแล้งแต่หลีกเลี่ยงในฤดูฝน (Marasinghe *et al.*, 2015) นอกจากนี้ ช้างป่าในเมียนมาร์เคลื่อนที่ได้ไกลในฤดูแล้ง ส่งผลให้ระยะทางการแพร่กระจายเมล็ดพันธุ์ในฤดูแล้งไปไกลกว่าฤดูฝน (Campos-Arceiz *et al.*, 2008) ดังนั้น ฤดูกาลจึงเป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลต่อทั้งขนาดพื้นที่อาศัย พฤติกรรมเคลื่อนที่ การเลือกถิ่นที่อยู่ และบทบาทเชิงนิเวศของช้างป่าในฐานะผู้แพร่กระจายเมล็ดพันธุ์

อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง เป็นพื้นที่ป่าอนุรักษ์ในกลุ่มป่าภูเมี่ยง-ภูทอง ครอบคลุมจังหวัดพิษณุโลกและเพชรบูรณ์ มีเนื้อที่ 1,262.40 ตารางกิโลเมตร มีลักษณะเด่นเป็นทุ่งหญ้าผสมป่าดิบเป็นแหล่งที่อยู่อาศัยของสัตว์ป่าสำคัญหลายชนิด อย่างไรก็ตาม พื้นที่ดังกล่าวมีสภาพเป็นผืนป่าที่แยกตัวและไม่มีการเชื่อมต่อกับพื้นที่ป่าอนุรักษ์อื่นจากถนนและพื้นที่เกษตรกรรม โดยเฉพาะบริเวณตอนเหนือและตะวันตกของอุทยานมีชุมชนอาศัยและใช้ประโยชน์ที่ดินทำกินตามมาตรา 64 แห่งพระราชบัญญัติอุทยานแห่งชาติ พ.ศ. 2562 (National Park Act B.E. 2562, 2019) คิดเป็นร้อยละ 14.60 ปัจจุบันพบช้างป่ามากกว่า 20 ตัวออกหากินในพื้นที่เกษตรกรรมทางทิศตะวันตกของอุทยาน ก่อให้เกิดความเสียหายต่อผลผลิตทางการเกษตรและเพิ่มความเสี่ยงต่อความปลอดภัยของชุมชน จากสถานการณ์ดังกล่าวอาจมีสาเหตุจากทั้งพฤติกรรมการใช้พื้นที่ดั้งเดิมของช้างป่าหรือการขยายตัวของพื้นที่เกษตรกรรมเข้าสู่เขตป่า ซึ่งอาจนำไปสู่ความขัดแย้งที่รุนแรงขึ้นหากไม่มีมาตรการจัดการที่เหมาะสม อย่างไรก็ตาม อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงยังขาดข้อมูลทางวิชาการเกี่ยวกับปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่าตามฤดูกาลที่สามารถนำไปใช้ในการบริหารจัดการพื้นที่สัตว์ป่าได้

ดังนั้น วัตถุประสงค์การศึกษาครั้งนี้ เพื่อวิเคราะห์และเปรียบเทียบปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ และขนาดการใช้พื้นที่ โดยการสร้างแบบจำลองการกระจายประชากรด้วยโปรแกรม MaxEnt ของช้างป่า ในอุทยานแห่งชาติ

ทุ่งแสลงหลวงตามฤดูกาล โดยใช้ข้อมูลการลาดตระเวนเชิงคุณภาพที่รวบรวมต่อเนื่องตั้งแต่ปี พ.ศ. 2561 ถึง 2567 รวม 7 ปี โดยครอบคลุมช่วงก่อนและหลังการสำรวจพื้นที่ทำกินและที่อยู่อาศัยของชุมชนในเขตอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง (พ.ศ. 2563–2564) ซึ่งเป็นช่วงที่มีการเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินของชุมชน ในการวิเคราะห์ข้อมูลแยกตามฤดูกาล เนื่องจากกิจกรรมเกษตรกรรมและปัจจัยแวดล้อมภายในพื้นที่ป่ามีความผันแปรตามฤดูกาล ซึ่งส่งผลโดยตรงต่อรูปแบบการใช้พื้นที่ของช้างป่า ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานสำหรับการจัดการพื้นที่และอนุรักษ์ช้างป่าอย่างยั่งยืน รวมถึงการจัดทำแผนแก้ไขปัญหาช้างป่าออกนอกพื้นที่ เพื่อป้องกันความขัดแย้งระหว่างคนกับช้างป่าในอนาคต

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง ตั้งอยู่ในภาคเหนือตอนล่าง ครอบคลุมจังหวัดพิษณุโลกและเพชรบูรณ์ (Figure 1) มีพื้นที่ 1,262.40 ตารางกิโลเมตร ประกาศจัดตั้งในปี พ.ศ. 2506 อยู่ในกลุ่มป่าภูเมี่ยง-ภูทอง ระหว่างละติจูด $16^{\circ}25' - 16^{\circ}55'$ เหนือ และลองจิจูด $100^{\circ}35' - 101^{\circ}00'$ ตะวันออก ลักษณะภูมิประเทศเป็นที่ราบเชิงเขาถึงที่ราบสูงสลับทุ่งหญ้า โดยร้อยละ 40.75 ของพื้นที่อยู่ในช่วงความสูง 500–750 เมตรจากระดับน้ำทะเลปานกลาง และมีความลาดชันร้อยละ 15–35

สภาพภูมิอากาศแบ่งออกเป็น 2 ฤดูกาล ได้แก่ ฤดูแล้ง (พฤศจิกายน–เมษายน) และฤดูฝน (พฤษภาคม–ตุลาคม) อุณหภูมิเฉลี่ยสูงสุด 33.5 องศาเซลเซียสในเดือนเมษายน และต่ำสุด 23.3 องศาเซลเซียสในเดือนธันวาคม ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ย 1,108 มิลลิเมตรต่อปี สังกมพืชประกอบด้วย 6 ประเภท โดยป่าดิบแล้งมีสัดส่วนมากที่สุด (ร้อยละ 50.11) รองลงมาคือป่าเบญจพรรณ (ร้อยละ 27.70) และพื้นที่ชุมชนและเกษตรกรรม (ร้อยละ 14.60) (14.60%) (National Park Office, 2023)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

2.1 การเก็บรวบรวมข้อมูลการปรากฏของช้างป่า ใช้ข้อมูลจุดการปรากฏของช้างป่าที่ได้จากการลาดตระเวนเชิงคุณภาพ (Spatial Monitoring And Reporting Tool หรือ SMART Patrol) ของเจ้าหน้าที่อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงเป็นระยะเวลา 7 ปี ระหว่างปี พ.ศ. 2561-2567 (ข้อมูลจากกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช) ดำเนินการลาดตระเวนเป็นประจำทุกเดือน โดยออกลาดตระเวน 4 ครั้งต่อเดือน แต่ครั้งใช้เวลาประมาณ 3 - 5 วัน ทำการบันทึกข้อมูลการปรากฏของช้างป่าทั้งทางตรงและทางอ้อม ได้แก่ การพบเห็นตัวโดยตรง และร่องรอยการปรากฏ เช่น กองมูล รอยดิน และรอยอุ ทั้งนี้ทำการบันทึกตำแหน่งจุดการปรากฏด้วยเครื่องกำหนดพิกัดตำแหน่งบนพื้นผิวโลก (Global Positioning System, GPS)

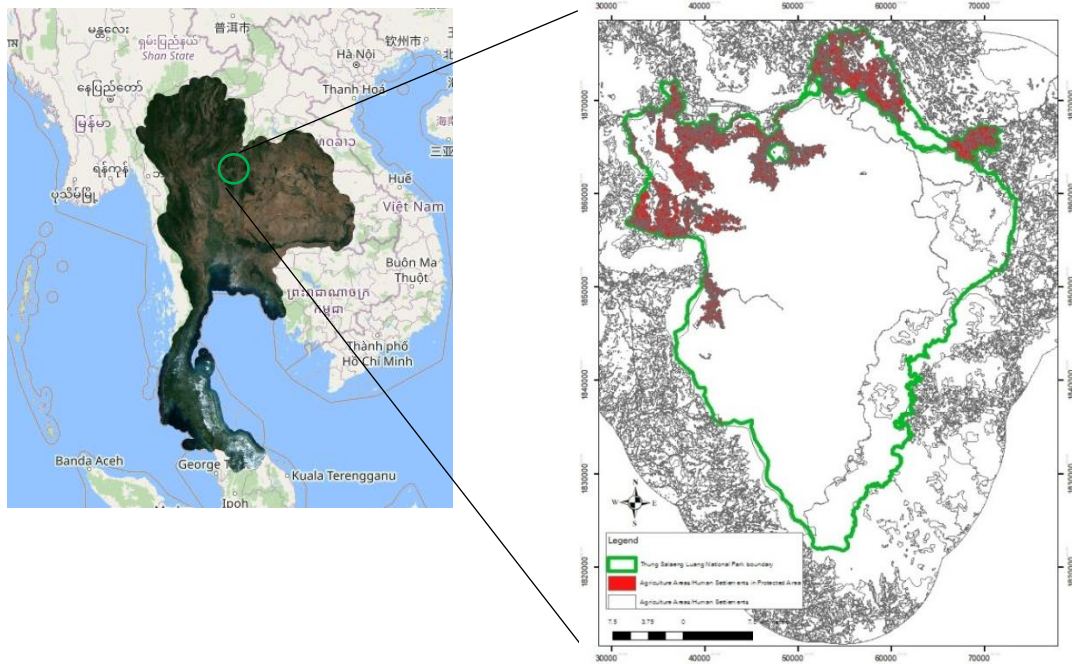


Figure 1 Location and boundaries of Thung Salaeng Luang National Park and surrounding human settlements and agricultural areas.

2.2 ข้อมูลจุดการปรากฏของช้างป่า จากการรวบรวมข้อมูลจุดการปรากฏของช้างป่าในพื้นที่อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง จากฐานข้อมูลการลาดตระเวนเชิงคุณภาพ ระหว่างปี 2561–2567 พบการปรากฏของช้างป่าในพื้นที่รวมทั้งสิ้น 650 จุด เมื่อพิจารณาการปรากฏของช้างป่าตามฤดูกาลพบว่าในฤดูแล้งมีจุดการปรากฏของช้างป่ามากที่สุด 421 จุด และในฤดูฝนพบ 229 จุด (Table 1) การปรากฏในภาพรวมของช้างป่ามีลักษณะการกระจายทั่วทั้งพื้นที่อุทยาน นอกจากนี้ ยังพบว่าจุดปรากฏของช้างป่ามีการกระจุกตัวมากในพื้นที่ที่เจ้าหน้าที่เข้าดำเนินการลาดตระเวนและเก็บข้อมูลอย่างสม่ำเสมอ ขณะที่ไม่พบจุดปรากฏในพื้นที่ที่มีความสูงชันและยากต่อการเข้าถึง ผู้วิจัยจึงได้กรองข้อมูลเพื่อลดความซ้ำซ้อนของจุดการปรากฏในแต่ละจุดแยกตามฤดูกาลเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ต่อไป

3. การจัดเตรียมข้อมูลและปัจจัยทางนิเวศ

ข้อมูลปัจจัยแวดล้อมที่สำคัญต่อช้างป่าทั้งหมดถูกนำไปจัดเตรียมให้อยู่ในรูปแบบข้อมูลเชิงพื้นที่ (Spatial data) หรือรูปแบบกริด (Grid format) ที่มีขนาดจุดภาพ เท่ากับ 100 x 100 เมตร ครอบคลุมพื้นที่ทั้งหมดของอุทยานฯ และเป็นข้อมูลที่อยู่ในช่วงเวลาเดียวกับการสำรวจภาคสนาม (Trisurat & Toxopeus, 2011) โดยสามารถจำแนกออกเป็น 3 ประเภท รวม 11 ปัจจัย (Table 2)

3.1 ปัจจัยด้านกายภาพ ประกอบด้วย ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง ความลาดชัน ลำน้ำ หรือแหล่งน้ำถาวร ได้จากแผนที่ภูมิประเทศมาตราส่วน 1:50,000 และตำแหน่งแหล่งโป่งจากข้อมูลสำรวจของอุทยานฯ โดยวิเคราะห์ระยะทางเชิงเส้นตรง (Euclidean distance) ด้วยระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ (Trisurat *et al.*, 2010)

Table 1 Count of Wild Elephants presence points in the study area for data analysis and validation.

Species	Season	Presence (100 %)	Training	Testing
			Presence (75 %)	Presence (25 %)
Elephants	Dry	421	315	106
	Wet	229	172	57
Sum		650	487	163

Table 2 Environmental variables used to generate the MaxEnt model for Wild elephants in Thung Salaeng Luang National Park.

Name	Description	Unit	Sources
Biological factors			
Range/grassland	Distance to range/grassland area	km	Tswc.idd.go.th (Land Development Department)
Deciduous forest	Deciduous forest area	km ²	
Evergreen forest	Evergreen forest area	km ²	Gistdaportal.gistda.or.th
Stream	Distance to water bodies	km.	
Salt lick	Distance to salt lick	km.	Data from the smart patrol system
Threat factors			
Roads	Distance to Roads	km.	Download.geofabrik.de/asia.html (Planet OpenStreetMap)
Village&Agriculture	Distance to village and agriculture area	km.	Tswc.idd.go.th (Land Development Department)
Threat	Distance to threats such as poaching evidence, illegal logging, hunter's camps and evidence of human encroachment	km.	Data from the smart patrol
Ranger station	Distance to ranger station	km.	Data from the smart patrol system
Physical factors			
Elevation	Altitude above sea level (DEM)	m.	Portal.opentopography.org/ (NASA Shuttle Radar Topography Mission, 2013)
Slope	Degree of rise/run	%	

3.2 ปัจจัยด้านชีวภาพ ประกอบด้วย ประเภทการใช้ประโยชน์ที่ดินของอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง (National Park Office, 2023; Land

Development Department, 2025) ซึ่งจำแนกออกเป็น 3 กลุ่ม คือ 1) ทุ่งหญ้า 2) ป่าผลัดใบ ได้แก่ ป่าเต็งรัง ป่าเบญจพรรณ และ 3) ป่าไม่ผลัดใบ

ได้แก่ ป่าดิบแล้ง ป่าสน สำหรับปัจจัยด้านทุ่งหญ้า แหล่งน้ำรวม และแหล่งโป่ง ใช้การวิเคราะห์ระยะห่าง เนื่องจากเป็นปัจจัยที่มีความสำคัญต่อการอยู่อาศัยของสัตว์กึ่ง (Narit, 2000)

3.3 ปัจจัยด้านภัยคุกคาม ประกอบด้วย ระยะห่างจากพื้นที่เกษตรกรรม ระยะห่างจากถนน และระยะห่างจากปัจจัยคุกคามอื่น ๆ เช่น ร่องรอยจากการล่า การลักลอบตัดไม้ ปางพักพราน ร่องรอยกิจกรรมมนุษย์ เป็นต้น ซึ่งได้จากข้อมูลการลาดตระเวนเชิงคุณภาพ (SMART Patrol)

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

สร้างแบบจำลองทางสถิติด้วยโปรแกรม MaxEnt เพื่อประเมินความน่าจะเป็นของแผนที่การกระจายเชิงพื้นที่ของช้างป่า (Phillips *et al.*, 2006) โดยใช้ข้อมูลการปรากฏเพียงอย่างเดียว (Presence only data) เพื่ออธิบายความสัมพันธ์ระหว่างการกระจายของช้างป่ากับปัจจัยสิ่งแวดล้อมต่าง ๆ ซึ่งนำข้อมูลเชิงพื้นที่ของปัจจัยสิ่งแวดล้อมมาใช้เป็นตัวแปรอิสระ มีขั้นตอนดังนี้

1) นำเข้าข้อมูลจุดการปรากฏของช้างป่าที่ได้จากการเดินลาดตระเวนเชิงคุณภาพของอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง ระหว่างปี 2561–2567

2) นำข้อมูลปัจจัยแวดล้อมที่มีความสำคัญต่อสัตว์ป่ามาสร้างแบบจำลองทางสถิติโดยใช้โปรแกรม MaxEnt (Phillips & Dudík, 2008) เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการปรากฏของช้างป่า ประกอบด้วยขั้นตอน ดังนี้

2.1) เตรียมข้อมูลปัจจัยแวดล้อมให้อยู่ในรูปแบบไฟล์ ASCII ที่มีขนาดจุดภาพ 100 x100 เมตร เท่ากันทุกชั้นข้อมูล (Niranrat, 2015.)

2.2) แบ่งข้อมูลจุดการปรากฏของช้างป่าออกเป็น 2 ส่วน โดยใช้โปรแกรม R ทำการสุ่มตัวอย่าง (Random sampling) ประกอบด้วยส่วนที่ 1 ข้อมูลการปรากฏ (Presence) ร้อยละ 75 สำหรับใช้เป็นข้อมูลวิเคราะห์ Training data และสร้างแผนที่ความน่าจะเป็นของการกระจาย และส่วนที่ 2 ข้อมูลการปรากฏและไม่ปรากฏ (Presence and absence) อย่างละร้อยละ 25 สำหรับใช้ทดสอบความถูกต้องของแบบจำลอง (Testing) ของแผนที่ (Liu *et al.*, 2005; Trisurat *et al.*, 2014)

2.3) กำหนดรูปแบบการแสดงผลเป็นแบบ Logistic ขณะที่ค่าอื่น ๆ ใช้ค่าเริ่มต้น Default ของโปรแกรม MaxEnt software version 3.1.0 และวิเคราะห์ข้อมูลจำนวน 5 ครั้ง (Replication) เพื่อลดความคลาดเคลื่อนของผลการจำลอง (Trisurat *et al.*, 2014) ผลที่ได้ประกอบด้วยค่าความน่าจะเป็นของการปรากฏ (Probability of presence) มีค่าระหว่าง 0-1 ค่าบทบาทของปัจจัยแวดล้อมต่อการกระจายของสัตว์ป่า (Contribution) และค่าความน่าเชื่อถือแบบจำลอง ประเมินจากค่า Area under curve (AUC) หากค่า AUC เข้าใกล้ 1 แสดงว่าแบบจำลองมีความน่าเชื่อถือสูง (Phillips & Dudík, 2008)

2.4) ผลการวิเคราะห์จากโปรแกรม MaxEnt ได้ค่าจุดตัดการปรากฏ (Logistic threshold) จำนวน 11 ค่า คัดเลือก 6 ค่า ที่ให้ความถูกต้องสูง Maximum Training Sensitivity Plus Specificity

(MTRSPS), Equal Training Sensitivity and Specificity (ETRSAS), Maximum Test Sensitivity Plus Specificity (MTESPS), Equal Test Sensitivity and Specificity (ETESAS), Prevalence Threshold (PTP) และ Minimum Training Presence (MTP) (Liu *et al.*, 2005; Trisurat & Bhumpakphan, 2018) จากนั้นนำมาจำแนกชั้นความน่าจะเป็นการปรากฏ (1) และไม่ปรากฏ (0) ของช้างป่า และทดสอบความถูกต้องของแบบจำลองด้วยข้อมูลร้อยละ 25 เพื่อคัดเลือกแผนที่มีที่ความแม่นยำสูงสุด จากการทดสอบความถูกต้องของแบบจำลองโดยใช้ค่า

Logistic threshold จำนวน 6 ค่า และข้อมูลทดสอบร้อยละ 25 พบว่าค่า Equal training sensitivity and specificity logistic threshold (ETRSAS) ที่ 0.4388 เหมาะสมสำหรับแบบจำลองในฤดูแล้ง และค่าที่ 0.3175 เหมาะสมสำหรับแบบจำลองในฤดูฝน เนื่องจากมีค่าเฉลี่ยสูงสุด สะท้อนถึงความสมดุลระหว่างความสามารถในการทำนายพื้นที่ที่พบ (sensitivity) และไม่พบ (Specificity) ของแบบจำลอง ทำให้สามารถจำแนกพื้นที่ที่เหมาะสมและไม่เหมาะสมได้อย่างมีประสิทธิภาพและลดความคลาดเคลื่อนของผลการพยากรณ์ (Table 3)

Table 3 MaxEnt Logistic Cut-off Thresholds for Classifying Habitat Suitability of Wild Elephants Thung Salaeng Luang National Park (Dry and Wet Seasons)

Species	Season	MTRSPS	ETRSAS	MTESPS	ETESAS	PTP	MTP
Wild Elephants	Dry	0.3247	0.4377	0.3247	0.4209	0.3121	0.1817
		0.5535	0.4521	0.5535	0.4663	0.3305	0.0454
		0.3999	0.4402	0.3999	0.4537	0.3059	0.0913
		0.4419	0.4375	0.4419	0.4465	0.3114	0.0897
		0.4298	0.4266	0.4298	0.392	0.2932	0.0593
	Average	0.4300	0.4388	0.4300	0.4359	0.3106	0.0935
Wild Elephants	Wet	0.3428	0.3378	0.2445	0.3141	0.1910	0.0154
		0.3253	0.3071	0.3184	0.2754	0.1758	0.0108
		0.2810	0.3146	0.1998	0.2389	0.1682	0.0159
		0.3535	0.3244	0.4038	0.4034	0.202	0.0129
		0.2591	0.3038	0.2947	0.3241	0.1709	0.0394
	Average	0.3123	0.3175	0.2922	0.3112	0.1816	0.0189

จากการทดสอบค่าความสำคัญของตัวแปร (Jackknife test) พบว่าตัวแปรที่มีอำนาจในการทำนายสูงสุดสำหรับประเมินความสำคัญเชิงสัมพัทธ์ของปัจจัยแวดล้อมต่อช้างป่าในฤดูแล้ง ได้แก่ ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ ระยะห่างจากทุ่ง

หญ้า และระยะห่างจากชุมชนและพื้นที่เกษตรตามลำดับ ส่วนในฤดูฝน ตัวแปรที่สำคัญสูงสุด ได้แก่ ระยะห่างจากแหล่งโป่ง ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ และระยะห่างจากชุมชนและพื้นที่เกษตรตามลำดับ (Figure 2)

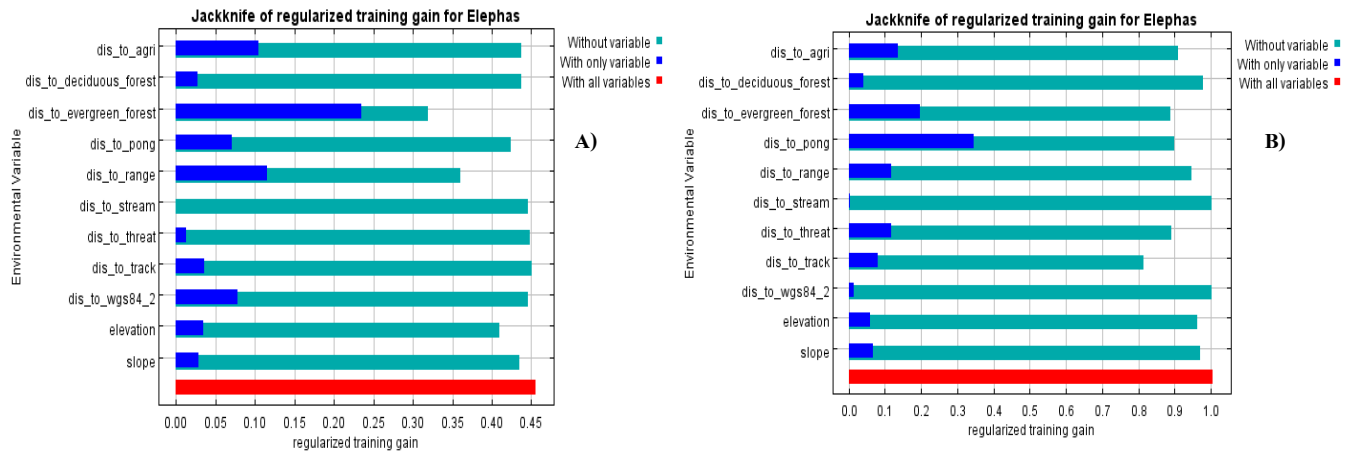


Figure 2 The jackknife test for evaluating the relative importance of environmental variables for Wild Elephants in Thung Salaeng Luang National Park, dry season (2A), and wet season (2B)

Remarks: dis_to_agri = distance to Village & Agriculture area; dis_to_deciduous_forest = distance to deciduous forest; dis_to_evergreen_forest = distance to evergreen forest; dis_to_pong = distance to salt lick; dis_to_range = distance to ranger station; dis_to_stream = distance to stream; dis_to_threat = distance to threat area; dis_to_track = distance to roads; dis_to_wgs84_2 = distance to village and agricultural area; elevation = elevation; slope = slope.

2.5) นำผลแบบจำลองพื้นที่ถิ่นอาศัยที่เหมาะสมของช้างป่าที่ได้จากการวิเคราะห์ในด้วย MaxEnt เป็นค่าความน่าจะเป็นของการปรากฏของช้างป่าในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงแต่ละกริด โดยมีค่าอยู่ระหว่าง 0.00-1.00 โดยจัดช่วงพื้นที่ถิ่นอาศัยที่เหมาะสมของช้างป่าออกเป็น 5 ระดับ ดังนี้ (Duangkhae *et al.*, 2014) ช่วงพื้นที่ถิ่นอาศัยที่ไม่เหมาะสม (Unsuited) 0.00-0.20 น้อย (Poorly suited) 0.02-0.40 ปานกลาง (Moderately suited) 0.41-0.60 มาก (Well suited) 0.61-0.80 และมากที่สุด (Very well-suited) 0.81-1.00 ตามลำดับ

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่า

การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างการปรากฏของช้างป่ากับปัจจัยสิ่งแวดล้อมด้วย

แบบจำลอง MaxEnt แสดงให้เห็นว่า ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่โดยรวมสามารถจำแนกได้เป็น 3 ระดับ ได้แก่ ปัจจัยที่มีอิทธิพลสูง ได้แก่ ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ (ร้อยละ 33.90) ซึ่งในพื้นที่เป็นสังคมพืชป่าเป็นหลัก ระยะห่างจากแหล่งโปง (ร้อยละ 13.50) ตามลำดับ รองลงมาเป็นปัจจัยระดับปานกลาง ได้แก่ ระยะห่างจากทุ่งหญ้า (ร้อยละ 8.80) ระยะห่างจากถนน (ร้อยละ 8.70) ระยะห่างจากชุมชนและพื้นที่เกษตร (ร้อยละ 8.30) ความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง (ร้อยละ 7.20) และระยะห่างจากปัจจัยคุกคามอื่นๆ (ร้อยละ 6.85) ตามลำดับ ส่วนปัจจัยที่เหลือมีค่าความสำคัญระดับน้อยลดลงตามลำดับ (Table 4)

ช่วงฤดูแล้ง ปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการใช้พื้นที่ของช้างป่าในทางบวก ได้แก่ ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ ร้อยละ 46.10 (<1 กิโลเมตร)

ระยะห่างจากทุ่งหญ้าร้อยละ 12.70 (<6 กิโลเมตร) และระยะห่างจากแหล่งโป่ง ร้อยละ 6.60 (<2 กิโลเมตร) ตามลำดับ ส่วนในทางลบ ได้แก่ ระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่าร้อยละ 5.50 (>11 กิโลเมตร) ระยะห่างจากชุมชนและพื้นที่เกษตรร้อยละ 4.50 (>8 กิโลเมตร) ระยะห่างจากภัยคุกคามร้อยละ 2.60 (>3 กิโลเมตร) นอกจากนี้พบว่าช้างป่ามีการใช้พื้นที่กว้างในพื้นที่ป่าผลัดใบ ร้อยละ 2.4 (2-8 กิโลเมตร) และหากินในพื้นที่ไกลจากแหล่งน้ำร้อยละ 2.1 (>0.5 กิโลเมตร) (Table 4)

ช่วงฤดูฝน ปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการใช้พื้นที่ในทางบวก คือ ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ ร้อยละ 21.70 (<1 กิโลเมตร) ระยะห่างจากแหล่งโป่ง ร้อยละ 21.10 (<2 กิโลเมตร) ระยะห่างจากถนน ร้อยละ 16.20 (<2 กิโลเมตร) ขณะที่ปัจจัยที่มีอิทธิพลในทางลบ คือ ระยะห่างจากหมู่บ้านและพื้นที่เกษตรร้อยละ 12.10 (2-10 กิโลเมตร) ระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า ร้อยละ 0.10 (>11 กิโลเมตร) ยังพบว่าช้างป่ามีการใช้พื้นที่ในป่าผลัดใบ ร้อยละ 5.30 (2-10 กิโลเมตร) (Table 4)

Table 4 Percentage contribution of environmental factors to Wild Elephants' habitat suitability in Thung Salaeng Luang National Park.

Environment factors	Wild Elephants				Mean	Max	Min
	Dry		Wet				
	Percent contribution	Permutation importance	Percent contribution	Permutation importance			
Evergreen forest	46.1	33.7	21.7	24.7	33.9	46.1	21.7
Salt lick	6	6.9	21	18.2	13.5	21	6
Range	12.7	17.6	4.9	6.3	8.8	12.7	4.9
Roads	1.2	1.9	16.2	18.3	8.7	16.2	1.2
Village & Agriculture	4.5	11.1	12.1	14.8	8.3	12.1	4.5
Elevation	10.4	10.6	4	6.3	7.2	10.4	4
Threat	2.6	2	11.1	7.6	6.85	11.1	2.6
Slope	6.4	5.8	3.3	1.4	4.85	6.4	3.3
Deciduous forest	2.4	4.3	5.3	2.2	3.85	5.3	2.4
Ranger station	5.5	4.8	0.1	0.1	2.8	5.5	0.1
Stream	2.1	1.3	0.1	0.2	1.1	2.1	0.1
Sum	100	100	100	100			
AUC	0.764± 0.029		0.858± 0.017				

Note: Mean, Max, and Min values were calculated from the percentage contribution of each environmental factor across both dry and wet seasons. Mean represents the average percentage contribution across the two seasons, while Max and Min indicate the highest and lowest percentage contribution recorded among the two seasonal models, respectively.

บทบาทของชนิดป่าและพืชพรรณต่อการกระจายตัวของช้างป่าปรากฏอย่างชัดเจน โดยเฉพาะป่าไม้ผลัดใบ ซึ่งในพื้นที่เป็นสังคมพืชป่าดิบแล้งเป็นหลักที่ครอบคลุมพื้นที่ส่วนใหญ่และทุ่งหญ้าที่มีกระจายอยู่ทั่วไปในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง ซึ่งเป็นแหล่งอาหารสำคัญ มีความอุดมสมบูรณ์ของพืชอาหาร และการมีแหล่งน้ำ (Htet *et al.*, 2021) ผลการศึกษาสอดคล้องกับงานวิจัยในพื้นที่ป่าตะวันตกของประเทศไทยที่พบว่าช้างป่ามักเลือกพื้นที่ที่มีค่าดัชนีพืชพรรณสีเขียว (Normalized Difference Vegetation Index หรือ NDVI) สูงแม้อยู่ในช่วงในฤดูแล้ง ซึ่งสะท้อนความอุดมสมบูรณ์ของอาหาร ขณะที่นิเวศวิทยาของพื้นที่ที่มีสัดส่วนป่าผลัดใบสูง เนื่องจากป่าผลัดใบแห่งนี้มักมีคุณภาพอาหารต่ำ (Anoop *et al.*, 2023; Chaiyarat *et al.*, 2023) นอกจากนี้ ความสำคัญของแหล่งโป่งและแหล่งน้ำที่ปรากฏในแบบจำลองสะท้อนบทบาทของทรัพยากรจำเป็นต่อสัตว์วิทยาและพฤติกรรม การดำรงชีวิตของช้างป่า สอดคล้องกับรายงานการศึกษาในประเทศไทยที่ระบุว่าแหล่งโป่ง แหล่งน้ำ แหล่งอาหาร และความลาดชัน เป็นปัจจัยสำคัญต่อการเลือกใช้พื้นที่ของสัตว์ป่า (Kanchanasaka *et al.*, 2010; Mananya, 2018; Htet *et al.*, 2021; Nanla *et al.*, 2024) โดยเฉพาะแหล่งโป่งซึ่งเป็นแหล่งแร่ธาตุที่มีความสำคัญต่อสุขภาพการเจริญเติบโต และการสืบพันธุ์ของช้างป่า (Chaiyarat *et al.*, 2024; Chaiyarat *et al.*, 2021)

ในมิติของปัจจัยจากกิจกรรมของมนุษย์พบว่าระยะห่างจากถนน ชุมชน และพื้นที่เกษตรมี

อิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่า โดยช้างป่ามีแนวโน้มหลีกเลี่ยงพื้นที่ที่มีระดับการรบกวนสูง สอดคล้องกับ Anoop *et al.* (2023) ที่รายงานว่าปัจจัยจากกิจกรรมมนุษย์ส่งผลต่อการใช้ถิ่นที่อยู่อาศัยตามฤดูกาลสะท้อนการปรับตัวเชิงพฤติกรรมภายใต้สภาพแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลง อย่างไรก็ตามในพื้นที่ศึกษาพบช้างป่าเข้าใช้พื้นที่ใกล้ถนนและแหล่งเกษตรกรรมในช่วงฤดูฝน เนื่องจากบริเวณดังกล่าวมักเป็นพื้นที่เปิดโล่งที่มีพืชอาหารอุดมสมบูรณ์ โดยเฉพาะพืชเกษตรตามแนวป่าริมถนน ซึ่งทำหน้าที่เป็นปัจจัยดึงดูด (Attractive factor) ให้ช้างป่าออกหากินนอกพื้นที่ เสี่ยงต่อการถูกรถชน การล่า และความขัดแย้งกับชุมชน (Wadey *et al.*, 2018; Chaiyarat *et al.*, 2023; Yu *et al.*, 2024; De la Torre *et al.*, 2021) ทั้งนี้จากผลการศึกษาพบว่าช้างป่ามีการใช้พื้นที่กว้างขึ้นในฤดูแล้ง สอดคล้องกับ Chaiyarat *et al.* (2023) ที่รายงานว่า ความขาดแคลนน้ำและอาหารเป็นปัจจัยสำคัญกระตุ้นให้ช้างป่าเคลื่อนเข้าสู่พื้นที่เกษตรกรรมหรือพื้นที่เสี่ยงสูง ส่งผลให้โอกาสเกิดความขัดแย้งระหว่างมนุษย์กับช้างป่าเพิ่มขึ้น ดังนั้น จึงจำเป็นต้องวางแผนจัดการพื้นที่ป่าและพื้นที่รอยต่อของอุทยานอย่างเหมาะสม โดยเฉพาะการบริหารจัดการแหล่งน้ำ แหล่งอาหาร และแนวกันชน เพื่อลดแรงดึงดูดจากพื้นที่เกษตรกรรมและบรรเทาความรุนแรงของความขัดแย้งในระยะยาว

เมื่อเปรียบเทียบการเลือกใช้พื้นที่ระหว่างฤดูกาล พบว่าช้างป่ามีรูปแบบการใช้พื้นที่ที่คล้ายคลึงกันทั้งสองฤดูกาล โดยเลือกใช้พื้นที่

ในป่าไม้ผลัดใบ (ป่าดิบแล้ง) (ระยะน้อยกว่า 1 กิโลเมตร) แหล่งโป่ง (ระยะน้อยกว่า 2 กิโลเมตร) และทุ่งหญ้าเป็นปัจจัยเชิงบวกร่วมกัน ขณะที่หน่วยพิทักษ์ป่า ชุมชน และพื้นที่เกษตรกรรมเป็นปัจจัยเชิงลบในทั้งสองฤดูกาล นอกจากนี้ ช้างป่ายังคงใช้พื้นที่ความลาดชันต่ำ (น้อยกว่าร้อยละ 10) และระดับความสูงมากกว่า 800 เมตรจากระดับน้ำทะเลปานกลางอย่างสม่ำเสมอในทั้งสองฤดูกาล อย่างไรก็ตาม พบความแตกต่างระหว่างฤดูกาลในหลายปัจจัย โดยในฤดูแล้งช้างป่าเลือกใช้พื้นที่ห่างจากแหล่งน้ำ (มากกว่า 0.5 กิโลเมตร) ในขณะที่ฤดูฝนเลือกพื้นที่ใกล้แหล่งน้ำ (น้อยกว่า 2 กิโลเมตร) สะท้อนถึงการปรับพฤติกรรมตามความพร้อมของทรัพยากรน้ำในแต่ละฤดูกาล สำหรับปัจจัยระยะห่างจากถนนและภัยคุกคาม พบว่าเป็นปัจจัยเชิงลบในฤดูแล้ง (มากกว่า 5 และ 3 กิโลเมตรตามลำดับ) แต่กลับเป็นปัจจัยเชิงบวกในฤดูฝน (น้อยกว่า 2 และ 1 กิโลเมตร ตามลำดับ) ซึ่งบ่งชี้ว่าช้างป่ามีแนวโน้มหลีกเลี่ยงการรบกวนจากกิจกรรมมนุษย์ในฤดูแล้งมากกว่าฤดูฝน นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาระยะห่างจากหน่วยพิทักษ์ป่า พบว่าช้างป่าบางกลุ่มเคลื่อนที่เข้าใกล้หน่วยพิทักษ์ป่ามากกว่าในฤดูแล้ง (มากกว่า 11 กิโลเมตร) เมื่อเทียบกับฤดูฝน (มากกว่า 14 กิโลเมตร) ซึ่งอาจเพิ่มความเสี่ยงต่อการเผชิญหน้าและความขัดแย้งระหว่างคนกับช้างป่า เนื่องจากหน่วยพิทักษ์ป่าของอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงตั้งอยู่บริเวณแนวเขตป่าอนุรักษ์ที่ติดกับชุมชนและพื้นที่เกษตรกรรม

ผลการศึกษาที่สอดคล้องกับงานวิจัยก่อนหน้านี้ที่ระบุว่าแหล่งน้ำมีบทบาทสำคัญในการกำหนดรูปแบบการใช้พื้นที่ของช้างป่า โดยเฉพาะในฤดูแล้งซึ่งช้างมีความต้องการน้ำในปริมาณสูง ส่งผลให้ช้างป่ามักเลือกใช้พื้นที่ความลาดชันต่ำ ที่ง่ายต่อการเข้าถึงแหล่งน้ำและการเคลื่อนที่ (Delany & Happold, 1979; Sukumar, 1989a; Kanchasaka *et al.*, 2010) อย่างไรก็ตาม ผลการศึกษานี้แตกต่างจาก Khan (1967) ที่พบว่าช้างป่าในป่าเขตร้อน (Tropical rainforest) ในรัฐเปรักตอนบนของประเทศมาเลเซีย ไม่แสดงการเคลื่อนย้ายตามฤดูกาลอย่างชัดเจน เนื่องจากภูมิอากาศร้อนชื้นตลอดปีที่ทำให้ทรัพยากรมีความสม่ำเสมอ ซึ่งอาจอยู่กับลักษณะภูมิประเทศ ภูมิอากาศ และการใช้ที่ดินที่มีผลต่อทรัพยากรและข้อจำกัดในการเคลื่อนที่ของช้างป่า

การไม่พบการกระจายตัวของช้างป่าในบริเวณชุมชนและพื้นที่ที่มีกิจกรรมของมนุษย์สูง สอดคล้องกับ Matthana & Sukmsuang (1995) ที่ระบุว่าการรบกวนจากมนุษย์เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อรูปแบบการกระจายตัวของช้างป่า โดยช้างมักหลีกเลี่ยงถนนและชุมชนในเวลากลางวัน แต่เข้าใช้พื้นที่เกษตรกรรมบ่อยขึ้นในเวลากลางคืนเพื่อลดโอกาสในการเผชิญหน้ากับมนุษย์ (Krishnan *et al.*, 2019) โดยเฉพาะในฤดูฝน ความเสี่ยงในการเกิดความขัดแย้งระหว่างมนุษย์กับช้างป่ามีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นในพื้นที่ใกล้แหล่งเพาะปลูก เนื่องจากพืชผลทางการเกษตรเป็นแหล่งอาหารที่มีคุณภาพสูงและเป็นปัจจัยหลักที่ดึงดูดให้ช้างป่าเข้าใช้พื้นที่ดังกล่าว (Wang *et al.*, 2025)

2. แบบจำลองการใช้พื้นที่ของช้างป่าตามฤดูกาล

ผลการวิเคราะห์แบบจำลองการใช้พื้นที่ของช้างป่าตามฤดูกาลแสดงให้เห็นว่าแบบจำลองมีความน่าเชื่อถือในระดับสูง โดยฤดูแล้งมีค่า AUC เท่ากับ 0.764 (Figure 3A) และฤดูฝนมีค่า AUC เท่ากับ 0.858 (Figure 3B) ในฤดูแล้ง ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการกระจายตัวของช้างป่าสูงสุด ได้แก่ ระยะห่างจากตังคมป่าไม้ผลัดใบ (46.10%)

รองลงมาคือ ระยะห่างจากทุ่งหญ้า (12.70%) ความสูงจากระดับน้ำทะเล (10.40%) และระยะห่างจากแหล่งโป่ง (6.40%) (Figure 3c-3f; Table 4) ขณะที่ฤดูฝน ปัจจัยที่มีอิทธิพลสูงสุด คือ ระยะห่างจากป่าไม้ผลัดใบ (21.70%) รองลงมาคือ ระยะห่างจากแหล่งโป่ง (21.00%) ระยะห่างจากถนน (16.20%) ระยะห่างจากหมู่บ้านและพื้นที่เกษตร (12.10%) และ (Figure 3g-3j and Table 4)

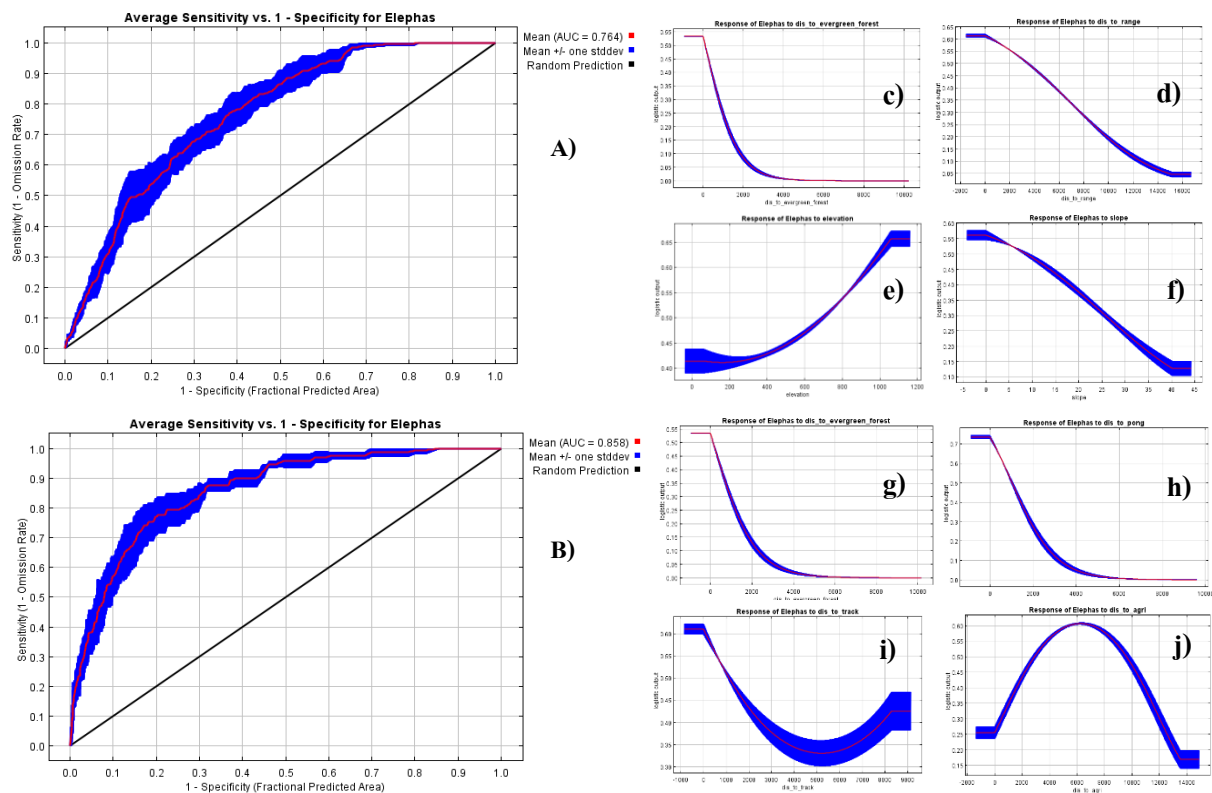


Figure 3. Area Under the Curve (AUC) of Wild elephants during the dry season (3A) and wet season (3B); importance of environmental factors affecting Wild elephants distribution during the dry season (c–f), including (c) response curve of distance to evergreen forest, (d) response curve of distance to range or grassland, (e) response curve of elevation, and (f) response curve of slope; and importance of environmental factors affecting Wild elephants distribution during the wet season (g–j), including (g) response curve of distance to evergreen forest, (h) response curve of distance to salt lick, (i) response curve of distance to road, and (j) response curve of distance to village and agricultural area.

ขนาดพื้นที่ถิ่นอาศัยที่เหมาะสมสำหรับช้างป่าในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงในฤดูแล้ง

(Figure 4A) สามารถจำแนกได้เป็น 5 ระดับ ได้แก่พื้นที่ที่มีความเหมาะสมมากที่สุด (Very well-

sited) 1.43 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 0.11) พื้นที่ที่เหมาะสมมาก (Well-suited) 106.20 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 8.46) พื้นที่ที่เหมาะสมปานกลาง (Moderately suited) 349.29 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 27.83) พื้นที่ที่เหมาะสมน้อย (Poorly suited) 371.08 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 29.56) และพื้นที่ที่ไม่เหมาะสม (Unsuited) 427.18 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 34.03) เมื่อพิจารณาภาพรวม พบว่าพื้นที่ที่มีความเหมาะสมตั้งแต่ระดับปานกลางขึ้นไปมีขนาดรวม 456.92 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 36.41) ในขณะที่พื้นที่ที่เหมาะสมน้อยและไม่เหมาะสมมีขนาดรวม 798.26 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 63.59) ของพื้นที่ทั้งหมด (Table 5)

ในช่วงฤดูฝน (Figure 4B) พื้นที่ที่มีความเหมาะสมมากที่สุดมีขนาด 9.97 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 0.79) พื้นที่ที่เหมาะสมมาก 46.91 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 3.74) พื้นที่ที่เหมาะสมปานกลาง 116.15 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 9.25) พื้นที่ที่เหมาะสมน้อย 246.90 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 19.67) และพื้นที่ที่ไม่เหมาะสม 835.25 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 66.54) เมื่อพิจารณาภาพรวม พบว่าพื้นที่ที่มีความเหมาะสมตั้งแต่ระดับปานกลางขึ้นไปมีขนาดรวม 173.03 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 13.79) ในขณะที่พื้นที่ที่เหมาะสมน้อยและไม่เหมาะสมมีขนาดรวม 1,082.15 ตารางกิโลเมตร (ร้อยละ 86.21) ของพื้นที่ทั้งหมด (Table 5)

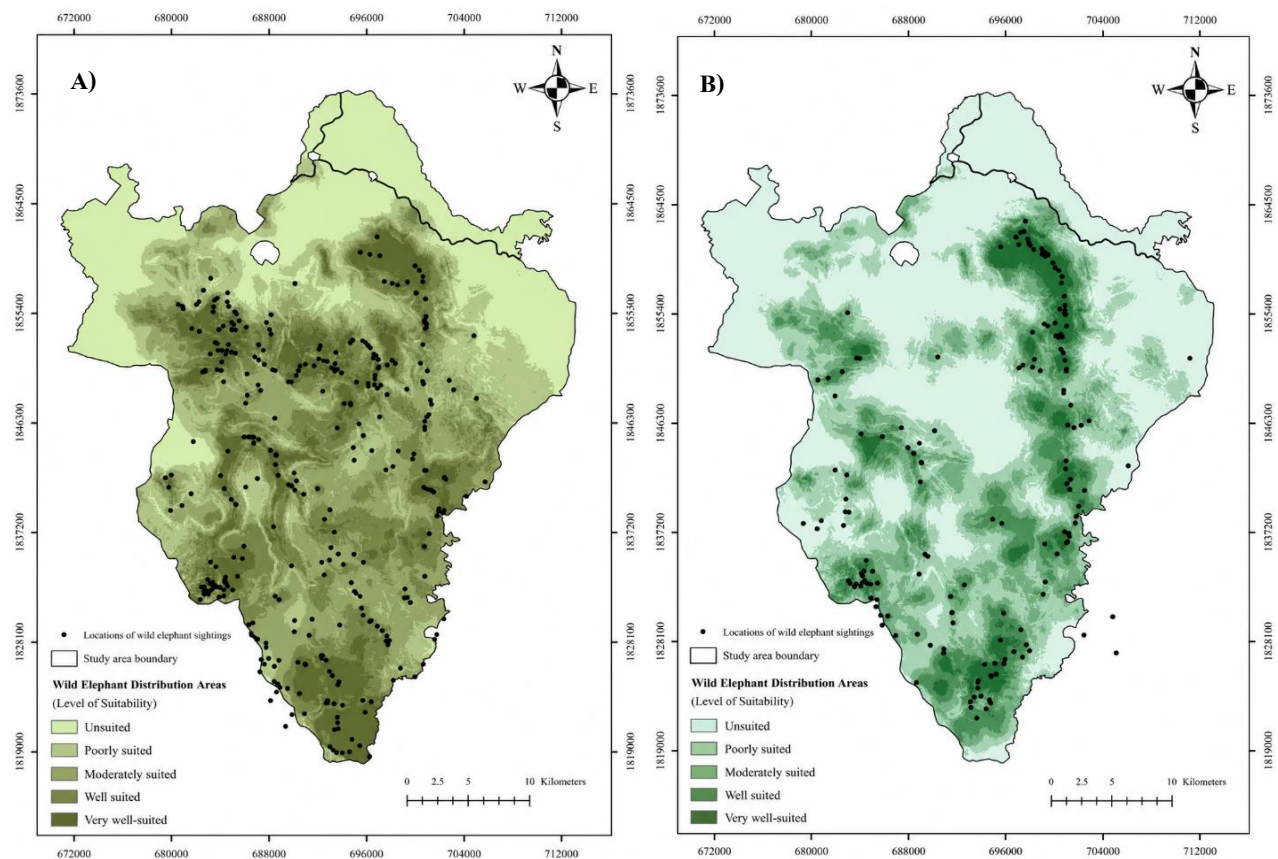


Figure 4 Seasonal Distribution and habitat suitability of Wild Elephants in Thung Salaeng Luang National Park; A) dry season, and B) wet season, respectively.

Table 5 The area of seasonal habitat suitability model for wild elephants in Thung Salaeng Luang National Park.

Level of Suitability	Dry season		Wet season		Area of Suitability
	Area (km ²)	Proportion (%)	Area (km ²)	Proportion (%)	
Very well-suited	1.43	0.11	9.97	0.79	Suitable: 456.92 km ² (Dry)
Well suited	106.20	8.46	46.91	3.74	173.03 km ² (Wet)
Moderately suited	349.29	27.83	116.15	9.25	Unsuitable: 798.26 km ² (Dry)
Poorly suited	371.08	29.56	246.90	19.67	1,082.15 km ² (Wet)
Unsuited	427.18	34.03	835.25	66.54	
Total	1,255.18	100	1,255.18	100	

ในฤดูแล้ง ถิ่นอาศัยที่เหมาะสมของช้างป่า มีการกระจายตัวค่อนข้างกว้างและสม่ำเสมอทั่วพื้นที่อุทยาน ขกเว้นบริเวณตอนเหนือและตะวันตก ในขณะที่ฤดูฝนพบการกระจายตัวแบบเกาะกลุ่มในพื้นที่ตอนกลางและตอนใต้ และมีแนวโน้มน้อยลงในพื้นที่ภูเขาสูงชัน รูปแบบดังกล่าวสัมพันธ์กับความพร้อมของแหล่งอาหารและแหล่งน้ำตามฤดูกาล อย่างไรก็ตาม พบว่าช้างป่าบางกลุ่มเคลื่อนที่ออกนอกพื้นที่ป่าในฤดูแล้งบริเวณตอนใต้ฝั่งตะวันตก เนื่องจากมีอ่างเก็บน้ำขนาดเล็กที่เป็นแหล่งน้ำสำคัญในช่วงดังกล่าว ส่วนในช่วงฤดูฝนพบการเคลื่อนที่ออกนอกพื้นที่ป่าบริเวณตอนใต้ฝั่งตะวันออก ซึ่งมีแนวเขตติดกับป่าอนุรักษ์ข้างเคียง โดยมีเพียงถนนเป็นแนวกั้น ในช่วงปลายฤดูฝนที่พืชผลทางการเกษตรอยู่ในระยะออกผลผลิต ช้างป่ามีแนวโน้มเข้าใช้พื้นที่เกษตรกรรมทางตอนเหนือและตะวันตกของอุทยานที่มีชุมชนอาศัยและทำกินเพิ่มมากขึ้น

ความแตกต่างที่สำคัญระหว่างสองฤดูกาลคือ ขนาดพื้นที่ถิ่นอาศัยที่เหมาะสมในฤดูแล้งมี

มากกว่าฤดูฝน 283.89 ตารางกิโลเมตร หรือคิดเป็นร้อยละ 22.62 ของพื้นที่ทั้งหมด สะท้อนให้เห็นว่าการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่าในฤดูแล้งมีลักษณะกระจายตัวกว้างและต่อเนื่องมากกว่า เป็นผลจากความจำเป็นในการเคลื่อนที่เพื่อค้นหาแหล่งอาหารและน้ำ เนื่องจากทรัพยากรมีอยู่อย่างจำกัด สอดคล้องกับรายงานของ Anoop *et al.*, 2023 และ Sukumar, 1989a ที่ระบุว่าช้างป่ามีแนวโน้มขยายพื้นที่หากินในฤดูแล้ง โดยเฉพาะบริเวณแหล่งน้ำหรือความชื้นสูง ขณะที่ฤดูฝนซึ่งทรัพยากรอุดมสมบูรณ์ ช้างป่ามีการกระจุกตัวในพื้นที่มากขึ้น ส่งผลให้ขนาดพื้นที่หากินลดลง ทั้งนี้ รูปแบบดังกล่าวสอดคล้องกับทฤษฎีความพอดีของการกินพืชอาหาร ซึ่งชี้ว่าการเลือกใช้พื้นที่ขึ้นอยู่กับความพร้อมของอาหารและน้ำในแต่ละช่วงเวลา

สรุป (Conclusion)

ปัจจัยสิ่งแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ตามฤดูกาลของช้างป่าในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง โดยแบบจำลองมีความน่าเชื่อถือระดับดี (ค่า AUC เท่ากับ 0.764 ในฤดูแล้ง

และ 0.858 ในฤดูฝน) ผลการศึกษาในภาพรวมชี้ให้เห็นว่าปัจจัยด้านชีวภาพมีอิทธิพลสูงสุดต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่าโดยเฉพาะระยะห่างจากป่าไม่ผลัดใบ และระยะห่างจากแหล่งโป่ง (ร้อยละ 33.90 และ 13.50 ตามลำดับ) ขณะที่ปัจจัยด้านภัยคุกคามที่สำคัญ คือ ระยะห่างจากถนนและระยะห่างจากชุมชนและพื้นที่เกษตร (ร้อยละ 8.70 และ 8.30 ตามลำดับ) มีอิทธิพลต่อการใช้พื้นที่ของช้างป่าแตกต่างกันตามช่วงฤดูกาล โดยเฉพาะฤดูแล้งที่ช้างป่าหลีกเลี่ยงการใช้พื้นที่ดังกล่าว

พื้นที่การใช้ประโยชน์ของช้างป่าในฤดูแล้งมีขนาดมากกว่าฤดูฝน 283.89 ตารางกิโลเมตร หรือคิดเป็นร้อยละ 22.62 สะท้อนถึงพฤติกรรมการปรับตัวต่อความพร้อมของทรัพยากร โดยในฤดูแล้งช้างจำเป็นต้องขยายพื้นที่หากินเป็นบริเวณกว้างเพื่อค้นหาอาหาร แหล่งโป่ง และแหล่งน้ำ ส่งผลให้การใช้พื้นที่ในป่าไม่ผลัดใบ ซึ่งในพื้นที่เป็นสังคมพืชป่าดิบแล้งเป็นหลัก เป็นสภาพป่าส่วนใหญ่ของอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวงมีอิทธิพลสูงสุดต่อการใช้พื้นที่ของช้างป่าทั้งสองฤดูกาล (ร้อยละ 46.10 ในฤดูแล้งและร้อยละ 33.70 ในฤดูฝน) โดยช้างมีแนวโน้มกระจุกตัวในพื้นที่ที่มีทรัพยากรอุดมสมบูรณ์ อย่างไรก็ตาม ช้างป่าแสดงรูปแบบการเลือกใช้พื้นที่ที่คล้ายคลึงกันทั้งสองฤดูกาล คือ การเลือกใช้พื้นที่ในป่าไม่ผลัดใบ (ป่าดิบแล้ง) ใกล้แหล่งโป่ง ทุ่งหญ้า และพื้นที่ที่มีความลาดชันต่ำที่ระดับความสูงจากระดับน้ำทะเลใกล้เคียงกัน และพบว่าในฤดูแล้งช้างป่ามีแนวโน้มหลีกเลี่ยงพื้นที่ที่มีการรบกวนจากมนุษย์มากกว่าฤดูฝนอย่างชัดเจน โดยเฉพาะบริเวณ

ใกล้ชุมชนทางตอนเหนือและตะวันตกของอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง ทั้งนี้ ในช่วงฤดูฝน มีการเพาะปลูกพืชเศรษฐกิจและให้ผลผลิตในช่วงเวลาดังกล่าว จึงเป็นปัจจัยสำคัญในการดึงดูดช้างป่าให้ออกไปหากินนอกพื้นที่ป่าอนุรักษ์ สร้างความเสียหายต่อพืชผลทางการเกษตรและเพิ่มความเสี่ยงต่อการเกิดความขัดแย้งระหว่างมนุษย์กับสัตว์ป่า ดังนั้น ควรมีมาตรการกำหนดเขตกันชนระหว่างพื้นที่ป่าและพื้นที่เกษตรกรรม การติดตามเฝ้าระวังพื้นที่เสี่ยงต่อความขัดแย้ง ตลอดจนการบริหารจัดการแหล่งน้ำและแหล่งอาหารภายในพื้นที่ป่าให้สอดคล้องกับรูปแบบการใช้พื้นที่ของช้างป่าตามฤดูกาล เพื่อลดโอกาสเผชิญหน้าและป้องกันความขัดแย้งที่อาจทวีความรุนแรงขึ้นในอนาคต

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

การศึกษาวิจัยครั้งนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วย ความกรุณาและการสนับสนุนจากหลายฝ่าย ผู้วิจัยขอขอบคุณศูนย์ปฏิบัติการภูมิสารสนเทศ (SMART Center) กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช อุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง ที่ให้ความอนุเคราะห์ข้อมูลสำหรับการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้ คุณประโยชน์อันพึงมีจากงานวิจัยฉบับนี้ ผู้วิจัยขอขอบแต่ทุกท่านที่ได้มีส่วนสนับสนุนทุกท่าน

เอกสารอ้างอิง (References)

Anoop, N. R., J. Krishnaswamy, N. Kelkar, M. Bunyan & T. Ganesh. 2023. Factors determining the seasonal habitat use of Asian elephants in the Western Ghats of India. **The Journal of**

- Wildlife Management** 87(8): e22477.
<https://doi.org/10.1002/jwmg.22477>
- Amorntiyangkul, P., A. Pattanavibool, W. Ochakul, W. Chinnawong, S. Klanprasert, C. Aungkeaw, P. Duengkae & W. Suksavate. 2022. Dynamic occupancy of wild Asian elephant: a case study based on the SMART database from the Western Forest Complex in Thailand. **Environmental and Natural Resources Journal** 20 (3) : 3 1 0 - 3 2 2 .
<https://doi.org/10.32526/enrj/20/202200005>
- Baskaran, N., G. Kannan, U. Anbarasan, A. Thapa & R. Sukumar. 2013. A landscape-level assessment of Asian elephant habitat, its population and elephant-human conflict in the Anamalai hill ranges of southern Western Ghats, India. **Mammalian Biology** 78 : 4 7 0 – 4 8 1 .
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.04.007>
- Baskaran, N., R. Kanakasabai & A.A. Desai. 2018. **Ranging and spacing behavior of Asian elephant (*Elephas maximus* Linnaeus) in the tropical forests of southern India**. In C. Sivaperuman & K. Venkataraman (Eds.), *Indian Hotspots: Vertebrate Faunal Diversity, Conservation and Management*, Springer.
- Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. **Conservation Biology** 11: 69–78 . <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95481.x>
- Campos-Arceiz, A., A.R. Larrinaga, U.R. Weerasinghe, S. Takatsuki, J. Pastorini, P. Leimgruber, P. Fernando & L. Santamaría. 2008. Behavior rather than diet mediates seasonal differences in seed dispersal by Asian elephants. **Ecology** 89(10): 2684–2691. <https://doi.org/10.1890/07-1573.1>
- Chan, A. N., G. Wittemyer, J. McEvoy, A. C. Williams, N. Cox, P. Soe, M. Grindley, N. M. Shwe, A. M. Chit, Z. M. Oo & P. Leimgruber. 2022. Landscape characteristics influence ranging behavior of Asian elephants at the human-wildlands interface in Myanmar. **Movement Ecology** 10: 6. <https://doi.org/10.1186/s40462-022-00304-x>
- Coverdale, T. C., T. R. Kartzinel, K. L. Grabowski, R. K. Shriver, A. A. Hassan, J. R. Goheen, T. M. Palmer & R. M. Pringle. 2016. Elephants in the understory: opposing direct and indirect effects of consumption and ecosystem engineering. **Ecology** 97 : 3 2 1 9 - 3 2 3 0 .
<https://doi.org/10.1002/ecy.1557>
- Chaiyarat, R., S. Kanthachompoo, N. Thongthip & M. Yuttitham. 2021. Characteristics of general soils, natural saltlicks and artificial saltlicks for wild Asian elephants (*Elephas maximus*) conservation in the western forests of Thailand. **Research Square** (Preprint).
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-389573/v1>
- Chaiyarat, R., M. Wettasin, N. Youngpoy & N. Cheachean. 2023. Use of human dominated landscape as connectivity corridors among

- fragmented habitats for wild Asian elephants (*Elephas maximus*) in the eastern part of Thailand. **Diversity** 15(1): 1006. <https://doi.org/10.3390/d15010006>
- Chaiyarat, R., S. Kanthachompoo, N. Thongtip & M. Yuttitham. 2024. Assessment of nutrients in natural saltlicks, artificial saltlicks, and general soils used by wild Asian elephants (*Elephas maximus*) in the western forests of Thailand. **Resources** 13(1): 6. <https://doi.org/10.3390/resources13010006>
- Delany, M. J. & D. C. C. Happold. 1979. Ecology of African Mammals. Longman Group Limited.
- De Vries, M. F. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. **Conservation Biology** 9: 25–33. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09010025.x>
- De la Torre, J.A., E.P. Wong, A.M. Lechner, N. Zulaikha, A. Zawawi, P. Abdul-Patah, S. Saaban, B. Goossens & A. Campos-Arceiz. 2021. There will be conflict – agricultural landscapes are prime, rather than marginal, habitats for Asian elephants. **Animal Conservation** 24(5): 720-732. <https://doi.org/10.1111/acv.12668>
- Department of Wildlife National Parks and Plant Conservation (DNP). 2023. **Current Wild Elephant Situation in Thailand**. Wildlife Conservation Office, Bangkok, Thailand.
- Duangkhae, P., I. Chaiyaset, & N. Pongpattananurak, 2014. Habitat suitability model of banteng Thai For. Ecol. Res. J. 10(1): 53-76 (2026)
- under current conditions and climate change projections in Thailand. **Journal of Wildlife in Thailand** 21(1): 150-165. (in Thai)
- Htet, N. N. P., R. Chaiyarat, N. Thongtip, P. Anuracpreeda, N. Youngpoy & P. Chompoopong. 2021. Population and distribution of wild Asian elephants (*Elephas maximus*) in Phu Khieo Wildlife Sanctuary, Thailand. **PeerJ** 9: e11896. <https://doi.org/10.7717/peerj.11896>
- Holdgate, M. R. 2015. **Applying GPS and accelerometers to the study of African savanna (*Loxodonta africana*) and Asian elephant (*Elephas maximus*) welfare in zoos**. Doctoral dissertation, Portland State University. Available source: <https://doi.org/10.15760/etd.2232> (Accessed: January 10, 2026)
- IUCN. 2020. *Elephas maximus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**. Available source: <https://www.iucnredlist.org>. (Accessed: November 11, 2025)
- Jirachai, A. & W. Puangsai. 2015. **Study on feeding behavior of elephant herds and bull elephants in Phu Luang Wildlife Sanctuary, Loei Province**. In Research and Progress Report 2013-2015 (pp. 404-447). Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)
- Kanchanasaka, B., S. Tunhikorn, S. Winitpornsawan, U. Prayoon & K. Faengbubpha. 2010. **Status of**

- large mammals in Thailand.** Wildlife Research Division, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)
- Khan, M. K. M. 1967. Movements of a herd of elephants in the upper Perak area. **Malayan Nature Journal** 20(1-2): 18-23.
- Krishnan, V., M. A. Kumar, G. Raghunathan & S. Vijayakrishnan. 2019. Distribution and habitat use by Asian elephants (*Elephas maximus*) in a coffee-dominated landscape of Southern India. **Tropical Conservation Science** 12: 1-12. <https://doi.org/10.1177/1940082918822599>
- Land Development Department. 2025. **Land Use Data.** Available source: https://tswc.idd.go.th/DownloadGIS/Index_L.html (Accessed: October 4, 2025) (in Thai)
- Li, B. V. & B. Jiang. 2021. Responses of forest structure, functions, and biodiversity to livestock disturbances: A global meta-analysis. **Global Change Biology** 27(19): 4745-4757. <https://doi.org/10.1111/gcb.15781>
- Liu, C., P. M. Berry, T. P. Dawson & R. G. Pearson. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography** 28(3): 385-393. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- Matthana, S. & R. Sukmsuang. 1995. **Feeding habits of wild elephants in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary**, pp. 112-122. *In* Proceedings of Forestry Academic Conference. Royal Forest Department, Bangkok. (in Thai)
- Mananya, P. 2018. **Population and habitat use of wild elephants in Khao Yai National Park.** M.Sc. thesis (Forest Biological Sciences), Kasetsart University. (in Thai)
- Marasinghe, M.S.L.R.P., N.D.K. Dayawansa & R.P. De Silva. 2015. Seasonal changes in home range and habitat use of elephants in Southern and North-central Provinces of Sri Lanka. **Tropical Agricultural Research** 26(2): 248-260. <https://doi.org/10.4038/tar.v26i2.8089>
- Menon, V. & S. KR. Tiwari. 2019. Population status of Asian elephants *Elephas maximus* and key threats. **International Zoo Yearbook** 53(1): 17-30. <https://doi.org/10.1111/izy.12247>
- Nanla, Y., D. Marod, P. Duengkae, P. Paansri, J. Noowong, C. Manitoem & R. Sukmsuang. 2024. Factors influencing appearance and suitable habitat for wild elephants in the Khao Yai National Park, Thailand. **Biodiversitas** 25(7): 3061-3072. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250728>
- Narit, P. 2000. **Wildlife Management (2nd ed.).** Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University. (in Thai)
- NASA Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). 2013. **Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) global.** Open Topography. Available source: <https://doi.org/10.5069/G9445JDF> (Accessed: January 8, 2026).
- National Park Act B.E. 2562 (2019). 2019, May 29. **Royal Thai Government Gazette.** Volume 136, Part 71A, pp. 145-165. (in Thai)

- National Park Office. 2023. **Thung Salaeng Luang National Park Management Plan**. National Park Office, Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)
- Niranrat, P. 2015. **Distribution and conservation status of *Crinum thaianum* J. Schulze** in Thailand. M.Sc. thesis, Kasetsart University. (in Thai)
- Penjor, U., Z. M. Kaszta, D. W. Macdonald & S. A. Cushman. 2024. Identifying umbrella and indicator species to support multispecies population connectivity in a Himalayan biodiversity hotspot. **Frontiers in Conservation Science** 5: 1306051. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2024.1306051>
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling** 190(3): 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J. & M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography** 31(2): 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- R Core Team. 2020. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Available source: <https://www.R-project.org>. (Accessed: November 7, 2025)
- Roberge, J.-M. & P. E. R. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. **Conservation Biology** 18: 76–85. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
- Sukumar, R. 1989a. **Asian Elephant: Ecology and Management**. Cambridge University Press.
- Sukumar, R. 1989b. **Ecology of the Asian elephant in southern India**. I. Movement and habitat utilization patterns. *Journal of Tropical Ecology* 5: 1–18. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003175>
- Suksavate, W., P. Duengkae & A. Chaiyes. 2019. Quantifying landscape connectivity for wild Asian elephant populations among fragmented habitats in Thailand. **Global Ecology and Conservation** 19: e00685. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00685>
- Tan, W. H., A. Hii, A. Solana-Mena, E. P. Wong, V. P. W. Loke, A. S. L. Tan, A. Kromann-Clausen, N. Hii, P. bin Pura, M. T. bin Tunil, S. A. L. Din, C. F. Chin & A. Campos-Arceiz. 2021. Long-term monitoring of seed dispersal by Asian elephants in a Sundaland rainforest. **Biotropica** 53(2): 453-465. <https://doi.org/10.1111/btp.12889>
- Traba, J., E. Iranzo, C. P. Carmona & J. Malo. 2017. Realised niche changes in a native herbivore assemblage associated with the presence of livestock. **Oikos** 126(10): 1400-1409. <https://doi.org/10.1111/oik.04066>
- Trisurat, Y., R. Alkemade & P. H. Verburg. 2010. Projecting land-use change and its consequences for biodiversity in Northern Thailand. **Environmental Management** 45(3): 626-639. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9438-x>

- Trisurat, Y. & N. Bhumpakphan. 2018. Effects of land use and climate change on Siamese Eld's Deer (*Rucervus eldii siamensis*) distribution in the transboundary conservation area in Thailand, Cambodia, and Lao PDR. **Frontiers in Environmental Science** 6: 1-15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00035>
- Trisurat, Y., B. Kanchanasaka & H. Kreft. 2014. Assessing potential effects of land use and climate change on mammal distributions in northern Thailand. **Wildlife Research** 41(6): 522-536. <https://doi.org/10.1071/WR14171>
- Trisurat, Y. & A. G. Toxopeus. 2011. **Modeling Species Distribution**, pp. 171-197. In Y. Trisurat, R. P. Shrestha & R. Alkemade (Eds.). Book Modeling Species Distribution, Hershey.
- Wang, Z., H. Du, E. Yang, Z. Chang, Y. Xue, M. Zhang, F. Chen, C. Xiong & C. Gao. 2025. Analysis of spatial drivers in human-elephant conflict within human-dominated landscapes of Xishuangbanna, Yunnan Province. **Journal of Environmental Management** 389: 126156. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126156>
- Wadey, J., H.L. Beyer, S. Saaban, N. Othman, P. Leimgruber & A. Campos-Arceiz. 2018. Why did the elephant cross the road? The complex response of wild elephants to a major road in Peninsular Malaysia. **Biological Conservation** 218:91-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.036>
- WCS Thailand. 2023. **SMART Patrol Technique for Protected Area Management**. Available source: www.thailand.wcs.org/en-us/Initiatives/SMART-Patrol-System/. (Accessed: November 7, 2025)
- Wettasin, M., R. Chaiyarat, N. Youngpoy, N. Jieychien, R. Sukmasuang & P. Tanhan. 2023. Environmental factors induced crop raiding by wild Asian elephant (*Elephas maximus*) in the Eastern Economic Corridor, Thailand. **Scientific Reports** 13: 13388. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-40070-3>
- Wildlife Reservation and Protection Act B.E. 2535. 1992. **Royal Thai Government Gazette**. Available source:<https://www.ratchakitcha.soc.go.th/DATA/PDF/2535/A/015/1>. (Accessed: January 6, 2026). (in Thai)
- Yu, Q., Z. Hu, C. Huang, T. Xu, K.O. Onditi, X. Li & X. Jiang. 2024. Suitable habitats shifting toward human-dominated landscapes of Asian elephants in China. **Biodiversity and Conservation** 33: 685-704. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02756-2>

นิพนธ์ต้นฉบับ

การประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงปริภูมิเวลาของสังคมพืชในป่าผสมผลัดใบ

มหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี

ปฐมพต ฉินสวัสดิ์พันธุ์¹, สุระ พัฒนเกียรติ¹, พิสุทธิ นาคหมื่นไวย¹,
ศิริสิทธิ์ วงศ์วาสนา¹, ธัญภัทร ศาสตราบุรุษ¹ และ ธรรมรัตน์ พุทธรไทย^{1*}

รับต้นฉบับ: 3 พฤศจิกายน 2568

ฉบับแก้ไข: 1 เมษายน 2569

รับลงพิมพ์: 28 เมษายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ป่าไม้เป็นทรัพยากรธรรมชาติที่มีความสำคัญอย่างยิ่งต่อสิ่งมีชีวิตและเป็นกลไกสำคัญในการรักษาเสถียรภาพและสมดุลของระบบนิเวศ โดยเฉพาะบทบาทในการดูดซับและกักเก็บคาร์บอน การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศและการลดลงของพื้นที่ป่าทั่วโลกจากกิจกรรมของมนุษย์ ทำให้การติดตามประเมินสถานภาพของทรัพยากรป่าไม้มีความสำคัญอย่างยิ่ง มหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี ซึ่งตั้งอยู่ในอำเภอไทรโยค จังหวัดกาญจนบุรี มีพื้นที่ส่วนใหญ่ประมาณ 6,500 ไร่ เป็นป่าผสมผลัดใบเขาหินปูน (Mixed deciduous forest on karst topography) ซึ่งเป็นระบบนิเวศที่มีความเฉพาะตัวสูงและเหมาะสมเพื่อการอนุรักษ์อย่างยั่งยืน งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อ 1) เพื่อประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่และเวลาของสังคมพืช 2) เพื่อประเมินการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างสังคมพืชและการเจริญเติบโต (Growth) ของพืชป่าผสมผลัดใบตลอดช่วงระยะเวลา 10 ปี และ 3) เพื่อจัดทำชั้นข้อมูลเชิงพื้นที่ของป่าผสมผลัดใบ ในมหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี จังหวัดกาญจนบุรี

วิธีการ: การศึกษาเปรียบเทียบข้อมูลโครงสร้างสังคมพืชในอดีต ระหว่างปี พ.ศ. 2557 กับ ปี พ.ศ. 2567 โดยใช้วิธีการวางแปลงสุ่มตัวอย่างขนาด 40 เมตร × 40 เมตร ภายในแปลงถาวรเพื่อเก็บข้อมูลความหลากหลายของชนิดพรรณไม้และลักษณะเชิงปริมาณของพืช เช่น จำนวนชนิดพรรณไม้ และวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) นำข้อมูลมาใช้ในการคำนวณลักษณะเชิงปริมาณที่สำคัญของสังคมพืช ได้แก่ ค่าดัชนีความหลากหลายชนิดตาม Shannon-Wiener Index และ ค่าดัชนีความสำคัญ (Importance Value Index, IVI) ซึ่งคำนวณจากความหนาแน่นสัมพัทธ์ ความเด่นสัมพัทธ์ และความถี่สัมพัทธ์ เพื่อวินิจฉัยสถานภาพของพืช นอกจากนี้ อัตราการเจริญเติบโตของพืชถูกประเมินจากการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย DBH ของต้นไม้เดิมจำนวน 34 ต้น ในช่วง 10 ปี และทดสอบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติด้วยวิธี Paired T-Test สำหรับการประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่ (Spatio-temporal Change) ใช้ข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Landsat-8 ในช่วงเดือนมีนาคม ของปี พ.ศ. 2557 และ พ.ศ. 2567 ซึ่งเป็นช่วงฤดูแล้งเพื่อจำแนกรูปแบบการใช้ที่ดิน และใช้เทคโนโลยีภูมิสารสนเทศ (Geo-informatics technology) ในการแปลความและวิเคราะห์ข้อมูลเพื่อประเมินสัดส่วนของการใช้ที่ดิน มีการ

วิเคราะห์ความแตกต่างของการเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินโดยรวมด้วย Wilcoxon Signed-Rank Test นอกจากนี้ยังมีการใช้ อากาศยานไร้คนขับ (UAVs) เพื่อเก็บภาพถ่ายทางอากาศและสร้างแบบจำลอง 3 มิติ (3D model) ซึ่งเป็นข้อมูลพื้นฐานที่สามารถนำไปใช้ในการประเมินโครงสร้างป่า เช่น ความสูงและความหนาแน่นของเรือนยอดในอนาคต

ผลการศึกษา: ผลการประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่และเวลา พบว่าในช่วงเวลา 10 ปี พื้นที่ป่าผสมผลัดใบ มีขนาดเพิ่มขึ้น 76,640 ตารางเมตร (คิดเป็นร้อยละ 0.72 ของพื้นที่ทั้งหมด) อย่างไรก็ตาม การวิเคราะห์ทางสถิติ โดยใช้ Wilcoxon Signed-Rank Test แสดงให้เห็นว่าการเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินโดยภาพรวมนั้น ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ($p\text{-value} = 0.674$) การที่พื้นที่ป่าเพิ่มขึ้นนี้สะท้อนถึงความสำเร็จของการจัดการพื้นที่ด้วยการป้องกันการบุกรุกของมหาวิทยาลัยฯ ทำให้พื้นที่ป่าไม้ได้รับการฟื้นฟูตามธรรมชาติ พบความหลากหลายของพรรณพืชจำนวน 37 ชนิด มีค่าดัชนีความหลากหลายเท่ากับ 2.94 ซึ่งบ่งชี้ว่าสังคมพืชมีความหลากหลายระดับปานกลาง ชนิดไม้ที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) สูงสุด คือ ปอลาย (*Grewia eriocarpa*) มีค่าเท่ากับร้อยละ 52.67 รองลงมาคือ เปล้าใหญ่ (*Croton roxburghii*) กระพี้จั่น (*Milletia brandisiana*) ปอขาว (*Sterculia pexa*) และชิงชัน (*Dalbergia oliveri*) ด้านการเจริญเติบโตของพืชจากการเปรียบเทียบจากต้นไม้เดิมจำนวน 34 ต้น ในรอบ 10 ปี มีค่าเฉลี่ย DBH เพิ่มขึ้น 8.12 เซนติเมตร โดยมีอัตราการเจริญเติบโตเฉลี่ย 0.812 เซนติเมตร/ปี ผลการทดสอบ Paired T-Test พบว่าค่าเฉลี่ย DBH มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างปี พ.ศ. 2557 และ พ.ศ. 2567 ($p\text{-value} < 0.001$) บ่งชี้ว่าต้นไม้ในพื้นที่ที่มีการเจริญเติบโตอย่างต่อเนื่อง ชนิดไม้ที่มีการเจริญเติบโตมากที่สุดคือ อีเปาะ (*Vitex quinata*) และปอลาย (*Grewia eriocarpa*)

สรุป: งานวิจัยเชิงปริภูมิเวลานี้แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ป่าผสมผลัดใบเขาหินปูนในมหาวิทยาลัยฯ อยู่ในสถานะที่มีการฟื้นตัวและมีอัตราการเจริญเติบโตของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) อย่างต่อเนื่องในช่วงเวลา 10 ปี ซึ่งเป็นผลลัพธ์เชิงบวกจากนโยบายการจัดการพื้นที่ด้วยการป้องกันการบุกรุก แม้ว่าจะมีแนวโน้มการฟื้นตัวที่ดีในเชิงโครงสร้าง แต่สังคมพืชยังคงมีความหลากหลายของชนิดอยู่ในระดับต่ำ ข้อมูลการเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่และโครงสร้างป่าที่ได้นี้จึงเป็นเครื่องมือพื้นฐานที่มีค่าอย่างยิ่งสำหรับมหาวิทยาลัยฯ ในการวางแผนการจัดการทรัพยากรป่าไม้รวมถึงประเมินศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนต่อไป

คำสำคัญ: ป่าผสมผลัดใบ ปริภูมิเวลา อากาศยานไร้คนขับ

¹ คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล อำเภอบึงสามพัน จังหวัดนครปฐม 73170

* ผู้รับผิดชอบบทความ : thamarat.phu@mahidol.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6520>

ORIGINAL ARTICLE

Spatiotemporal Assessment of Plant Community in Mixed Deciduous Forest,**Mahidol University (Kanchanaburi Campus)****Pathomphot Chinsawadphan¹, Sura Pattanakiat¹, Pisut Nakmuenwai¹,
Sirasit Vongvassana¹, Thunyapat Sattraburut¹, and Thamarat Phutthai^{1*}**

Received: 3 November 2025

Revised: 1 April 2026

Accepted: 28 April 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Forests are vital natural resources that support living organisms and serve as key mechanisms for maintaining ecological stability and balance, particularly through their role in carbon sequestration and storage. Global climate change and the reduction of forest areas due to human activities have made monitoring and assessing forest resources critically important. Mahidol University, Kanchanaburi Campus, located in Sai Yok District, Kanchanaburi Province, encompasses approximately 6,500 rai of land, most of which consists of mixed deciduous forest on karst topography—a highly unique ecosystem suitable for sustainable conservation. The main objectives of this study are to: (1) assess the spatiotemporal changes in plant communities, (2) evaluate changes in plant community structure and growth of mixed deciduous forest species over a 10-year period, and (3) develop spatial data layers of the mixed deciduous forest within Mahidol University, Kanchanaburi Campus.

Methodology: This study compared historical data on plant community structure (plant census) from 2014 (B.E. 2557) with current data from 2024 (B.E. 2567). Random sample plots measuring 40 m × 40 m were established within permanent study plots to collect information on species diversity and quantitative plant characteristics, such as species identity and diameter at breast height (DBH). These data were used to calculate key quantitative attributes of the plant community, including the Shannon–Wiener Diversity Index and the Importance Value Index (IVI), which was derived from relative density, relative dominance, and relative frequency to assess the status of the vegetation. Tree growth was evaluated by comparing the mean DBH of 34 previously recorded trees over the 10-year period, with statistical significance tested using a paired t-test. For assessing spatiotemporal changes, Landsat-8 satellite imagery from March 2014 and March 2024, representing the dry season, was used to classify land-use patterns. Geoinformatics technologies were employed to interpret and analyze the data to estimate land-use proportions. Differences in overall land-use change were analyzed using the Wilcoxon Signed-Rank Test. In addition, unmanned aerial vehicles (UAVs) were utilized to capture aerial

photographs and generate three-dimensional (3D) forest structure models. These datasets serve as a foundation for evaluating forest structural attributes such as canopy height and density.

Results: Spatiotemporal Changes: The assessment over a 10-year period revealed that the mixed deciduous forest area (F2) increased by 76,640 m², representing 0.72% of the total area. However, statistical analysis using the Wilcoxon Signed-Rank Test indicated that overall land-use changes were not statistically significant (p-value = 0.674). The observed increase in forest area reflects the effectiveness of land management under the university's supervision, where there has been no agricultural encroachment, unlike in other community forests on karst landscapes in Kanchanaburi Province, allowing for natural forest regeneration. Plant Community Structure and Diversity: The survey identified 37 tree species within the sample plots. The Shannon–Wiener Diversity Index was 2.94, indicating relatively low species diversity. The species with the highest Importance Value Index (IVI) was *Grewia eriocarpa* (52.67), which serves as a dominant species in this area. The top five species in terms of IVI were *Grewia eriocarpa*, *Croton roxburghii*, *Millettia brandisiana*, *Sterculia pexa*, and *Dalbergia oliveri*. Tree Growth: Comparison of 34 previously recorded trees showed an average increase in diameter at breast height (DBH) of 8.12 cm over the 10-year period, corresponding to an average annual growth rate of 0.812 cm/year. Paired t-test results confirmed a statistically significant difference in mean DBH between 2014 (B.E. 2557) and 2024 (B.E. 2567) (p-value<0.001) indicating continuous tree growth within the area. The species with the highest growth was *Vitex quinata*, followed by *Grewia eriocarpa*.

Conclusions: This spatiotemporal study demonstrates that the mixed deciduous forest on karst topography at Mahidol University, Kanchanaburi Campus, is undergoing continuous recovery. A comparison of forest structure data over the 10-year period confirmed that the original trees exhibited statistically significant growth in diameter at breast height (DBH), reflecting positive outcomes from successful land management policies that effectively prevented encroachment. However, despite this encouraging structural recovery, species diversity within the plant community remains low. The data on spatiotemporal changes and forest structure thus provide a valuable baseline tool for the university to plan forest resource management and to assess the potential for sustainable carbon sequestration.

Keywords: Mixed deciduous forest, spatiotemporal, unmanned aerial vehicle

¹ Faculty of Environment and Resource Studies, Mahidol University, 73170 Thailand

*Corresponding author: thamarat.phu@mahidol.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6520>

คำนำ (Introduction)

ปัจจุบันทั่วโลกได้เผชิญกับสถานการณ์การเปลี่ยนแปลงของสภาพภูมิอากาศ ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศทั้งระบบ การคาดการณ์ปี 2050 (พ.ศ. 2593) แสดงให้เห็นว่าป่าไม้และระบบนิเวศของโลกจะปล่อยคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าที่มันสามารถจะดูดซับได้ เป็นเหตุให้อุณหภูมิโลกที่สูงขึ้น ส่งผลโดยตรงต่อสิ่งมีชีวิตทั้งปวง ไม่ว่าจะเป็นพืช และสัตว์ และสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ รวมถึงมนุษย์โลก ป่าไม้จึงมีบทบาทสำคัญต่อการรักษาเสถียรภาพธรรมชาติและระบบนิเวศอย่างมาก โดยการดูดซับและการกักเก็บคาร์บอน (UNEP, 2010) นอกจากนี้ การเปลี่ยนแปลงที่ดินในพื้นที่ป่าไม้มีแนวโน้มลดลงอย่างต่อเนื่อง ซึ่งปรากฏให้เห็นในลักษณะความเสื่อมโทรมของทรัพยากรป่าไม้ โดยเมื่อจำนวนประชากรเพิ่มขึ้น ความต้องการใช้ประโยชน์ ที่ดินเพื่อปลูกสร้างที่อยู่อาศัยและที่ดินทำกินสูงขึ้น มีส่วนทำให้ประชาชนเข้าไปบุกรุกพื้นที่ป่าไม้ แผลวถางป่า หรือเผาป่าทำไร่เลื่อนลอย ซึ่งเป็นผลให้พื้นที่ป่าไม้ลดลงอย่างต่อเนื่อง ทำให้สัตว์ป่าและพรรณพืชหลายชนิดใกล้สูญพันธุ์

มหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี ตั้งอยู่ในตำบลลุ่มสุ่ม อำเภอไทรโยค จังหวัดกาญจนบุรี มีพื้นที่ทั้งหมด 10,720,000 ตารางเมตร หรือประมาณ 6,700 ไร่ พื้นที่ส่วนใหญ่มีสภาพที่เป็นป่า 10,508,734 ตารางเมตร ประมาณ 6,500 ไร่ มีพื้นที่อาคารจำนวน 21,843 ตารางเมตร หรือประมาณ 13.65 ไร่ พื้นที่มหาวิทยาลัยฯ อยู่ใกล้เคียง

กับพื้นที่ป่าภูมิภาคตะวันตก (Mahidol University, Kanchanaburi Campus, 2022)

ป่าไม้ภายในมหาวิทยาลัยฯ เป็นป่าผสมผลัดใบเขาหินปูน (Mixed deciduous forest on karst topography) มีลักษณะเป็นป่าโปร่ง มีพรรณไม้ขนาดใหญ่ ขนาดกลาง และขนาดเล็กปะปนกัน พบในพื้นที่ที่มีระดับความสูง 50 - 800 เมตรจากระดับน้ำทะเล ปริมาณน้ำฝนอยู่ในช่วง 1,200-1,600 มิลลิเมตรต่อปี มีช่วงที่ฤดูฝนทั้งช่วง 4 เดือนเป็นอย่างต่ำและมีปริมาณน้ำฝนค่อนข้างน้อย ในช่วงฤดูแล้งต้นไม้อาจจะมีการผลัดใบทำให้เรือนยอดดูโปร่ง (Thamarat & Pakorn, 2014) โดยทางมหาวิทยาลัยฯ ได้มีการก่อตั้งพิพิธภัณฑ์พืช “MUKA” เพื่อเป็นแหล่งเรียนรู้และจัดแสดงข้อมูลพรรณไม้ ในแถบภาคตะวันตกที่ใหญ่ที่สุดที่รวบรวมข้อมูลเพื่อให้นักเรียนนักศึกษาและประชาชนทั่วไปได้เข้ามาศึกษาและเรียนรู้ และวิจัยของนักวิจัยทั้งในและต่างประเทศ จากนโยบายของมหาวิทยาลัยมหิดลที่คำนึงถึงการอนุรักษ์ ฟื้นฟู และสนับสนุนการใช้ประโยชน์จากระบบนิเวศทางบก (SDG15 Life on Land) รวมทั้งอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพ โดยเฉพาะ พรรณพืชและสัตว์ชนิดที่หายาก และใกล้สูญพันธุ์ พิพิธภัณฑ์พืชนี้จึงเป็นหนึ่งในสถานที่จัดเก็บรวบรวมตัวอย่างพรรณพืชเพื่อใช้เป็นฐานข้อมูลสำคัญของภูมิภาคตะวันตก โดยเฉพาะเป็นแหล่งรวบรวมพรรณพืชที่ค้นพบครั้งแรกของโลกในระบบนิเวศเขาหินปูนซึ่งเป็นลักษณะเฉพาะของภูมิภาคตะวันตก รวมถึงหากสามารถประเมินถึงการเปลี่ยนแปลงปริภูมิเวลาของสังคมพืช

(Spatiotemporal assessment of plant community) จากการประยุกต์ใช้เทคโนโลยีภูมิสารสนเทศ (Geoinformatics technology) เป็นอีกเทคโนโลยีหนึ่งที่สำคัญในปัจจุบัน เนื่องจากประกอบด้วย การรับรู้ระยะไกล (Remote sensing; RS) ระบบสารสนเทศภูมิศาสตร์ (Geographic information system; GIS) และระบบดาวเทียมกำหนดพิกัดโลก (Global navigation satellite system) ที่ทำให้ทราบถึงการเปลี่ยนแปลงปริภูมิเวลาได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Sura, 2003) การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อติดตามการเปลี่ยนแปลงปริภูมิเวลาของป่าผสมผลัดใบ

มหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี ในช่วงเวลา 10 ปี ระหว่าง พ.ศ.2557 และปี พ.ศ. 2567 โดยมีกรอบแนวคิดในการประยุกต์ใช้ข้อมูลภาคสนามร่วมกับการใช้เทคโนโลยีภูมิสารสนเทศในการแปลความ วิเคราะห์ข้อมูลจากภาพถ่ายดาวเทียม และภาพจากอากาศยานไร้คนขับ (UAV หรือ drone) เพื่อช่วยให้ได้ข้อมูลที่ถูกต้องและแม่นยำมากขึ้น (Figure 1) รวมถึงนำองค์ความรู้ที่ได้มาพัฒนาต่อยอดเพื่อการอนุรักษ์และการจัดการทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมต่อไป

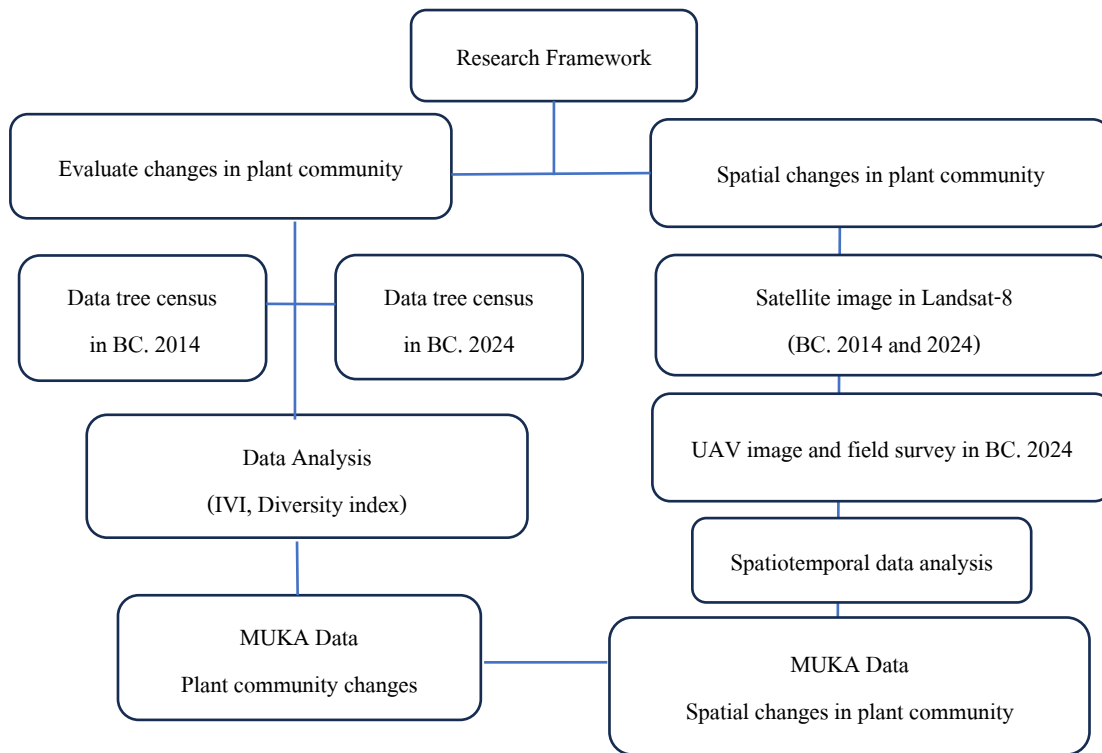


Figure 1 Research conceptual framework in this study.

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

ใช้แปลงถาวรป่าผสมผลัดใบ ภายในมหาวิทยาลัยมหิดล วิทยาเขตกาญจนบุรี (Figure 2)

พื้นที่ส่วนใหญ่ยังคงมีสภาพเป็นป่าสมบูรณ์และป่ารุ่นที่สอง (10,508,734 ตารางเมตร) ขณะที่พื้นที่อาคารเท่ากับ 21,843 ตารางเมตร (Mahidol University, 2022)

2. อุปกรณ์

อุปกรณ์ที่ใช้ในภาคสนาม คือ ตลับเมตร GPS เทปวัดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก เครื่องมือวัดการปกคลุมเรือนยอด (Spherical densiometer) ภาพถ่ายดาวเทียม Land Sat 8 ช่วงเดือนมีนาคม ปี พ . ศ . 2557 และ พ . ศ . 2567 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) และอากาศยานไร้คนขับ (drone) ซอฟต์แวร์วิเคราะห์ข้อมูล คือ Google Earth Pro ArcGIS Google Earth Engine Pix4D Mapper และ DJI TERRA

3 การเก็บข้อมูล (Data collection)

1) วางแปลงตัวอย่างสี่เหลี่ยมจัตุรัส ขนาด

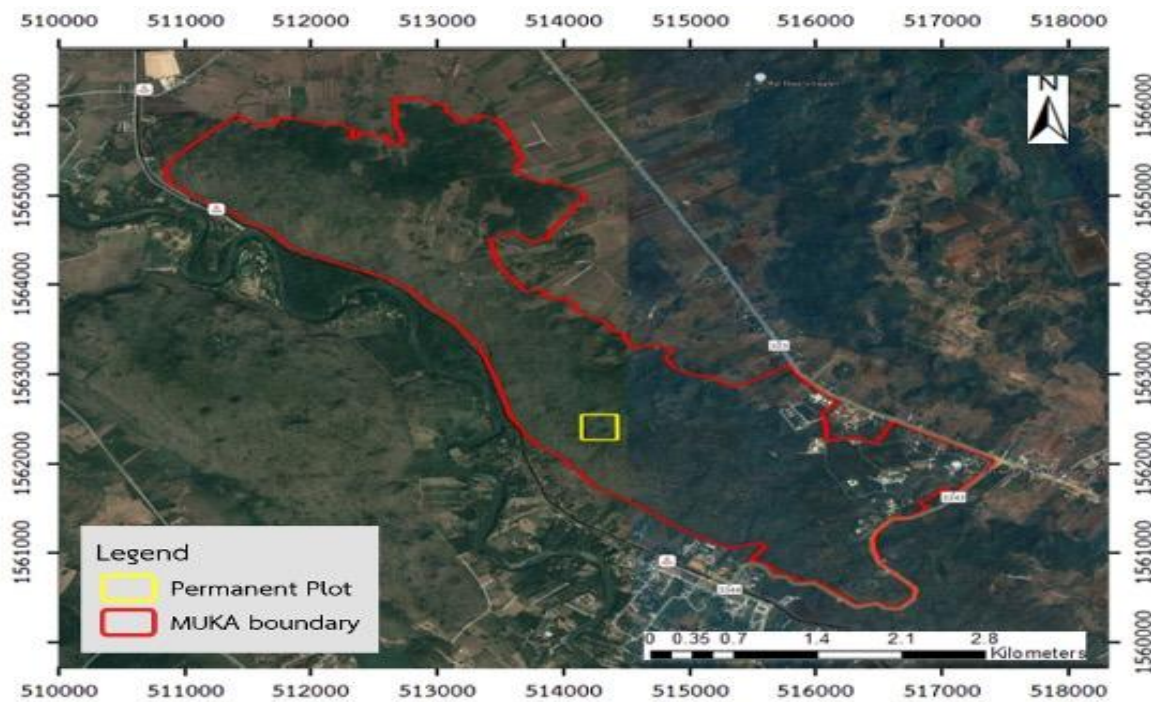


Figure 2 The study area inside Mahidol University-Kanchanaburi campus.

2) ภายในแปลงขนาด 40 เมตร x 40 เมตร แบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10 เมตร x 10 เมตร จำนวน 16 แปลงย่อย แล้วแบ่งแปลงย่อยขนาด 4 เมตร x 4 เมตร และ ขนาด 1 เมตร x 1 เมตร บริเวณ

40 เมตร x 40 เมตร จำนวน 1 แปลง (Figure 3) ปรับปรุงตามวิธีการของ Curtis, *et. al.* (2005) เนื่องจากสามารถวางแปลงได้ง่าย ใช้ได้ในพื้นที่ที่มีความลาดชันสูง และเป็นรูปแบบแปลงตัวอย่างที่นิยมใช้ในการศึกษานิเวศวิทยาป่าไม้ เพื่อใช้สำรวจโครงสร้างป่า การประเมินผลผลิต อัตราการเติบโตของต้นไม้ในป่า รวมถึงการศึกษามวลชีวภาพตามสมการแอลโลเมตริกของ Ogawa, *et.al* (1965) รวมถึงใช้โปรแกรม Google Earth Pro ในการทำแผนที่ระดับความสูงของแปลงตัวอย่าง พร้อมการลงตำแหน่งพิกัดของต้นไม้เพื่อตรวจสอบและเก็บข้อมูลในครั้งต่อไป

มุมแปลง เพื่อทำการสำรวจพรรณไม้ในแปลงย่อยด้วยการวัดขนาดต้นไม้และจำแนกชนิดพืชทุกวิสัยในระดับไม้ใหญ่ (Tree) คือ ไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) ที่ระดับ 1.30 เมตร

มากกว่าหรือเท่ากับ 4.5 เซนติเมตร ลูกไม้ (Sapling) คือ ไม้ที่มี DBH น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร และสูงมากกว่า 1.30 เมตร และ กกล้าไม้ (Seedling) คือไม้ที่มีความสูงน้อยกว่า 1.3 เมตร โดยทำการสำรวจในแปลงย่อยขนาด 10 เมตร x 10 เมตร,

4 เมตร x 4 เมตร และ 1 เมตร x 1 เมตร ตามลำดับ สำหรับการระบุวิสัย ได้แก่ ไม้ต้น (Tree) ไม้ต้นขนาดเล็ก (Shrubby tree) และ ไม้พุ่ม (Shrub) พร้อมตรวจสอบตามรายชื่อชนิดไม้และระบุวิสัย โดยอ้างอิงตาม Smitinand (2014)

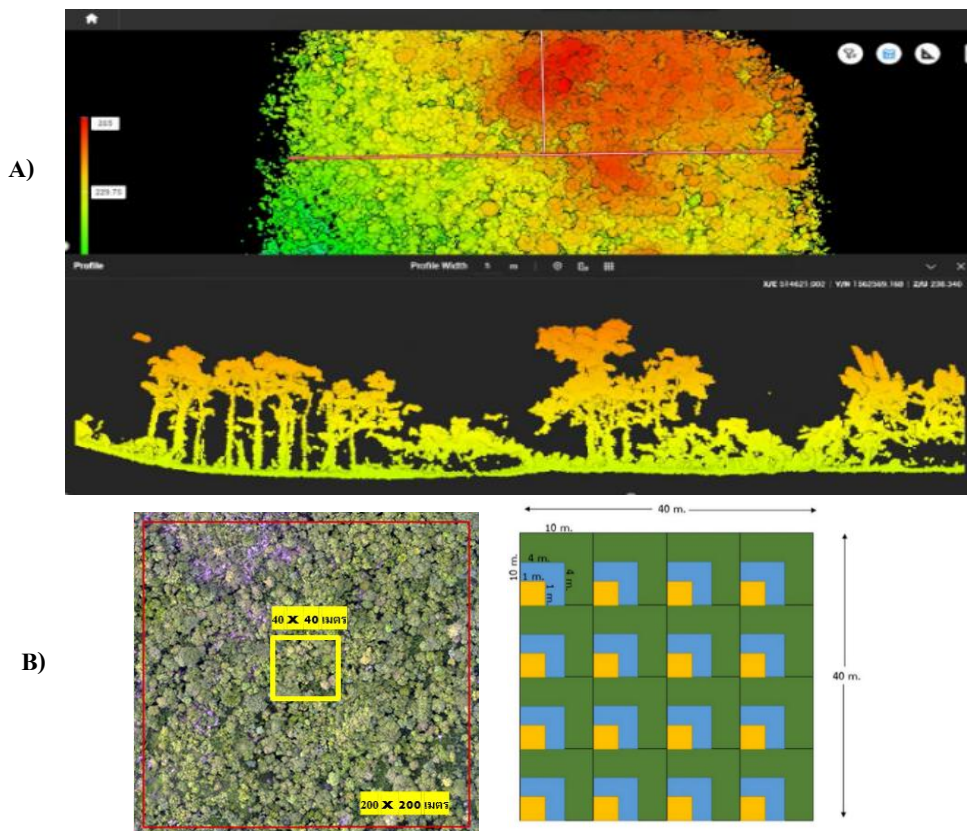


Figure 3 (A) the 3D of forest structure from LiDAR, and (B) sample plot, 40 m × 40 m, in the permanent plot.

นอกจากนี้ ในการสำรวจในพื้นที่ที่ไม่ปรากฏสภาพสังคมพืช หรือหากบริเวณพื้นที่ศึกษาที่เป็นเขตพื้นที่ป่าไม้แต่ไม่มีสภาพป่าไม้หลงเหลืออยู่ จะใช้วิธีการสำรวจ รวบรวม และบันทึกข้อมูลชนิดของไม้ใหญ่ ลูกไม้ กกล้าไม้ รวมทั้งไม้ชนิดอื่น ๆ ที่พบภายในพื้นที่ศึกษา รวมทั้งตรวจสอบสภาพการใช้ประโยชน์ที่ดินในปัจจุบัน (Land use inventory) เพื่อนำมาประกอบการวิเคราะห์และประเมินผลกระทบสิ่งแวดล้อมทั้งนี้จะกำหนดจุดสำรวจเพื่อ

เป็นตัวแทนสำหรับอธิบายสภาพสังคมพืชประเภทต่าง ๆ ที่ปรากฏในพื้นที่โครงการการรวบรวมข้อมูล โดยบันทึกรายละเอียด และข้อมูลต่าง ๆ เพื่อประกอบการอธิบายลักษณะทางนิเวศวิทยา ลงในตารางบันทึกข้อมูลสำรวจ ซึ่งมีรายละเอียดเกี่ยวกับสภาพป่าไม้ สภาพพื้นที่ ตำแหน่งที่ตั้ง การใช้ประโยชน์ที่ดิน ชนิดป่า (Forest type) รวมทั้งลักษณะอื่น ๆ ทางนิเวศวิทยาของป่า รวมถึงทำการถ่ายภาพสภาพสังคมพืชประกอบด้วย

4. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

1) ดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (Importance value index, IVI) คำนวณได้จาก การหาความหนาแน่น (Density, D) ความเด่นด้านพื้นที่หน้าตัด (Dominance, Do) และความถี่ (Frequency, F) จากนั้นหาค่าความสัมพันธ์ของทั้งสามค่า คือ ความหนาแน่นสัมพันธ์ (Relative density, RD) ความเด่นสัมพันธ์ (Relative dominance, RDo) และความถี่สัมพันธ์ (Relative frequency, RF) ผลรวมของค่าความสัมพันธ์ทั้งสามคือ ดัชนีค่าความสำคัญของชนิดไม้ (Marod & Kutintara, 2009)

2) ดัชนีความหลากหลาย (Diversity index) เป็นค่าที่ใช้ในการประมาณความหลากหลายของสิ่งมีชีวิต พิจารณาทั้งจากความมากชนิดที่พบ (Species richness) และความสม่ำเสมอของชนิด (Species evenness) หรือสัดส่วนของจำนวนตัวต่อละชนิดต่อจำนวนที่พบทั้งหมด อ้างตามดัชนีของ Shannon-Wiener index (Kreb, 1972)

3) การวิเคราะห์ปริภูมิเวลา (Spatiotemporal analysis)

3.1) การเตรียมข้อมูล (Data preparation)

ใช้ข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียม Landsat-8 ในปี พ.ศ.2557 และ พ.ศ. 2567 เพื่อให้สอดคล้องกับข้อมูลการใช้ที่ดินของหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ กรมพัฒนาที่ดิน กรมป่าไม้ และ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช โดยทำการดาวน์โหลดข้อมูลดาวเทียมจาก กรมสำรวจธรณีวิทยาแห่งสหรัฐอเมริกา (United States Geological Survey,

USGS) ที่เว็บไซต์ <https://earthexplorer.usgs.gov/> ภาพดาวเทียมที่ใช้ต้องเป็นภาพที่ปราศจากเมฆ โดยมีการปรับแก้เชิงรังสี (Radiometric correction) และการเน้นความคมชัดข้อมูลภาพ (Image enhancement) (GISTDA, 2009)

3.2) การเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าผสมผลัดใบ ทำการประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่เพื่อทราบสัดส่วนของการใช้ที่ดิน ใน 2 ช่วงเวลา คือ มีนาคม พ.ศ. 2557 และ มีนาคม พ.ศ. 2567 จากนั้นทำการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินรูปแบบต่าง ๆ ระหว่างช่วงเวลาของพื้นที่ป่าผสมผลัดใบ

3.3) การประเมินค่าความถูกต้อง (Accuracy assessment) ผลการจำแนกข้อมูลสิ่งปกคลุมดินทั้งสองช่วงเวลา ถูกตรวจสอบความถูกต้องอ้างอิงกับข้อมูลภาพถ่ายดาวเทียมความละเอียดสูงในช่วงเวลาเดียวกัน ส่วนผลการจำแนกปี พ.ศ. 2567 ตรวจสอบความถูกต้องโดยอ้างอิงกับข้อมูลสำรวจภาคสนามและภาพถ่ายทางอากาศ

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. โครงสร้างและองค์ประกอบพรรณไม้

ความหลากหลายพรรณพืชในป่าผสมผลัดใบเขาหินปูน ตามดัชนี Shannon-Wiener index มีค่าในระดับปานกลาง ($H' = 2.94$) แต่เมื่อพิจารณาจำนวนชนิดที่พบค่อนข้างต่ำ (37 ชนิด) ชนิดที่มีค่าดัชนีค่าความสำคัญ (IVI) 5 อันดับแรก คือ ปอลาย (*Grewia eriocarpa*) เปล้าใหญ่ (*Croton roxburghii*) กระพี้จั่น (*Millettia brandisiana*) ปอขาว (*Sterculia pexa*) และชิงชัน (*Dalbergia oliveri*) ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table 1)

Table 1 Some dominance species in mixed deciduous forest based on important value index (IVI, %) that related on quantitative value of density (D, individual/ha), frequency (F, %), dominance in basal area (Do, m².ha⁻¹), relative density (RD, %), relative frequency (RF, %) and relative dominance (RDo, %), respectively.

Scientific Name	D	F	Do	RD	RF	RDo	IVI
<i>Grewia eriocarpa</i>	90.00	0.44	0.28	13.04	13.46	26.16	52.67
<i>Croton roxburghii</i>	110.00	0.44	0.08	15.94	13.46	7.24	36.64
<i>Millettia brandisiana</i>	100.00	0.25	0.08	14.49	7.69	7.70	29.88
<i>Sterculia pexa</i>	30.00	0.19	0.12	4.35	5.77	11.47	21.58
<i>Dalbergia oliveri</i>	30.00	0.13	0.05	4.35	3.85	4.60	12.80
<i>Zollingeria dongnaiensis</i>	20.00	0.13	0.05	2.90	3.85	4.20	10.94
<i>Vitex limonifolia</i>	20.00	0.13	0.04	2.90	3.85	3.97	10.72
<i>Syzygium cumini</i>	20.00	0.13	0.04	2.90	3.85	3.65	10.40
<i>Albizia odoratissima</i>	20.00	0.13	0.03	2.90	3.85	2.77	9.51
<i>Albizia lebbek</i>	10.00	0.06	0.06	1.45	1.92	5.85	9.22
<i>Vitex quinata</i>	10.00	0.06	0.06	1.45	1.92	5.17	8.54
<i>Garuga pinnata</i>	20.00	0.13	0.02	2.90	3.85	1.42	8.17
<i>Fernandoa adenophylla</i>	20.00	0.13	0.01	2.90	3.85	0.90	7.65
<i>Xylia xylocarpa</i>	20.00	0.06	0.02	2.90	1.92	2.16	6.98
<i>Polyalthia cerasoides</i>	20.00	0.06	0.02	2.90	1.92	1.67	6.50
<i>Phyllanthus emblica</i>	20.00	0.06	0.01	2.90	1.92	1.28	6.10
<i>Sisyrolepis muricata</i>	10.00	0.06	0.03	1.45	1.92	2.59	5.96
<i>Lagerstroemia balansae</i>	20.00	0.06	0.01	2.90	1.92	0.56	5.38
<i>Homalium tomentosum</i>	10.00	0.06	0.02	1.45	1.92	1.87	5.24
<i>Lagerstroemia venusta</i>	10.00	0.06	0.01	1.45	1.92	0.86	4.23
<i>Bridelia ovata</i>	10.00	0.06	0.01	1.45	1.92	0.82	4.20
<i>Spondias pinnata</i>	10.00	0.06	0.01	1.45	1.92	0.73	4.10
<i>Millingtonia hortensis</i>	10.00	0.06	0.01	1.45	1.92	0.67	4.04
<i>Artocarpus lacucha</i>	10.00	0.06	0.01	1.45	1.92	0.54	3.92
<i>Sphaeranthus africanus</i>	10.00	0.06	0.00	1.45	1.92	0.44	3.81
<i>Terminalia nigrovenulosa</i>	10.00	0.06	0.00	1.45	1.92	0.30	3.68
<i>Senna garrettiana</i>	10.00	0.06	0.00	1.45	1.92	0.21	3.58
<i>Melientha suavis</i>	10.00	0.06	0.00	1.45	1.92	0.19	3.57
Total	690.00	3.25	1.074	100.00	100.00	100.00	300

เมื่อเปรียบเทียบกับข้อมูลดัชนีความสำคัญของพรรณไม้ปี พ.ศ. 2557 พบว่า ปอลาย (*Grewia eriocarpa*) มีค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุดเช่นกัน (IVI = 35.83 %) สอดคล้องกับรายงานการศึกษา นิเวศวิทยาป่าไม้บริเวณพื้นที่โครงการอุทยานธรรมชาติวิทยาอันเนื่องมาจากพระราชดำริ อำเภอสวนผึ้ง จังหวัดราชบุรี ที่พบว่า ปอลาย (*Grewia eriocarpa*) เป็นชนิดไม้เด่นตามดัชนีความสำคัญเช่นกัน อย่างไรก็ตาม ชนิดไม้นี้ถือว่าเป็นชนิดไม้เบิกนำ ที่ตั้งตัวได้ดีในพื้นที่เปิดโล่งหรืออยู่ระหว่างการฟื้นฟู (Wichan, 2022) ซึ่งสถานภาพของปอลาย ตามการจำแนกของ IUCN Red List มีสถานภาพเป็นกังวลน้อยที่สุด (Least concern) (Plant of the World Online, 2023)

การเจริญเติบโต (Growth) ของต้นไม้ในป่าผสมผลัดใบเมื่อเปรียบเทียบข้อมูลการเจริญเติบโตของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) ของข้อมูลสำมะโนประชากรต้นไม้เดิมในปี พ.ศ. 2557 (จำนวน 34 ต้น) กับการสำรวจแปลงสุ่มตัวอย่างข้อมูลต้นไม้ ปี พ.ศ. 2567 ระยะเวลา 10 ปี พบว่าค่าเฉลี่ยของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) เพิ่มขึ้น 8.12 เซนติเมตร

เมื่อทดสอบ Paired T-Test เปรียบเทียบค่าเฉลี่ย DBH ปี 2557 และ 2567 ของต้นไม้เดิม ค่า $t\text{-statistic} = 6.75$ $p\text{-value} = 1.09 \times 10^{-7}$ มีความแตกต่างของค่าเฉลี่ย DBH ระหว่างปี พ.ศ. 2557 และ 2567 อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยต้นที่มีการเจริญเติบโตมากที่สุด ได้แก่ ต้น T-050304 อีแปะ (*Vitex quinata*) เส้นผ่านศูนย์กลางเพิ่มขึ้น 25.6 เซนติเมตร รองลงมาต้น T-030313 ปอลาย เส้นผ่านศูนย์กลางเพิ่มขึ้น 25.2 เซนติเมตร และต้นที่มีการเติบโตน้อยที่สุดคือ ต้น T-030369 แคนหาง่าง (*Fernandoa adenophylla*) ซึ่งมีขนาดผ่านศูนย์กลางเท่าเดิม (Figure 4) จากผลการศึกษาพบว่าอัตราการเพิ่มของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH) เฉลี่ย 0.812 ซม./ปี ถือว่าอยู่ในช่วงปานกลางถึงค่อนข้างสูง เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยภายในป่าผสมผลัดใบ (Mixed deciduous forest) ของประเทศไทยและเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ ซึ่งมีรายงานอัตราการเพิ่ม DBH อยู่ระหว่าง 0.3 – 0.8 ซม./ปี ขึ้นอยู่กับชนิดไม้ อายุป่า และสภาพแวดล้อม (Ogawa *et al.*, 1965; Baker *et al.*, 2003; Chave *et al.*, 2008)

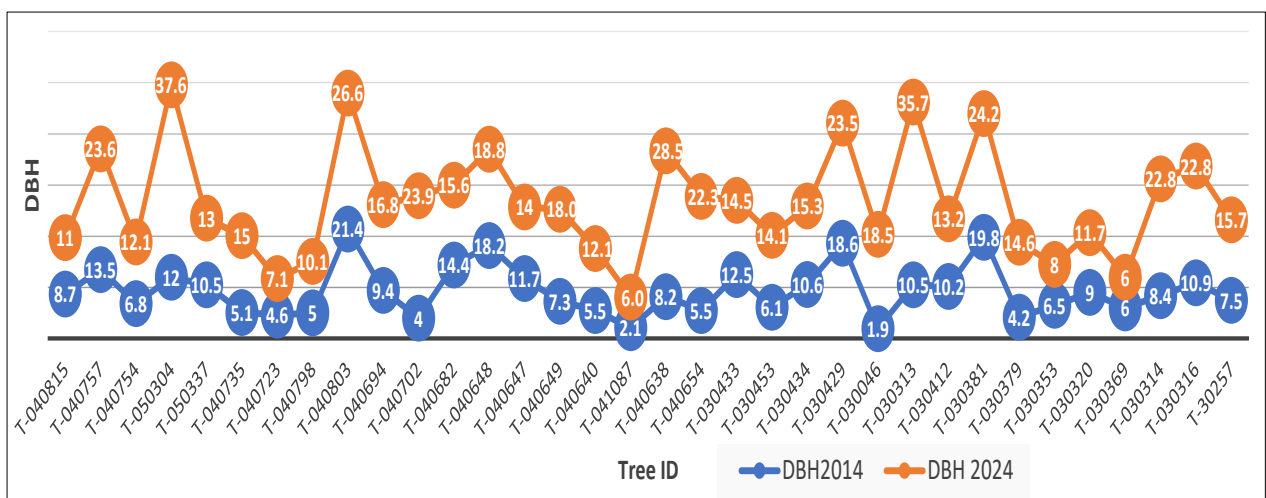


Figure 4 The comparison of tree diameters at breast height (DBH) between 2014 (B.E. 2557) and 2024

เมื่อเปรียบเทียบกับพื้นที่ป่าธรรมชาติที่มีการรบกวนน้อย เช่น ป่าดิบแล้งหรือป่าดิบชื้น พบว่าอัตราการเติบโตในพื้นที่ศึกษานี้มีแนวโน้มสูงกว่าหรือใกล้เคียง ซึ่งสะท้อนถึงลักษณะป่าผสมผลัดใบที่มีแสงส่องถึงพื้นป่ามากกว่า ช่วยทำให้การสังเคราะห์แสงและสะสมชีวมวลเกิดขึ้นได้เร็วกว่า (Whitmore, 1998; Chazdon, 2014) อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบกับป่าฟื้นฟู (Secondary forest) พบว่าอัตราการเติบโตระดับ ~0.8 ซม./ปี อาจถือได้ว่าไม่สูงมาก เนื่องจากในป่าฟื้นฟูระยะเริ่มแรกมักมีอัตราการเติบโตสูงกว่า (1.0–1.5 ซม./ปี) ที่อาจเกิดจากการแก่งแย่งอาหารระหว่างชนิดสูง (Poorter *et al.*, 2016) ผลที่ได้จากการศึกษาสะท้อนให้เห็นว่า โครงสร้างป่าอยู่ในระยะกลางของการทดแทน (Mid-successional stage) จากการการขึ้นร่วมกันของพันธุ์ไม้เบิกนำ (Pioneer species) และไม้ดั้งเดิม (Climax species) เช่น ปอแก่นเทา (*Grewia eriocarpa*) และอีแปะ (*Vitex quinata*) มีอัตราการเพิ่ม DBH สูง ตามลักษณะของชนิดไม้เบิกนำ ขณะที่ชนิดดั้งเดิม เช่น แคนหาง่าง (*Fernandoa adenophylla*) มีการเติบโตต่ำ อาจเนื่องจากการจัดสรรพลังงานไปยังโครงสร้างอื่น หรือได้รับผลกระทบจากการไม้เบิกนำ (King *et al.*, 2006)

ดังนั้น แม้อัตราการเติบโตที่พบมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) และสะท้อนการเพิ่มขึ้นของขนาดต้นไม้ในช่วงเวลา 10 ปี แต่การตีความว่า “ดี” หรือ “สูง” อาจจำเป็นต้องพิจารณาพร้อมกับบริบทชนิดป่า ระยะการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของสังคมพืช รวมถึงปัจจัยแวดล้อม

เฉพาะพื้นที่ เช่น สมบัติดินและธาตุอาหาร ซึ่งมีผลต่อการสะสมชีวมวลโดยตรง ปริมาณน้ำฝนที่ส่งผลต่อการเจริญเติบโต หรือปัจจัยการรบกวนอื่น ๆ เช่น ไฟป่า หรือการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดิน เป็นต้น

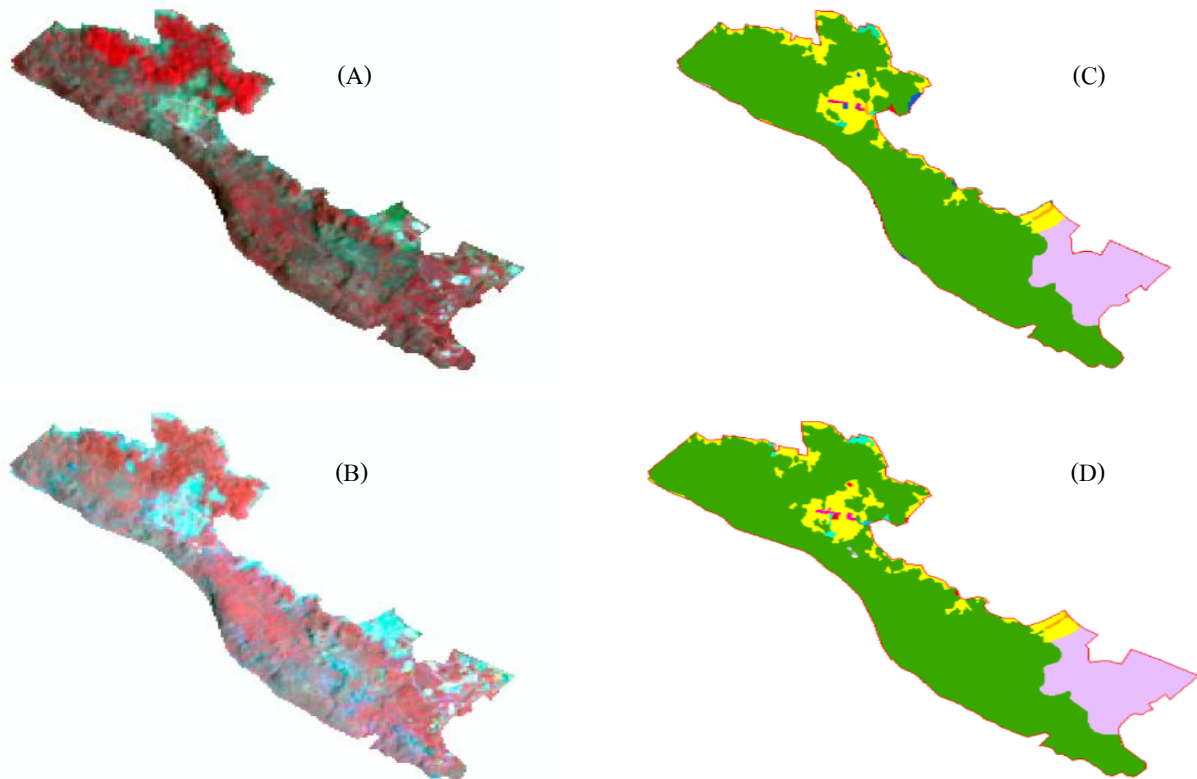
2 การเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าผสมผลัดใบ

การเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินของพื้นที่ป่าผสมผลัดใบ ภายในมหาวิทยาลัยฯ ระหว่างปี พ.ศ. 2557 และ ปี พ.ศ. 2567 พบว่าป่าผสมผลัดใบมีพื้นที่เพิ่มขึ้น 76,640 ตารางเมตร รองลงมาคือพื้นที่ไม้ยืนต้นและพื้นที่พืชไร่ เพิ่มขึ้น 21,680 และ 11,600 ตารางเมตร ตามลำดับ ส่วนพื้นที่ที่มีขนาดลดลง ได้แก่ พื้นที่ทุ่งหญ้าและป่าละเมาะ ลดลง 26,800 ตารางเมตร รองลงมาคือ พื้นที่พืชสวนและพื้นที่ไม้ดอกไม้ประดับ ลดลง 20,416 และ 6,992 ตารางเมตร ตามลำดับ (Table 2 and Figure 5) แต่เมื่อทดสอบการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินแล้ว ไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% จากการทดสอบ Wilcoxon Signed-Rank Test ค่าสถิติ 15.0 ค่า $p\text{-value} = 0.674$

เมื่อเปรียบเทียบกับการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินในป่าชุมชนเขาหินปูน จังหวัดกาญจนบุรี พบว่า ส่วนใหญ่มีขนาดพื้นที่ป่าผสมผลัดใบลดลง แต่พื้นที่เกษตรกรรมเพิ่มขึ้น (Sriboonruang, *et al.*, 2018) แตกต่างจากพื้นที่ป่าผสมผลัดใบภายในมหาวิทยาลัยฯ เนื่องจากมีมาตรการในการดูแลและป้องกัน จึงไม่มีการบุกรุกมาทำการเกษตรในพื้นที่ ทำให้มีพื้นที่ป่าไม้เพิ่มขึ้นเนื่องจากการฟื้นตัวของชนิดไม้ทั้งกลุ่มพรรณไม้เบิกนำ (Pioneer species) และไม้ดั้งเดิม (Climax species)

Table 2 Results of land-use change assessment between BC. 2014 and BC. 2024.

LU CODE	Land-Use Type	Land-Use Area in 2014 (m ²)		Land-Use Change (m ²)
		2014	2024	
A2	Field crops	993,152	1,004,752	11,600
A3	Trees	49,088	70,768	21,680
A4	Horticultural crops	32,848	12,416	-20,416
A5	Ornamental plants	6,992	0	-6,992
F2	Deciduous forest	7,997,120	8,073,760	76,640
M1	Grasslands and scrubs	46,432	19,616	-26,800
U2	Village	18,272	23,152	4,880
U3	Campus area	1,507,968	1,507,968	0.00
U4	Roads	496	496	0.00
U6	Recreational area	5,152	5,952	784

**Figure 5** Map derived from satellite imagery Landsat 8 False color in 2014 (A) and 2024 (B), and land-use map calibrated using satellite imagery data in 2014 (C) and 2024 (D), respectively.

แม้ว่าพื้นที่ป่าผสมผลัดใบหลายแห่งในประเทศไทย จะอยู่ภายใต้สถานะพื้นที่คุ้มครอง แต่ยังคงพบการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินอย่างต่อเนื่อง โดยเฉพาะ การเปลี่ยนจากพื้นที่ป่าไปเป็นพื้นที่เกษตรกรรม หรือใช้ประโยชน์รูปแบบอื่น ซึ่งสอดคล้องกับ แนวโน้มในระดับประเทศและภูมิภาคเอเชีย ตะวันออกเฉียงใต้ โดยมีแรงขับเคลื่อนหลักจาก ความต้องการใช้ที่ดินเพื่อเศรษฐกิจตามการเพิ่มขึ้น ของประชากรและการขยายตัวของโครงสร้าง พื้นฐาน (Lambin *et al.*, 2003; Geist & Lambin, 2002; Curtis *et al.*, 2018) แม้แต่ในพื้นที่คุ้มครองก็ ยังพบการสูญเสียพื้นที่ป่า เนื่องจากข้อจำกัดด้าน การบริหารจัดการ การบังคับใช้กฎหมาย และแรง กดดันจากชุมชนโดยรอบ (Joppa & Pfaff, 2011; Geldmann *et al.*, 2019) สอดคล้องกับรายงานของ Kamyo *et al.* (2016) ที่ศึกษาการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินในพื้นที่ต้นน้ำแม่กลอง จังหวัดกาญจนบุรี พบว่าเมื่อทำการป้องกันและหยุดรบกวนในพื้นที่ไร้งั้น พื้นที่ป่าเสื่อมโทรมสามารถฟื้นตัวกลับเป็นป่า ที่มีความหลากหลายชนิดพืชเพิ่มมากขึ้นตามกระบวนการ ทดแทนทางธรรมชาติ เช่นเดียวกับป่าผสมผลัดใบ เขาคันทรงภายในมหาวิทยาลัยฯ ซึ่งยังคงอยู่ในระยะ การทดแทนช่วงแรกถึงช่วงกลาง (Early to intermediate stage) เนื่องจากไม้เด่นส่วนใหญ่ยังคง เป็นกลุ่มไม้เบิกน้ำ เช่น เปล้าใหญ่ และปอขาว ขึ้น ร่วมกับไม้ดั้งเดิมในป่าผสมผลัดใบ เช่น ชิงชัน และ กระพี้จั่น กระบวนการฟื้นตัวนี้จำเป็นต้องอาศัย กลไกการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติ โดยเฉพาะ ความชื้นหรือไฟป่าที่มีบทบาทสำคัญต่อการงอก

และการรอดชีวิตของกล้าไม้ในป่าผลัดใบ (Marod *et al.*, 2002) แม้ว่าในด้านโครงสร้างป่านั้นมีการฟื้น ตัวที่คิดแต่พบว่าจำนวนชนิดที่ปรากฏค่อนข้างต่ำ ซึ่ง อาจเป็นข้อจำกัดเฉพาะของระบบนิเวศเขาคันทรง (Karst topography) ที่มีความแปรปรวนและสภาพ ปัจจัยแวดล้อมที่รุนแรง (Thamarat & Pakorn, 2014) สถานะการคุ้มครองพื้นที่เพียงอย่างเดียวจึง ไม่สามารถป้องกันการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินได้ อย่างสมบูรณ์ สอดคล้องกับการจัดการและดูแลของ มหาวิทยาลัยฯ ด้วยการจัดการพื้นที่อย่างเข้มงวด และการลดแรงกดดันจากการใช้ประโยชน์ที่ดินจึง นับว่าเป็นกลยุทธ์สำคัญที่ช่วยให้การคงอยู่และการ ฟื้นตัวป่าเพิ่มขึ้นอย่างชัดเจน อย่างไรก็ตาม พื้นที่ป่า ที่ถูกบุกรุกจนปัจจัยแวดล้อมเปลี่ยนไปจากเดิมมาก หากมีการปล่อยให้ฟื้นตัวตามธรรมชาติ (Natural regeneration) อาจต้องใช้ระยะเวลาฟื้นฟูโครงสร้าง ระบบนิเวศที่ค่อนข้างยาวนาน และมักไม่สามารถ กลับคืนสู่สภาพป่าดั้งเดิมได้สมบูรณ์ โดยเฉพาะใน ด้านความหลากหลายทางชีวภาพและการกักเก็บ คาร์บอนของสังคมพืช การช่วยลดขั้นตอนด้วยการ ปลูกชนิดที่เหมาะสมเพื่อเป็นไม้พี่เลี้ยงในช่วงแรก จึงยังคงมีความจำเป็นต้องใช้ (FORRU, 2005; Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016)

สรุป (Conclusion)

การเปลี่ยนแปลงเชิงพื้นที่ของป่าผสมผลัดใบ ภายในมหาวิทยาลัยมหิดล ระหว่างปี พ.ศ. 2557 และ พ.ศ. 2567 มีพื้นที่เพิ่มขึ้น 76,640 ตารางเมตร รองลงมาคือ พื้นที่ไม้ยืนต้นและพื้นที่พืชไร่

ตามลำดับ อย่างไรก็ตามการเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดินดังกล่าวไม่พบความแตกต่างทางสถิติ (p -value = 0.674) ขณะที่การประเมินการเติบโตของพรรณไม้ป่าผสมผลัดใบ พบว่าอัตราการเติบโตเฉลี่ยของเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก เท่ากับ 0.812 เซนติเมตร/ปี โดยการเติบโตเฉลี่ยระหว่างปี พ.ศ. 2557 และ 2567 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) แสดงให้เห็นว่าป่าผสมผลัดใบเขาหินปูน ภายในมหาวิทยาลัยฯ อยู่ในช่วงของการฟื้นคืนสู่ป่าผสมผลัดใบเดิม แต่ยังคงอยู่ในขั้นของการทดแทนช่วงแรกเข้าสู่ช่วงกลาง เนื่องจากพรรณไม้ดัชนีที่มีความสำคัญส่วนใหญ่ยังคงเป็นกลุ่มพรรณไม้เบิกนำ เช่น ปอลาย เปล้าใหญ่ และ ปอขาว (*Sterculia pexa*) ที่พบขึ้นร่วมกับพรรณไม้ดั้งเดิมในป่าผสมผลัดใบ

ดังนั้น เพื่อเร่งกระบวนการฟื้นฟูให้ข้ามผ่านระยะไม้เบิกนำไปสู่ป่าสมบูรณ์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ มหาวิทยาลัยฯ อาจดำเนินการใช้กระบวนการปลูกเสริมไม้โครงสร้าง (Enrichment planting) โดยเลือกพรรณไม้ดั้งเดิมที่มีความสำคัญต่อโครงสร้างป่า (Framework tree species) มาปลูกเสริมในพื้นที่ เพื่อช่วยเพิ่มความหลากหลายและเร่งการฟื้นตัวของระบบนิเวศให้เร็วกว่ากระบวนการธรรมชาติเพียงอย่างเดียว ผลการศึกษาครั้งนี้ทำให้สามารถประยุกต์ใช้ข้อมูลการเปลี่ยนแปลงเชิงปริภูมิเวลาและโครงสร้างป่าที่ได้จากการใช้เทคโนโลยีภูมิสารสนเทศ จึงเป็นเครื่องมือพื้นฐานที่มีค่าอย่างยิ่งสำหรับมหาวิทยาลัยฯ ในการวางแผน

แผนการจัดการทรัพยากรป่าไม้ และประเมินศักยภาพการกักเก็บคาร์บอนอย่างยั่งยืนในอนาคต

เอกสารอ้างอิง (References)

- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, T. Erwin, T. J. Killeen, S. G. Laurance, W. F. Laurance, S. L. Lewis, J. Lloyd, A. Monteagudo, D. A. Neill, S. Patiño, N. C. A. Pitman, J. N. M. Silva & R. Vásquez Martínez. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology** 10: 545–562. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>
- Chave, J., R. Condit, H. C. Muller-Landau, S. C. Thomas, P. S. Ashton, S. Bunyavejchewin, L. L. Co, H. S. Dattaraja, S. J. Davies, S. Esufali, C. E. N. Ewango, K. J. Feeley, R. B. Foster, N. Gunatilleke, S. Gunatilleke, P. Hall, T. B. Hart, C. Hernández, S. P. Hubbell, A. Itoh, S. Kiratiprayoon, J. V. LaFrankie, S. L. de Lao, J. Makana, M. N. S. Noor, A. R. Kassim, C. Samper, R. Sukumar, H. S. Suresh, S. Tan, J. Thompson, M. D. C. Tongco, R. Valencia, M. Vallejo, G. Villa, T. Yamakura, J. K. Zimmerman & E. C. Losos. 2008. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. **PLoS Biology**

- 6(3): e45.
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060045>
- Chazdon, R.L. 2014. **Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration**. University of Chicago Press, Chicago.
- Curtis, R. O. & D. D. Marshall. 2005. **Permanent-plot Procedures for Silvicultural and Yield Research**. General Technical Report PNW-GTR-634. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Curtis, P. G., C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, & M. C. Hansen. 2018. Classifying drivers of global forest loss. **Science** 361(6407): 1108–1111. [10.1126/science.aau3445](https://doi.org/10.1126/science.aau3445)
- Forest Restoration Research Unit (FORRU). 2005. **How to Plant a Forest: The Principles and Practice of Restoring Tropical Forests**. Department of Biology, Faculty of Science, Chiang Mai University.
- Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **BioScience** 52(2): 143–150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Geldmann, J., A. Manica, N. D. Burgess, L. Coad & A. Balmford. 2019. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas. **Biological Conservation** 227: 292–301. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>
- GISTDA. 2009. **Textbook of Space Technology and Geo-Informatics**. Nonthaburi: Amarin Printing and Publishing Public Co.
- Joppa, L. N. & A. Pfaff. 2011. Global protected area impacts. **Proceedings of the Royal Society B** 278(1712):1633–1638. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1713>
- King, D.A., S. J. Davies, & S. Tan. 2006. Tree growth is related to light interception and wood density. **Functional Ecology** 19: 445-453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00982.x>
- Lambin, E. F., H. J. Geist & E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change. **Annual Review of Environment and Resources** 28: 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. A. Zambrano, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion, E. N. Broadbent, R. L. Chazdon, D. Claven, J. S. de Almeida-Cortez, G. A. L. Cabral, B. H. J. de Jong, J. S. Denslow, *et al.* 2016. Biomass resilience of Neotropical

- secondary forests. **Nature** 530: 211–214.
<https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Kamyo, T., D. Marod, S. Pattanakiat, S. Suksawang & S. Panuthai. 2016. Land cover changes in tropical seasonal forests at Mae Klong head watershed, Kanchanaburi province, Thailand. **Maejo International Journal of Science and Technology** 10(03): 304–312.
- Krebs, C. J., 1972. **Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance**. New York: Harper & Row.
- Marod, D., & U. Kutintara. 2009. **Forest Ecology**. Faculty of Forestry, Kasetsart University. (in Thai)
- Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka & T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology** 161 : 41 – 57 .
<https://doi.org/10.1023/A:1020372401313>
- Mahidol University, Kanchanaburi Campus. 2022. **History. Mahidol University, Kanchanaburi Campus**. Available source:<https://ka.mahidol.ac.th/th/facilities/digital-herbarium/> (Accessed; September 20, 2025)
- Ogawa, H., K. Yoda, K. Ogino & T. Kira. 1965. Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand
- II. Plant biomass. **Nature and Life in Southeast Asia** 4: 49–80.
- Plant of the World Online. 2023 . **Grewia eriocarpa Juss.** Available source: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:834215-1>. (Accessed; September 20, 2025)
- Sriboonruang, K., N. Phitakhtansakul & P. Phitakhtansakul. 2018. Patterns and trends of land use change in community forest areas of limestone mountains, Kanchanaburi Province. **Sukhothai Thammathirat Journal** 31(2): 90–109.
<https://so05.tcithaijo.org/index.php/stouj/article/view/206769>
- Pattanakiat, S. 2003 . **Geographic Information Systems in Ecology and Environment**. Bangkok: United Production.
- Smitinand, T. 2014. **Thai Plant Names (Revised Edition)**. Bangkok: Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation.
- Thamarat, P. & N. Pakorn. 2014. **Diversity of Herbaceous Plants Growing on Rocks in Mixed Deciduous Forest at Mahidol University, Kanchanaburi Campus**. Office of the Higher Education Commission, Research Promotion Project for Higher Education and National Research University Development.

UNEP. 2010. **Annual Report. UN Environment Programme.** Available source: <https://www.unep.org/resources/annual-report/unep-2009-annual-report> (Accessed: October 15, 2025)

Wichan, P. 2022. **Ecological Study of Forest Areas under the Royal Initiative Natural Science Park Project, Suan Phueng Subdistrict, Suan Phueng District, Ratchaburi Province.** Available source: <https://www.psproject.org/> (Accessed: September 20, 2024.)

Whitmore, T.C. 1998. **An Introduction to Tropical Rain Forests.** Oxford: Oxford University Press.

นิพนธ์ต้นฉบับ

การยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานรากจากการใช้ประโยชน์วัตถุดิบ
ในห่วงโซ่มูลค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อย จังหวัดเชียงใหม่วุฒิพงษ์ ฉั่วตระกูล^{1*}, เพ็ญวรัตน์ พันธุ์ภักตร์ชัย² และ อริย์รัช อักษรชัย³

รับต้นฉบับ: 10 กุมภาพันธ์ 2569

ฉบับแก้ไข: 27 เมษายน 2569

รับลงพิมพ์: 6 พฤษภาคม 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: เห็ดโคนน้อยพบได้ในระบบนิเวศป่าพื้นราบและป่าเนินดินทั่วไป โดยมักพบขึ้นในป่าดิบแล้ง ป่าผสมผลัดใบ และป่าเต็งรัง ที่มีรังปลวกอยู่ใต้ดินร่วมกับการสะสมตัวของเศษใบไม้และอินทรีย์วัตถุดิบผิวดิน อีกทั้งสามารถพบขึ้นเองตามธรรมชาติบริเวณกองซากอินทรีย์วัตถุที่มีความชื้นสูง เช่น กองฟางข้าว กองเศษซากต้นถั่ว หรือขานอ้อยที่ทับถมกัน เห็ดชนิดนี้ชอบสภาพแวดล้อมที่มีความชื้นสูงและอากาศชื้น จึงมักปรากฏหลังฝนตกในช่วงฤดูฝนของประเทศไทย ในมิติการผลิตเชิงเกษตร เห็ดโคนน้อยมีการเพาะปลูกแพร่หลายและได้รับความนิยมสูงในจังหวัดเชียงใหม่ ตลอดจนมีการประยุกต์ใช้วัสดุเหลือใช้ทางการเกษตรเพื่อเพาะเห็ดโคนน้อย สะท้อนศักยภาพของเห็ดโคนน้อยในฐานะพืชเศรษฐกิจระยะสั้นที่เหมาะสมกับบริบทเศรษฐกิจฐานรากและการจัดการทรัพยากรชีวภาพของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ วัตถุประสงค์การวิจัยเพื่อต้องการทราบปริมาณการใช้วัตถุดิบท้องถิ่นในกระบวนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยของผู้ประกอบการชุมชนเพื่อยกระดับเศรษฐกิจฐานรากและเพิ่มรายได้ตลอดห่วงโซ่มูลค่า (Value chain) ในพื้นที่เป้าหมายของจังหวัดเชียงใหม่ เริ่มดำเนินการวิจัยระหว่างเดือนมีนาคม 2567 ถึง เดือนกุมภาพันธ์ 2568

วิธีการ: การศึกษาครั้งนี้เป็นการวิจัยแบบผสมผสาน (Mix methods research) ดำเนินงานในพื้นที่เป้าหมาย 3 แห่งของจังหวัดเชียงใหม่ คือ พื้นที่โซนเหนือของอำเภอแม่แตง โซนตะวันออกของอำเภอดอยสะเก็ด และโซนใต้ของอำเภอสาร์ภี ประชากรตัวอย่างงานวิจัยแบ่งออกเป็น 2 กลุ่ม คือ ผู้ประกอบการชุมชน (Local enterprise: LE) จำนวน 3 รายใหม่ ที่คัดเลือกตามเกณฑ์การพิจารณา คือ 1) เป็นประธานกลุ่มวิสาหกิจชุมชนในพื้นที่เป้าหมาย 2) ทำเลที่ตั้งสะดวกต่อการรวบรวมและการกระจายผลผลิตเห็ดโคนน้อยเข้าสู่ตลาด และ 3) มีประสบการณ์ด้านการเพาะเห็ดหรือประกอบธุรกิจเห็ดเศรษฐกิจชนิดต่าง ๆ ไม่น้อยกว่า 3 ปี และกลุ่มที่ 2 สมาชิกวิสาหกิจชุมชนทั้ง 3 แห่ง จำนวน 38 ราย โดยประชากรกลุ่มที่ 2 ทำการคัดเลือกด้วยวิธีกลุ่มตัวอย่างแบบเจาะจง (Purposive sampling) ให้ได้จำนวนตัวอย่างพื้นที่ละ 4 ราย รวมทั้งหมด 12 ราย โดยประชากรและกลุ่มตัวอย่างรวม 15 ราย จะเข้าร่วมกิจกรรมการสนทนากลุ่ม (Focus group) ร่วมให้ข้อมูลเชิงคุณภาพ (Qualitative data) ด้วยวิธีการ

อภิปรายและการวิเคราะห์จุดแข็ง จุดอ่อน โอกาส และอุปสรรคร่วมของการประชุมชนธุรกิจการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อย วิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ SWOT Analysis โดยใช้ข้อมูลเชิงเนื้อหาแบบกำหนดทิศทางล่วงหน้า (Directed content analysis) รวมถึงเป็นผู้ให้ข้อมูลเชิงปริมาณ (Quantitative data) เกี่ยวกับมูลค่าวัตถุดิบที่ใช้ในกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยสด ผ่านเครื่องมือวิจัยแบบจดบันทึก ใช้การวิเคราะห์ข้อมูลด้วยสถิติเชิงพรรณนา (Descriptive statistics) โดยวิธีหาค่ารวม (Summation) และการวิเคราะห์อัตราส่วน (Ratio analysis) เพื่อเปรียบเทียบปริมาณการใช้วัตถุดิบภายในพื้นที่ต่อปริมาณการใช้วัตถุดิบภายนอกพื้นที่ โดยมีวิสาหกิจชุมชนเกษตรกรรมยั่งยืนบ้านสบแฝก อำเภอสันทราย ทำหน้าที่ศูนย์การเรียนรู้ต้นแบบ (Mentor) ถ่ายทอดองค์ความรู้เทคโนโลยี และกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยแบบครบวงจร ตั้งแต่การเชื้อหัวเชื้อ การผลิตแม่เชื้อ ไปจนถึงการผลิตก้อนเชื้อ เพื่อนำส่งให้แก่ครัวเรือนเกษตรกรผู้เพาะเลี้ยง สำหรับการถ่ายทอดกรรมวิธีและเทคโนโลยีเพื่อสร้างผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ เพื่อการยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานชุมชนราก เพิ่มเม็ดเงินหมุนเวียนในชุมชน ผ่านการใช้ประโยชน์จากปริมาณวัตถุดิบภายในท้องถิ่นเพื่อใช้ในกระบวนการผลิตมากกว่าการจัดซื้อจัดหาวัตถุดิบจากแหล่งภายนอกตลอดห่วงโซ่คุณค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อย เท่าที่จะสามารถทำได้ภายใต้บริบทของชุมชนพื้นที่เป้าหมายที่แตกต่างกัน ตลอดจนการเชื่อมโยงครัวเรือนเกษตรกรผู้เพาะเลี้ยงภายในชุมชนให้มีส่วนร่วมในการประกอบอาชีพ เพื่อสร้างรายได้ สร้างสังคมเกษตรกรรมไทยที่เข้มแข็งและยั่งยืน

ผลการศึกษา: พบว่า การเพิ่มจำนวนผู้ประกอบการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยรายใหม่ จำนวน 3 รายในพื้นที่ตำบลแม่หอพระ อำเภอแม่แตง ตำบลสาราญราษฎร์ อำเภอดอยสะเก็ด และตำบลหนองแฝก อำเภอสารภี เพื่อเป็นข้อต่อสำคัญในห่วงโซ่คุณค่าธุรกิจการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อย ซึ่งเป็นพืชเศรษฐกิจที่ความต้องการอยู่ในสถานะ Over demand เชื่อมโยงครัวเรือนเกษตรกรผู้เพาะเลี้ยง ตลาดผู้บริโภครวมและตลาดสินค้าเกษตรเข้าด้วยกัน สร้างมูลค่าเพิ่มและเม็ดเงินหมุนเวียนในระบบเศรษฐกิจชุมชนฐานรากอย่างเป็นรูปธรรม จากการมุ่งใช้ทรัพยากรที่จัดซื้อจัดหาได้ภายในท้องถิ่นเพื่อเป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิตทดแทนการพึ่งพาวัตถุดิบจากภายนอกพื้นที่ กำหนดปริมาณผลผลิตเริ่มต้นของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ทั้ง 3 พื้นที่เท่ากันคือ ผลิตก้อนหัวเชื้อจำนวน 38 ขวด แม่เชื้อจำนวน 945 ขวด นำไปสู่การผลิตก้อนปริมาณ 17,000 ก้อน สำหรับส่งต่อให้ครัวเรือนผู้เพาะเลี้ยงจำนวนรวม 750 คน ผลจากการสร้างผู้ประกอบการชุมชน 3 รายใหม่ สามารถสร้างมูลค่าการใช้ทรัพยากรการผลิตซึ่งเป็นวัตถุดิบที่หาได้จากภายในพื้นที่จำนวน 2,147,499 บาทต่อปี เทียบกับปริมาณความต้องการของวัตถุดิบภายนอกพื้นที่จำนวน 1,042,091 บาทต่อปี คิดเป็นสัดส่วนมูลค่าวัตถุดิบภายในต่อภายนอกพื้นที่เท่ากับ 67:33 สะท้อนให้เห็นบทบาทและความสำคัญของทรัพยากรท้องถิ่นในการขับเคลื่อนกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยสด ทั้งนี้ ความแตกต่างด้านบริบทพื้นที่ที่มีผลต่อโครงสร้างการใช้วัตถุดิบ กล่าวคือพื้นที่ที่ยังคงวิถีเกษตรกรรมมีการใช้วัตถุดิบในท้องถิ่นสูง ขณะที่พื้นที่ที่ปรับเปลี่ยนสู่เศรษฐกิจท่องเที่ยวต้องพึ่งพาวัตถุดิบภายนอกมากขึ้น

สรุป: การพัฒนาและยกระดับศักยภาพของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ซึ่งเป็นหนึ่งข้อต่อสำคัญของห่วงโซ่คุณค่าการผลิตผลผลิตทางการเกษตร ด้วยการใช้วัตถุดิบภายในพื้นที่ชุมชนเป็นหลักสำหรับกระบวนการผลิต เห็ดโคนน้อยสามารถช่วยยกระดับเศรษฐกิจชุมชนฐานรากได้อย่างแท้จริง เนื่องจากผู้ประกอบการชุมชนจำเป็นต้องจัดซื้อจัดหาวัตถุดิบทั้งที่เป็นทรัพยากรซึ่งจัดหาได้ภายในพื้นที่และที่ต้องจัดหาจากภายนอกพื้นที่ แต่เมื่อใดก็ตามที่ผู้ประกอบการชุมชนสามารถเพิ่มปริมาณการใช้ทรัพยากรหรือวัตถุดิบในกระบวนการผลิตจากภายในท้องถิ่นในสัดส่วนที่มากกว่าการจัดหาจากแหล่งภายนอก เพื่อเพิ่มมูลค่าเม็ดเงินหมุนเวียนในระบบเศรษฐกิจชุมชน อันจะเป็นตัวแปรสำคัญของการยกระดับเศรษฐกิจชุมชนเกษตรกรรมของไทยให้เป็นชุมชนที่สามารถพึ่งพาตนเองได้อย่างแท้จริง อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างของบริบทพื้นที่ การใช้ประโยชน์จากที่ดินอันนำไปสู่การปรับเปลี่ยนแหล่งที่มาของรายได้ตามโครงสร้างเศรษฐกิจของแต่ละพื้นที่มีผลต่อความสามารถในการจัดหาวัตถุดิบและต้นทุนการผลิต ดังนั้น ควรมีการวางแผนพัฒนาเครือข่ายผู้ประกอบการและแหล่งวัตถุดิบในระดับพื้นที่ ส่งเสริมการถ่ายทอดเทคโนโลยีการผลิตและการจัดการหลังการเก็บเกี่ยว ตลอดจนสนับสนุนด้านตลาด การจัดการคลังผลผลิต และการขนส่ง (โลจิสติกส์) เพื่อให้การเพาะเห็ดโคนน้อยเป็นกลไกสร้างรายได้ที่ยั่งยืน ลดการสูญเสียทรัพยากร และสามารถขยายผลเป็นรูปแบบการพัฒนาเศรษฐกิจชุมชนในภูมิภาคอื่นของประเทศต่อไป

คำสำคัญ: ห่วงโซ่คุณค่า, เศรษฐกิจชุมชน, เห็ดโคนน้อย

¹ คณะพัฒนาการท่องเที่ยว มหาวิทยาลัยแม่โจ้ เชียงใหม่ 50290

² วิทยาลัยเทคโนโลยีและสหวิทยาการ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลล้านนา เชียงใหม่ 50300

³ วิทยาลัยนานาชาติ มหาวิทยาลัยพายัพ เชียงใหม่ 50000

* ผู้รับผิดชอบบทความ: wutthipongchuatrakul@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6607>

ORIGINAL ARTICLE

Enhancing Community Based Economic Value through Local Material Utilization within the Value Chain of Hed Cone Noi (*Coprinopsis cinerea*) Mushroom Cultivation in Chiang Mai ProvinceWutthipong Chuatrakul^{1*}, Penwarat Panphattharachai², and Aritat Aksornatap³

Received: 10 February 2026

Revised: 27 April 2026

Accepted: 6 May 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Hed-cone noi (*Coprinopsis cinerea*) is a saprophytic, edible mushroom widely distributed in Thailand's tropical forest, particularly in the dry evergreen forests, mixed deciduous forest, and deciduous dipterocarp forest where leaf litter accumulates on the soil surface and termite mounds are present. The species also proliferates on moist piles of organic residues such as rice straw, legume residues, and sugarcane bagasse in high humidity, particularly after Thailand's rainy season. Hed-cone-noi is well established in cultivation, with strong prominence in Chiang Mai Province. As a biological resource Hed-cone-noi links natural ecosystem functions with local based production systems. Its capacity to utilize locally available organic materials enables integration into smallholder farming and valorization of agricultural waste. By prioritizing locally sourced substrates, the research aims to minimize external inputs across the value chain, thereby enhancing household incomes and promoting sustainable resource management in local Thai communities. The objectives aimed to investigate the utilization of local raw materials in the cultivation process of Hed-cone noi and to strengthen the community-based enterprise development. Then, knowledge can promote grassroots economic development and enhance income generation throughout the value chain in the target areas of Chiang Mai Province. All data collection was done during March 2024 to February 2025.

Methodology: This study employed a mixed-methods research design, integrating both qualitative and quantitative approaches, across three target areas in Chiang Mai Province, Thailand: the northern zone of Mae Taeng District, the eastern zone of Doi Saket District, and the southern zone of Saraphi District. The population samples involved two groups. The first group consisted of three local enterprise leaders (Local enterprises: LEs), each selected based on specific criteria: (i) leadership of a community enterprise, (ii) logistics suitable for Hed-cone-noi collection and distribution of, and (iii) possessing at least three years of experience in mushroom cultivation or related agribusiness experience. The second group included members of the three community

enterprises (total n = 38). Using purposive sampling for sample population selecting, 12 members (four per site) participated in qualitative data collection in total, 15 participants (3 LEs and 12 members). Qualitative data were obtained through focus group discussions and analyzed through direct content analysis based on SWOT analysis. Then, the strengths (S), weaknesses (W), opportunities (O), and threats (T) of community-based cultivation enterprises were received. Quantitative data were gathered over 12 months using structured recording forms to capture the value of raw materials used in fresh mushroom production. Data analysis employed descriptive statistics, including summation and ratio analysis, to compare the proportion of locally sourced materials with external input sourcing. A model learning and mentoring hub of the sustainable agriculture community enterprise in Ban Sop Faek, Mae Faek Mai Subdistrict, San Sai District facilitated knowledge transfer, appropriate technologies, and integrated production processes from inoculation and spawn production of substrate preparation and distribution to participating smallholders. The intervention aimed to transfer production techniques and technologies to emerging community-based entrepreneurs, thereby increasing local monetary circulation, reducing external inputs, and self-reliant agricultural development in Thailand.

Main Results: The findings indicate that the establishment of three new community-based mushroom enterprises in Mae Ho Phra Subdistrict (Mae Taeng District), Samran Rat Subdistrict (Doi Saket District), and Nong Faek Subdistrict (Saraphi District), Chiang Mai Province, strengthened the Hed-cone-noi value chain by aligning supply with rising local demand and linking smallholder farmers to consumer markets and distribution networks. This enhanced value addition and monetary circulation at the grassroots level. Production capacity per enterprise was standardized: 38 inoculum bottles, 945 bottles of spawn, and 17,000 substrate blocks, which were subsequently distributed to a total of 750 cultivating households. The development of these enterprises resulted in a substantial increase in the utilization of locally sourced production inputs, with an annual value of 2,147,499.30 Thai Baht, compared to 1,042,091.95 Thai Baht for externally sourced inputs. This corresponds to a local to external input ratio of 67:33, highlighting the significant role of local resources in supporting fresh mushroom production systems. Spatial variation in local economies affected input sourcing regions with predominantly agricultural livelihoods relied more on local materials, while areas transitioning toward tourism-oriented economies depended more on external inputs. These patterns highlight the influence of socio-economic context on resource use strategies and the potential of localized production systems to bolster community resilience.

Conclusion: Strengthening newly established community-based enterprises that serve as critical nodes within agricultural value chains by primarily utilizing locally sourced materials from the community for the production process of Hed Cone Noi mushrooms can stimulate grassroots economic development. While both local and external inputs are mobilized, increasing the share of locally sourced resources materially enhances local monetary circulation and economic resilience. Contextual factors, especially land-use patterns and shifts in economic structure, meaningfully influence material availability and production costs. In regions shifting toward tourism or non-agricultural sectors, greater reliance on external inputs may diminish local value retention. Fostering localized enterprise networks and robust local input supply systems to boost material retention and economic multipliers. Expanding technology transfer in production and post-harvest management, improving market access, and strengthening inventory management and logistics. Scaling the community-based enterprises model to the regions by adapting to local resource endowments and socio-economic contexts, with ongoing monitoring of input sourcing, yield, and household income impacts.

Keywords: Community-based value chain, grassroot economy, Hed-cone noi

¹ School of Tourism Development, Maejo University, Chiang Mai, Thailand

² College of Integrated Science and Technology, Rajamangala University of Technology Lanna, Chiang Mai, Thailand

³ Department of International Business Management, International College, Payap University, Chiang Mai, Thailand;

* **Corresponding author:** wutthipongchuatrakul@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6607>

บทนำ (Introduction)

ปัญหาความยากจนของประชาชนในจังหวัดเชียงใหม่โดยเฉพาะกลุ่มเกษตรกรกลุ่มเปราะบาง ประกอบด้วย ผู้สูงอายุ ผู้พิการ และผู้ขาดโอกาสทางการศึกษา สาเหตุสำคัญเนื่องจากขาดโอกาสในการทำงานด้วยข้อจำกัดด้านอายุ วุฒิการศึกษา รวมทั้งภาระค่าใช้จ่ายด้านการครองชีพที่เพิ่มสูงขึ้น ตลอดจนจากการอพยพเคลื่อนย้ายเข้าไปแสวงหาโอกาสการทำงานเพื่อชีวิตที่ดีขึ้นของกลุ่มวัยทำงาน ings ให้สมาชิกครอบครัว คนรุ่นปู่ย่าตายายอาศัยอยู่ในพื้นที่เพื่อดูแลลูกหลาน ซึ่งตลอดระยะเวลาที่ผ่านมา ภาครัฐของไทยได้ดำเนินนโยบายช่วยเหลือดูแลประชาชนกลุ่มนี้ผ่านนโยบายประชานิยมด้วยการมอบสวัสดิการสำคัญ อาทิเช่น เบี้ยเลี้ยงยังชีพหรือเบี้ยผู้สูงอายุ ซึ่งเป็นการแก้ไขปัญหาที่ไม่ตรงจุด ไม่สามารถแก้ไขปัญหาที่แท้จริงได้ เนื่องจากนโยบายดังกล่าวมุ่งเน้นการให้ความช่วยเหลือด้วยวิธีการสนับสนุนทางการเงิน โดยปราศจากการให้ความรู้ ความเข้าใจ เครื่องมือ และทักษะอาชีพ ซึ่งเป็นสิ่งคิดว่าที่จะช่วยให้กลุ่มคนดังกล่าวสามารถนำไปต่อยอด เพื่อสร้างงานสร้างรายได้ ดังพระราชดำรัสของพระบาทสมเด็จพระบรมชนกาธิเบศร มหาภูมิพลอดุลยเดชมหาราช บรมนาถบพิตร (ในหลวงรัชกาลที่ 9) ทรงพระราชทานไว้เมื่อวันที่ 4 ธันวาคม พ.ศ. 2541 ความว่า "เราไม่ควรให้ปลาแก่เขา แต่ควรจะให้เบ็ดตกปลา และสอนให้รู้จักวิธีตกปลาจะดีกว่า"

สำหรับ ผู้ประกอบการชุมชน (Local enterprise, LE) หรือ วิสาหกิจชุมชน (Community

enterprises, CE) หมายถึง กิจการที่ทำหน้าที่ผลิตสินค้า ให้บริการหรือดำเนินการด้านอื่น ๆ โดยบุคคลหรือคณะบุคคลที่มีความผูกพัน มีวิถีชีวิตร่วมกันกับคนในชุมชน เพื่อสร้างรายได้และสร้างการพึ่งพาตนเองทั้งแก่ครอบครัว ชุมชน และระหว่างชุมชน (Office of the Council of State, 2005) ผู้ประกอบการชุมชน (LE) หรือ วิสาหกิจชุมชน (CE) จึงเป็นหนึ่งในทางเลือกสำคัญที่เหมาะสมกับการแก้ไขปัญหาเศรษฐกิจของชุมชน เป็นแนวทางการแก้ไขปัญหาที่ยั่งยืน เนื่องจากสามารถสร้างผลลัพธ์โดยตรงแก่ชุมชน ได้แก่ การพัฒนาอาชีพ การลดต้นทุนการผลิต การสร้างมูลค่าเพิ่มให้กับผลผลิตทางการเกษตรและทรัพยากรธรรมชาติซึ่งเป็นวัตถุดิบในกระบวนการผลิต สร้างผลผลิตที่สามารถตอบสนองต่อความต้องการของผู้บริโภคทั้งภายในและภายนอก นอกจากนี้ยังสามารถแก้ไขปัญหาความยากจนด้วยการ “ขยายโอกาส” เนื่องจากกระบวนการดำเนินงานของผู้ประกอบการชุมชน/วิสาหกิจชุมชนเปิดโอกาสให้สมาชิกขององค์กรมีส่วนร่วมในการเรียนรู้ เพื่อเสริมศักยภาพ สร้างความร่วมมือและเครือข่ายความร่วมมือ ก่อให้เกิดพลังในการขับเคลื่อนระบบเศรษฐกิจฐานรากของชุมชน (Rattanapornwong, 2006) ดังนั้น การยกระดับศักยภาพผู้ประกอบการชุมชนผู้เพาะเห็ดโคนน้อยในพื้นที่จังหวัดเชียงใหม่ โดยมีเป้าหมายเพื่อเพิ่มผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดที่มีคุณภาพ ได้มาตรฐานตรงตามความต้องการของตลาดผู้ซื้อ จึงเป็นหนึ่งในทางเลือกสำคัญในแก้ไขปัญหาความยากจนในพื้นที่

เนื่องจากกลุ่มเกษตรกรและกลุ่มเปราะบางสามารถเข้าร่วมกระบวนการผลิต ร่วมเป็นเครือข่ายผู้ผลิต (Producer) ทำหน้าที่รับก้อนเชื้อเพื่อนำไปเพาะปลูกในบริเวณที่พื้กออาศัยสำหรับเพื่อสร้างผลผลิตป้อนคืนให้แก่ผู้ประกอบการชุมชน นอกจากนี้ผู้ประกอบการชุมชนผู้เพาะเห็ดโคนน้อยยังต้องการวัตถุดิบเพื่อใช้ในกระบวนการเพาะเลี้ยง สิ่งนี้คือแนวทางสำคัญในการเพิ่มมูลค่าให้กับผลผลิตทางการเกษตรและทรัพยากรธรรมชาติ เป็นการสร้างเม็ดเงินหมุนเวียนในระบบเศรษฐกิจชุมชนเพื่อยกระดับเศรษฐกิจชุมชนอย่างแท้จริง

เห็ดโคนน้อยมีชื่อวิทยาศาสตร์ว่า *Coprinopsis cinerea* เดิมจัดอยู่ในสกุล *Coprinus* (Tapingkae, 1996; Limpichotipong, 2000) ซึ่งมีชื่อวิทยาศาสตร์ว่า *Coprinus fimetarius* จัดอยู่ในตระกูลเห็ด Basidiomycetes มีชื่อเรียกที่แตกต่างกันตามวัสดุที่ใช้เพาะเลี้ยง เช่น เห็ดถั่ว เห็ดถั่วเหลือง เห็ดถั่วเน่า หรือแตกต่างกันตามภูมิภาค เช่น ภาคเหนือเรียกว่าเห็ดโคนขาว ภาคกลางเรียกว่าเห็ดหมึกหรือเห็ดโคนเพาะ ในขณะที่ภาคตะวันออกเฉียงเหนือเรียกว่าเห็ดครามหรือเห็ดปลวกน้อย มีลักษณะคล้ายเห็ดโคน มีสีขาว มีปีกหมวกสวยงาม ลักษณะสมส่วน ขนาดและลักษณะก้านดอกคล้ายคลึงกับดินสอดำ มีความยาวประมาณ 2-3 นิ้ว เห็ดโคนน้อยเป็นเห็ดที่เพาะง่ายด้วยวัสดุที่หาได้ภายในท้องถิ่น เช่น ใบถั่ว ต้นและซังข้าวโพด ทะลายปาล์ม น้ำมัน ฟางข้าว ต้นและส่วนต่าง ๆ ของผักตบชวา รวมทั้งต้นและใบกล้วยที่ผ่านกระบวนการหมักเพื่อการย่อยสลาย (Danmake, 2013; Osathaphant, 2005)

ด้วยวิธีเพาะแบบกอง โดยไม่จำเป็นต้องมีโรงเรือนเพาะเลี้ยง (Chantrasri, 2004) แต่การเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยด้วยวิธีเพาะในโรงเรือน (ใช้วิธีการเพาะเลี้ยงเดียวกับการเพาะเห็ดฟางในตะกร้า) จะได้ปริมาณผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดที่มากกว่า รวมทั้งมีข้อได้เปรียบคือ สามารถควบคุมปริมาณผลผลิตได้ (Kappchai, 2013) สรรพคุณที่โดดเด่นของเห็ดโคนน้อย คือ เห็ดโคนน้อยอุดมด้วยโปรตีนที่ดีต่อสุขภาพ เห็ดโคนน้อยสดปริมาณ 2 กรัม จะมีโปรตีนเทียบเท่าเนื้อสัตว์ 1 กรัม ในขณะที่เห็ดโคนน้อยแห้งปริมาณ 100 กรัมจะให้โปรตีน 27 กรัม และให้พลังงาน 330 กิโลแคลอรี สิ่งโดดเด่นอีกประการคือเห็ดโคนน้อยมีไขมันต่ำ รวมทั้งปริมาณน้ำตาลและเกลือที่ค่อนข้างต่ำ ในขณะที่มีกากเส้นใยอาหารสูง (Soithong, 1994) เห็ดโคนน้อยจึงเป็นแหล่งวิตามินบี 2 หรือไรโบฟลาวิน ที่ช่วยเสริมสร้างการเจริญเติบโตของร่างกายและระบบสืบพันธุ์ (Wang et al., 2025) ช่วยการทำงานของระบบย่อยอาหาร ลดอาการท้องผูก และรักษาโรคริดสีดวงทวาร นอกจากนี้ ยังสามารถยับยั้งเซลล์มะเร็ง Sarcoma 180 และ เซลล์มะเร็ง 5 Ehrlich carcinoma ได้สูงกว่าร้อยละ 90 (Yan et al., 2022) รวมทั้งมีสารออกฤทธิ์ที่ต้านเชื้อรา (Soithong, 1994) เป็นยาปฏิชีวนะที่สามารถยับยั้งเชื้อแบคทีเรียที่ก่อต่อยาหลายชนิด (Johansson et al., 2001)

ข้อจำกัดที่สำคัญของผลผลิตเห็ดโคนน้อย คือ การเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว โดยเฉพาะส่วนครีปที่จะสลายกลายเป็นของเหลวสีดำคล้ายหมึก (Bush, 1974) อันเป็นที่มาของชื่อเห็ดหมึก (Inky

cap mushroom) เพื่อให้ได้ผลผลิตที่มีทั้งปริมาณ และคุณภาพ เห็ดโคนน้อยจึงเป็นพืชที่ต้องการความเอาใจใส่และดูแลเป็นพิเศษ ส่งผลโดยตรงต่อปริมาณผลผลิตเห็ดโคนน้อยที่มีจำหน่ายในท้องตลาดซึ่งอยู่ในสภาวะขาดแคลน (Over demand) ผลการเก็บข้อมูลความต้องการของตลาดใน 4 พื้นที่ของจังหวัดเชียงใหม่ ได้แก่ พื้นที่อำเภอสันทราย อำเภอแม่แตง อำเภอดอยสะเก็ด และอำเภอสารภี ที่มีปริมาณความต้องการ (Demand) รวม 925 กิโลกรัมต่อวัน คิดเป็นมูลค่า 115,625 บาทต่อวัน หรือ 3,468,750 บาทต่อเดือน (ราคาขายเฉลี่ย 125 บาทต่อกิโลกรัม) (Chuatrakul, 2025) ปริมาณความต้องการผลผลิตเห็ดโคนน้อยนี้เป็นออกเป็นแบ่งเป็น 1) ความต้องการของตลาดค้าส่ง 300 กิโลกรัมต่อวัน 2) ความต้องการของตลาดชุมชน 450 กิโลกรัมต่อวัน 3) ความต้องการของตลาดเฉพาะ เช่น ตลาดสินค้าเกษตรอินทรีย์ ซูเปอร์มาร์เก็ต ชุมชนท่องเที่ยวในพื้นที่จังหวัดเชียงใหม่ 130 กิโลกรัมต่อวัน และ 4) ความต้องการของร้านอาหารทั่วไป 45 กิโลกรัมต่อวัน ในขณะที่กำลังการผลิตของผู้ประกอบการชุมชนพื้นที่อำเภอสันทรายอยู่ที่ระดับ 66 กิโลกรัมต่อวัน คิดเป็นมูลค่า 8,250 บาทต่อวัน หรือ 247,500 บาทต่อเดือน

ความแตกต่างระหว่างปริมาณความต้องการเห็ดโคนน้อย (Demand) กับปริมาณกำลังการผลิต (Supply) สะท้อนให้เห็นถึงสภาวะ Over demand ที่สร้างโอกาส (Gain point) ให้แก่ผู้ที่สนใจเข้าสู่ธุรกิจการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยโดยเฉพาะอย่างยิ่งผู้ประกอบการชุมชนในพื้นที่ ที่มีองค์

ความรู้ มีประสบการณ์ด้านการเพาะเลี้ยงเห็ดเศรษฐกิจชนิดต่าง ๆ มีความพร้อมด้านเงินทุน และมีเครือข่ายความร่วมมือกับผู้ผลิตหรือเกษตรกรในพื้นที่ มูลค่าของโอกาสที่เกิดจากปริมาณความต้องการผลผลิตเห็ดโคนน้อยส่วนเกินสูงกว่า 107,375 บาทต่อวัน หรือ 3.25 ล้านบาทต่อเดือน (Chuatrakul, 2025) การเพิ่มปริมาณผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดเพื่อตอบสนองความต้องการส่วนเกินของตลาด คือ โอกาส (Gain point) การสร้างงานและการสร้างรายได้ให้แก่ผู้มีส่วนเกี่ยวข้อง (Stakeholders) ตลอดห่วงโซ่มูลค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อยของชุมชนเป้าหมายพื้นที่จังหวัดเชียงใหม่ ซึ่งจะเป็นประโยชน์ในมิติทางเศรษฐกิจ โดยเฉพาะอย่างยิ่งชุมชนที่ถูกคัดเลือกให้เป็นกลุ่มเป้าหมาย ได้แก่ ครัวเรือนที่มีฐานะยากจน และประชาชนกลุ่มเปราะบาง ประกอบด้วยกลุ่มผู้สูงอายุและผู้พิการ โดยพื้นที่เป้าหมายต้องเป็นที่ตั้งกลุ่มวิสาหกิจชุมชนหรือผู้ประกอบการชุมชนที่มีศักยภาพและพร้อมพัฒนาสู่การเป็นผู้ประกอบการธุรกิจเห็ดโคนน้อยเชิงพาณิชย์แบบครบวงจร เป็นข้อต่อสำคัญเพื่อขับเคลื่อนการยกระดับเศรษฐกิจฐานรากในพื้นที่ผ่านห่วงโซ่มูลค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อย ชุมชนพื้นที่เป้าหมายในจังหวัดเชียงใหม่ ที่ได้รับการคัดเลือกคือ 1) ชุมชนตำบลแม่หอพระ อำเภอแม่แตง 2) ชุมชนตำบลตำราญราษฎร์ อำเภอดอยสะเก็ด และ 3) ชุมชนตำบลหนองแฝก อำเภอสารภี ซึ่งเป็นที่ตั้งของวิสาหกิจที่มีคุณสมบัติของผู้ประกอบการชุมชน ระยะที่ 2 (Innawong, 2023) คือ วิสาหกิจ

ชุมชนที่มีผลการดำเนินงานทางธุรกิจอยู่ในช่วงเจริญเติบโต (Growth) ของวงจรชีวิตธุรกิจ (Product life cycle: PLC) ประกอบด้วย 1) วิสาหกิจชุมชนเกษตรเชิงท่องเที่ยวตำบลแม่หอพระ 2) วิสาหกิจชุมชนเกษตรกรรมพื้นบ้านตำบลสาราญราษฎร์ และ 3) วิสาหกิจชุมชนกลุ่มเกษตรกรเพื่อการเกษตรอย่างยั่งยืนบ้านหนองแฝก โดยที่วิสาหกิจชุมชนทั้ง 3 แห่ง จะดำเนินการผลิตและส่งมอบก้อนเชื้อเห็ดโคนน้อยให้แก่กลุ่มผู้ผลิต (Producer) พร้อมซื้อคืนผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดจากกลุ่มผู้ผลิต เพื่อเพิ่มปริมาณการใช้วัตถุดิบของกระบวนการผลิตในพื้นที่ ส่งเสริมการผลิตเห็ดโคนน้อยสดผ่านกลุ่มผู้เพาะเลี้ยง และดำเนินงานด้านการตลาดเพื่อสร้างมูลค่าเพิ่มเงินให้แก่เศรษฐกิจชุมชนฐานรากต่อไป

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อต้องการเปรียบเทียบปริมาณการใช้วัตถุดิบภายในพื้นที่และนอกพื้นที่สำหรับกระบวนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยของผู้ประกอบการชุมชน ในพื้นที่เป้าหมายของจังหวัดเชียงใหม่ เพื่อนำความรู้ที่ได้มาใช้ในการยกระดับเศรษฐกิจฐานรากและเพิ่มรายได้ตลอดห่วงโซ่คุณค่า (Value Chain) ของชุมชนต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methodology)

1. สถานที่ศึกษา (Study area)

การศึกษานี้ดำเนินการใน 3 พื้นที่เป้าหมายของจังหวัดเชียงใหม่ ได้แก่ โซนเหนือของพื้นที่อำเภอแม่แตง โซนตะวันออกของพื้นที่อำเภอดอยสะเก็ด และโซนใต้ของพื้นที่อำเภอสารภี โดยมีวิสาหกิจชุมชนเกษตรกรรมยั่งยืนบ้านสบแฝก ตำบลแม่แฝกใหม่ อำเภอสันทราย จังหวัดเชียงใหม่

เป็นศูนย์กลางการเรียนรู้ต้นแบบ (Mentor) ทำหน้าที่ถ่ายทอดองค์ความรู้ เทคโนโลยีการผลิต ตลอดจนกระบวนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยอย่างครบวงจร เริ่มจากกรรมวิธีการเชื้อเชื้อ การผลิตแม่เชื้อและก้อนเชื้อสำหรับเป็นวัตถุดิบตั้งต้นในการเพาะเลี้ยงของครัวเรือนเกษตรกรในพื้นที่

เพื่อบรรลุเป้าหมายการยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานราก เพิ่มเม็ดเงินหมุนเวียนภายในชุมชนเป้าหมายผ่านการจัดซื้อจัดหาวัตถุดิบเพื่อใช้ในกระบวนการผลิตของผู้ประกอบการชุมชนธุรกิจเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อย ผู้วิจัยกำหนดเกณฑ์การคัดเลือกผู้ประกอบการที่มีความตั้งใจเรียนรู้เพื่อพัฒนาสู่การเป็นผู้ประกอบการชุมชนธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อยรายใหม่ มีคุณสมบัติดังนี้ 1) มีที่ตั้งอยู่รอบเขตพื้นที่ตัวเมืองเชียงใหม่ ซึ่งเป็นจุดรับซื้อและการกระจายสินค้า (ผลผลิตเห็ดโคนน้อยสด) เพื่อความสะดวกและความคล่องตัวในการขนส่งผลผลิต (Logistics) 2) เป็นผู้ที่มิประสบการณการเพาะเลี้ยงและ/หรือดำเนินทำธุรกิจเกี่ยวกับเห็ดเศรษฐกิจชนิดต่าง ๆ อย่างน้อย 3 ปี และ 3) กรณีการรวมกลุ่มหรือวิสาหกิจชุมชน ต้องเป็นกลุ่มหรือวิสาหกิจที่มีผู้นำหรือประธานกลุ่ม และมีโครงการสร้างการทำงานที่ชัดเจนเพื่อประโยชน์ในการกำกับติดตาม และควบคุมการทำงานของสมาชิกกลุ่มซึ่งทำหน้าที่ผู้ผลิต ตลอดจนประสานการทำงานร่วมกับคณะผู้วิจัย จากหลักเกณฑ์ดังกล่าวจึงสามารถคัดเลือกวิสาหกิจชุมชนที่เข้าร่วมในการวิจัย 3 กลุ่ม คือ 1) วิสาหกิจชุมชนเกษตรเชิงท่องเที่ยวตำบลแม่หอพระ อำเภอแม่แตง

2) วิสาหกิจชุมชนเกษตรกรรมพื้นบ้านตำบลตำบลดำราญ
ราษฎร์ อำเภอคอยสะเกิด และ 3) วิสาหกิจชุมชน

กลุ่มเกษตรกรเพื่อการเกษตรอย่างยั่งยืนบ้านหนอง
แฝก อำเภอสาร์ก มีที่ตั้งตามบริบทพื้นที่ (Figure 1)

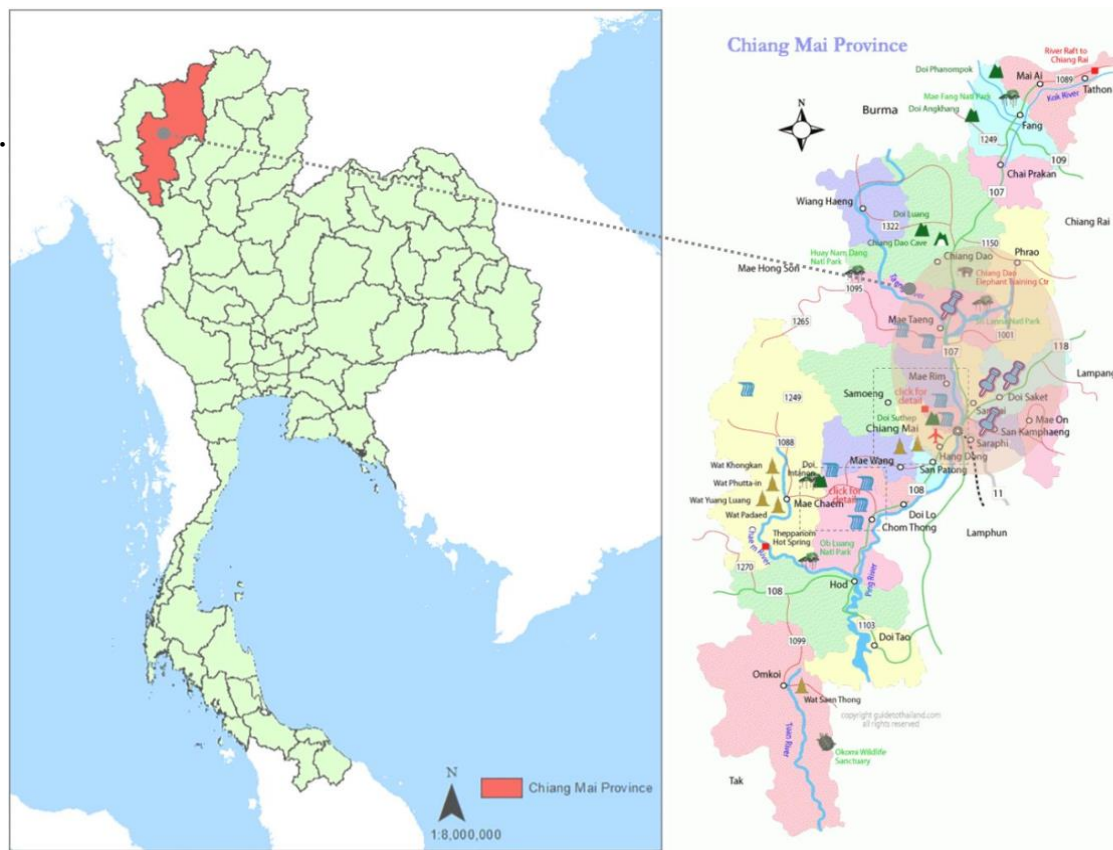


Figure 1 Location of the study areas.

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

การยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานรากผ่านการใช้ประโยชน์จากปริมาณวัตถุดิบในพื้นที่ตลอดห่วงโซ่คุณค่า (Value chain) ของกระบวนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยของผู้ประกอบการชุมชนจังหวัดเชียงใหม่ เน้นการวัดปริมาณการจัดซื้อและใช้ประโยชน์จากวัตถุดิบภายในพื้นที่ (In-bound raw materials) ที่ใช้ในขั้นตอนเปียกเชื้อเพื่อผลิตหัวเชื้อ การผลิตแม่เชื้อ และการผลิตก้อนเห็ดสำหรับการเพาะเลี้ยงทั้งในฟาร์มของผู้ประกอบการชุมชนและครัวเรือนเกษตรกรในพื้นที่

กระบวนการออกแบบงานวิจัยครั้งนี้เริ่มจากการกำหนดประชากรของงานวิจัยประกอบด้วย กลุ่มที่ 1 กลุ่มผู้ประกอบการชุมชน (LE) ซึ่งปฏิบัติหน้าที่เป็นประธานกลุ่มวิสาหกิจชุมชนทั้ง 3 พื้นที่เป้าหมาย จำนวน 3 คน ซึ่งถือว่าเป็นผู้ให้ข้อมูลหลัก (Key Informants) ตลอดระยะเวลาดำเนินงานวิจัย และกลุ่มที่ 2 คือ สมาชิกวิสาหกิจชุมชนทั้ง 3 แห่ง รวม 38 คน โดยใช้การคัดเลือกกลุ่มตัวอย่างด้วยวิธีการแบบเจาะจง (Purposive sampling) ซึ่งกำหนดคุณสมบัติเป็นผู้ที่มีบทบาทสำคัญร่วมดำเนินงานในธุรกิจห่วงโซ่

คุณค่าเห็นโค่นน้อย พื้นที่ละ 4 คน รวมจำนวนตัวอย่างทั้งสิ้น 15 คน เพื่อเข้าร่วมกิจกรรมการสนทนากลุ่ม (Focus group) และใช้การยืนยันข้อมูลแบบสามเส้า (Triangulation) ในการทดสอบความถูกต้องข้อมูล กลุ่มตัวอย่างร่วมให้ข้อมูลเชิงคุณภาพ (Qualitative data) ใช้การวิเคราะห์ด้วยเครื่องมือ SWOT analysis เพื่อสร้างข้อสรุปที่สำคัญ (Key mutual results) ด้านจุดแข็ง (Strengths, S) จุดอ่อน (Weaknesses, W) โอกาส (Opportunities, O) และอุปสรรค (Threats, T) ของการประกอบธุรกิจชุมชนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อย ที่มีความกระชับและชัดเจน (Concise) และสามารถใช้ในการปฏิบัติงานได้อย่างสะดวก (Assarroudi *et al.*, 2018)

ในส่วนของ การเก็บข้อมูลเชิงปริมาณ (Quantitative data) ประกอบด้วย ข้อมูลมูลค่าวัตถุดิบภายในและภายนอกพื้นที่ซึ่งผู้ประกอบการชุมชนที่ใช้ในกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยสด ผู้วิจัยทำการจัดบันทึกข้อมูลผลการดำเนินงานของผู้ประกอบการชุมชนทั้ง 3 แห่ง ตั้งแต่เดือนมีนาคม พ.ศ. 2567 ถึง เดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2568 จากนั้นวิเคราะห์ข้อมูลด้วยสถิติเชิงพรรณนา (Descriptive statistics) โดยวิธีหาค่ารวม (Summation) ปริมาณการใช้วัตถุดิบ (X) ทั้งภายในและภายนอกพื้นที่ตลอดกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยสดรวมกัน และวิธีการวิเคราะห์อัตราส่วน (Ratio analysis) เพื่อเปรียบเทียบปริมาณการใช้วัตถุดิบภายในพื้นที่ต่อปริมาณการใช้วัตถุดิบภายนอก สำหรับใช้วิเคราะห์ในขั้นตอนต่อไป

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

ผลการวิเคราะห์ข้อมูลเชิงคุณภาพเพื่อสร้างข้อสรุปที่สำคัญ ด้านจุดแข็ง (S) จุดอ่อน (W) โอกาส (O) และอุปสรรค (T) ของผู้ประกอบการชุมชนธุรกิจการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อย (Table 1) สามารถทำการระบุจุดแข็งและโอกาสร่วมของผู้ประกอบการชุมชนใน 3 พื้นที่ นำไปสู่การกำหนดกลยุทธ์ (SO strategy) เพื่อพัฒนาศักยภาพผู้ประกอบการ ซึ่งมีความสำคัญต่อกระบวนการถ่ายทอดความรู้ที่มีต่อขั้นตอนและวิธีการการเพาะเลี้ยงตลอดห่วงโซ่คุณค่าเห็ดโคนน้อย เพื่อนำไปสู่การประยุกต์ใช้องค์ความรู้สู่การปฏิบัติจริง (Application of knowledge) (Micheels & Nolan 2016; Kotha & George, 2011) เป็นประเด็นที่สร้างได้ยาก แต่มีความสำคัญสูงสุดต่อกระบวนการบริหารจัดการธุรกิจ (Vanhaverbeke *et al.* 2014) เพื่อวางแผนการผลิตสำหรับตอบสนองความต้องการของตลาดส่วนเกิน อย่างมีประสิทธิภาพ

กลยุทธ์ SO Strategy นี้มุ่งเน้นการฝึกปฏิบัติหลังจากที่ผู้ประกอบการชุมชนรับถ่ายทอดองค์ความรู้และเทคนิควิธีการผลิตเชื้อเห็ดโคนน้อยคุณภาพสูงแบบครบวงจรเพื่อการจำหน่ายเชิงพาณิชย์จากผู้ประกอบการต้นแบบ (Mentoring Local Enterprise) ควบคู่ไปกับการพัฒนาทักษะความเป็นผู้ประกอบการ (Entrepreneurial) คือ ทักษะการบริหารจัดการ ทักษะด้านการเงินธุรกิจ สำหรับบริหารจัดการ โครงสร้างต้นทุนและผลตอบแทนที่คาดหวัง (Cost structure and return on investment) และทักษะด้านการกำหนดกลยุทธ์

ทางการตลาดที่เหมาะสม สามารถตอบสนองต่อความต้องการของผู้บริโภคเห็ดโคนน้อย

กลุ่มเป้าหมายได้อย่างรวดเร็ว (Howell, 2015; Yli-Renko *et al.* 2001)

Table 1 SWOT analysis of Hed-cone-noi (*Coprinopsis cinerea*) mushroom local enterprises

Mutual Strengths	Mutual Weaknesses
S1. Local enterprises currently earn income from their existing businesses and contribute to job creation in the community.	W1. Local enterprises lack experience in managing the community business network.
S2. Local enterprises well understand the business processes and operational steps.	W2. Local enterprises lack of financial planning for long-term business operations.
S3. Local enterprises are ready and interested in participating in <i>Coprinopsis cinerea</i> mushroom business.	W3. Local enterprises lack business value analysis, which affects the efficiency of marketing utilization.
Mutual Opportunities	Mutual Treats (Risks)
O1. Systematic financial management, especially cash flow statements, and the ability to review historical data for analyzing the business's financial situation.	T1. The lack of skills, knowledge, tools, and essential equipment that promote efficient and sustainable business operations.
O2. Business plans that can meet market needs by focusing on building up the foundations.	T2. Uncontrollable environmental conditions, especially humidity and optimal temperature in the community's production process of <i>Coprinopsis cinerea</i> mushroom.
O3. Research and development of technology to enhance the efficiency of <i>Coprinopsis cinerea</i> (Hed-cone-noi) mushroom cultivation in the community	T3. The slowing economy has led to higher prices for raw materials and equipment used in the production process.

ผลการวิเคราะห์ข้อมูลเชิงปริมาณ สรุปได้ดังนี้

1) ข้อมูลปริมาณการใช้วัตถุดิบในห่วงโซ่คุณค่าธุรกิจเห็ดโคนน้อย จำนวนจากการผลิตหัวเชื้อ แม่เชื้อ และจำนวนก้อนเชื้อที่มีจำนวนเท่ากันของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ใน 3 พื้นที่ มีเป้าหมายเพื่อการควบคุมมาตรฐานกระบวนการผลิตเพื่อให้ได้ผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดตรงตามปริมาณและคุณภาพที่ตลาดต้องการ ภายใต้การกำกับดูแลของนักวิจัยและผู้เชี่ยวชาญ ส่งผลให้ข้อมูลมูลค่าวัตถุดิบ มีตัวเลขที่ซ้ำกัน (Table 2) แตกต่างกันในประเด็นของชนิดของวัตถุดิบที่เป็น

วัตถุดิบที่ใช้ในกระบวนการผลิตจากภายในหรือภายนอกพื้นที่ ปริมาณวัตถุดิบที่ใช้เพื่อสร้างผลผลิตก้อนหัวเชื้อเห็ดโคนน้อย จำนวน 38 ขวดต่อเดือน แม่เชื้อเห็ดโคนน้อย จำนวน 945 ขวดต่อเดือน ซึ่งสามารถผลิตก้อนเชื้อเห็ดโคนน้อยจำนวน 17,000 ก้อน เพื่อให้เพียงพอต่อครัวเรือนผู้เพาะเลี้ยง (Producer) ในแต่ละพื้นที่จำนวน 250 คนต่อพื้นที่รวมทั้งสิ้น 750 คน ได้ผลลัพธ์ของมูลค่า (Value) และปริมาณการใช้วัตถุดิบทั้งที่เป็นปริมาณการใช้วัตถุดิบภายในพื้นที่ (Local resources) และวัตถุดิบภายนอกพื้นที่ (Off-site Resources) ดัง Table 2

Table 2 Summary of all monetary value.

Items	Mae Tang district		Doi Saket district		Saraphi district	
	Per year	Per month	Per year	Per month	Per year	Per month
Jelly powder	34.72	2.89	34.72	2.89	34.72	2.89
Glucose	13.89	1.16	13.89	1.16	13.89	1.16
Alcohol	23,000.74	1,916.73	23,000.74	1,916.73	23,000.74	1,916.73
Cotton dung	19,591.94	1,632.66	19,591.94	1,632.66	19,591.94	1,632.66
Potato/Wish	19.84	1.65	19.84	1.65	19.84	1.65
Flat glass bottle	297.60	24.80	297.60	24.80	297.60	24.80
Stopper cap	72,029.76	6,002.48	72,029.76	6,002.48	72,029.76	6,002.48
Rubber band	12,004.96	1,000.41	12,004.96	1,000.41	12,004.96	1,000.41
Newsprint paper	1,681.98	140.17	1,681.98	140.17	1,681.98	140.17
Fuel	78,649.60	6,554.13	78,649.60	6,554.13	78,649.60	6,554.13
Labor	408,992.00	34,082.67	408,992.00	34,082.67	408,992.00	34,082.67
Millet seeds	10,080.00	840.00	10,080.00	840.00	10,080.00	840.00
Round glass bottle	14,400.00	1,200.00	14,400.00	1,200.00	14,400.00	1,200.00
Saw dust	180,000.00	15,000.00	180,000.00	15,000.00	180,000.00	15,000.00
Young rice bran	6,000.00	500.00	6,000.00	500.00	6,000.00	500.00
Bottle neck	72,000.00	6,000.00	72,000.00	6,000.00	72,000.00	6,000.00
Lime	6,000.00	500.00	6,000.00	500.00	6,000.00	500.00
Urea fertilizer	8,400.00	700.00	8,400.00	700.00	8,400.00	700.00
Glutinous rice flour	25,200.00	2,100.00	25,200.00	2,100.00	25,200.00	2,100.00
Granulated sugar	7,800.00	650.00	7,800.00	650.00	7,800.00	650.00
Epsom salt	3,000.00	250.00	3,000.00	250.00	3,000.00	250.00
Bag	96,000.00	8,000.00	96,000.00	8,000.00	96,000.00	8,000.00
Water	18,000.00	1,500.00	18,000.00	1,500.00	18,000.00	1,500.00
Total	1,063,197.03	88,599.75	1,063,197.03	88,599.75	1,063,197.03	88,599.75
Value of raw materials outside the area	454,397.571	37,866.47	369,622.44	30,801.87	218,071.94	18,172.66
Value of raw materials inside the area	608,799.46	50,733.28	693,574.59	57,797.88	845,125.09	70,427.09

2) มูลค่าการใช้วัตถุดิบรวมต่อปีของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ทั้ง 3 พื้นที่ เท่ากับ 1,063,197.02 บาทต่อปีต่อราย คิดเป็นมูลค่ารวม 3,189,591.09 บาทต่อปี จำแนกออกเป็นวัตถุดิบจากภายในและภายนอก แต่ละพื้นที่ (Table 2) ได้ดังนี้

2.1) พื้นที่อำเภอแม่แตง พบว่าผู้ประกอบการชุมชนมีมูลค่าการใช้วัตถุดิบ

ภายนอกและภายในพื้นที่ เท่ากับ 454,397.57 และ 608,799.46 บาทต่อปี ตามลำดับ วัตถุดิบที่ต้องจัดหาจากภายนอกด้วยมูลค่าสูงสุด ได้แก่ ขี้เถ้า 180,000 บาทต่อปี รองลงมา คือ ถุงพลาสติก ฝาจุก และคอขวด มูลค่า 96,000, 72,029 และ 72,000 บาทต่อปี ตามลำดับ

2.2) พื้นที่อำเภอคอยสะเกิด พบว่าผู้ประกอบการมีมูลค่าการใช้วัสดุจากภายนอกและภายในพื้นที่ เท่ากับ 369,622.44 และ 693,574.59 บาทต่อปี ตามลำดับ วัสดุที่ต้องจัดหาจากภายนอกที่มีมูลค่าสูงสุด ได้แก่ จี๊เลื่อยเฉลี่ย 180,000 บาทต่อปี รองลงมา คือ ฝาจุก คอขวด และ แอลกอฮอล์ เท่ากับ 72,029, 72,000 และ 23,000 บาทต่อปี ตามลำดับ

2.3) พื้นที่อำเภอสารภี พบว่าผู้ประกอบการมีการใช้วัสดุจากภายนอกและภายในพื้นที่ มูลค่ารวม 218,071.94 และ 845,125.09 บาทต่อปี ตามลำดับ วัสดุจากภายนอกพื้นที่ที่มีมูลค่าสูงสุด ได้แก่ จี๊เลื่อยเฉลี่ย 180,000 บาทต่อปี เป็นไปในทิศทางเดียวกันกับผู้ประกอบการพื้นที่อำเภอแม่แตงและอำเภอคอยสะเกิด รองลงมา ได้แก่ จี๊สาย เมล็ดข้าวฟ่างและปุยยูเรีย เท่ากับ 19,591, 10,080 และ 84,000 บาทต่อปี ตามลำดับ

ความแตกต่างของชนิดวัสดุของผู้ประกอบการชุมชนต้องสรรหาจากภายนอกพื้นที่ มีความแตกต่างอย่างมีนัยยะสำคัญคือผู้ประกอบการในพื้นที่อำเภอแม่แตงและอำเภอคอยสะเกิดซึ่งบริบทของพื้นที่เป็นชุมชนชนบท มีที่ตั้งห่างไกลจากตัวเมืองเชียงใหม่ จำเป็นต้องจัดหาวัสดุซึ่งซื้อหาได้จากภายในชุมชนท้องถิ่น อาทิเช่น ฝาจุกและคอขวด ในขณะที่ผู้ประกอบการในพื้นที่อำเภอสารภี ซึ่งพื้นที่เป็นชุมชนกึ่งเมือง มีอาณาเขตติดกับเขตอำเภอเมือง จังหวัดเชียงใหม่ ฝาจุกและคอขวดเป็นวัสดุที่หาซื้อได้โดยสะดวก ประเด็นนี้ส่งผลและมีความสำคัญโดยตรงต่อมูลค่า

การจัดซื้อและใช้วัสดุภายในพื้นที่ของผู้ประกอบการพื้นที่อำเภอสารภี ที่มีมูลค่ารวมสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับอีก 2 พื้นที่ สามารถสร้างเม็ดเงินหมุนเวียนภายในชุมชนท้องถิ่นได้มากถึง 845,125.09 บาทต่อปี ในขณะที่ผู้ประกอบการพื้นที่อำเภอคอยสะเกิดและอำเภอแม่แตง สร้างมูลค่าเม็ดเงินหมุนเวียนจากการใช้วัสดุภายในท้องถิ่นได้เพียง 693,574.59 และ 608,799.46 บาทต่อปี ตามลำดับ ซึ่งผลการวิเคราะห์อัตราส่วนเพื่อเปรียบเทียบปริมาณการใช้ในกระบวนการผลิตเห็นคือน้อยสุดของทั้ง 3 พื้นที่ (Figure 2) แสดงให้เห็นว่า พื้นที่อำเภอสารภี มีสัดส่วนมูลค่าการใช้วัสดุภายในพื้นที่ต่อวัสดุภายนอกพื้นที่ สูงที่สุด (79.5:20.5) รองลงมาคือ พื้นที่อำเภอคอยสะเกิด (65.2:34.8) และพื้นที่อำเภอแม่แตง (57.3:42.7) ตามลำดับ

ข้อค้นพบด้านมูลค่าการใช้วัสดุภายในและภายนอกท้องถิ่น (Figure 3) ของผู้ประกอบการชุมชนในกระบวนการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยข้างต้น นำไปสู่การประยุกต์ใช้เพื่อการบริหารจัดการธุรกิจการเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยของผู้ประกอบการชุมชนสำหรับเพิ่มมูลค่าการใช้ประโยชน์วัสดุภายในท้องถิ่นของแต่ละพื้นที่ มีปัจจัยสำคัญที่ควรคำนึงถึงได้แก่ ลักษณะเฉพาะของบริบทพื้นที่ พื้นที่ที่ประชาชนในชุมชนยังคงรักษาไว้ซึ่งวิถีชีวิตเกษตรกรรม มีส่วนสำคัญต่อการเพิ่มมูลค่าการใช้วัสดุภายในท้องถิ่นของกระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยให้เพิ่มสูงขึ้น

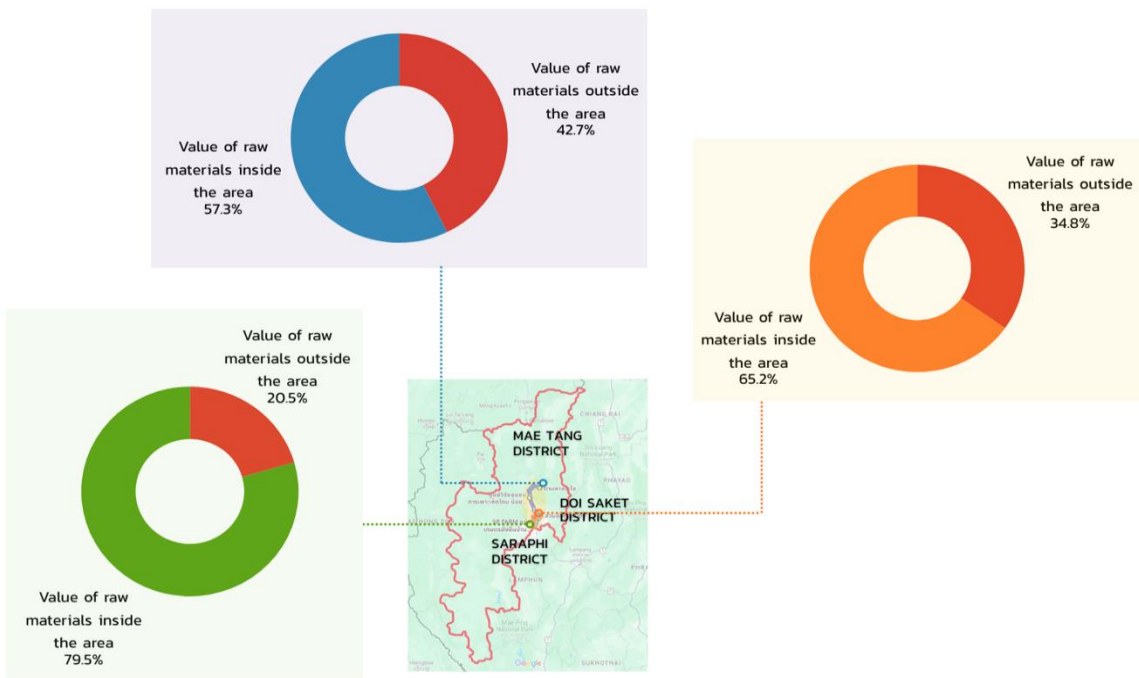


Figure 2 Proportion of raw materials using between inside and outside target areas.

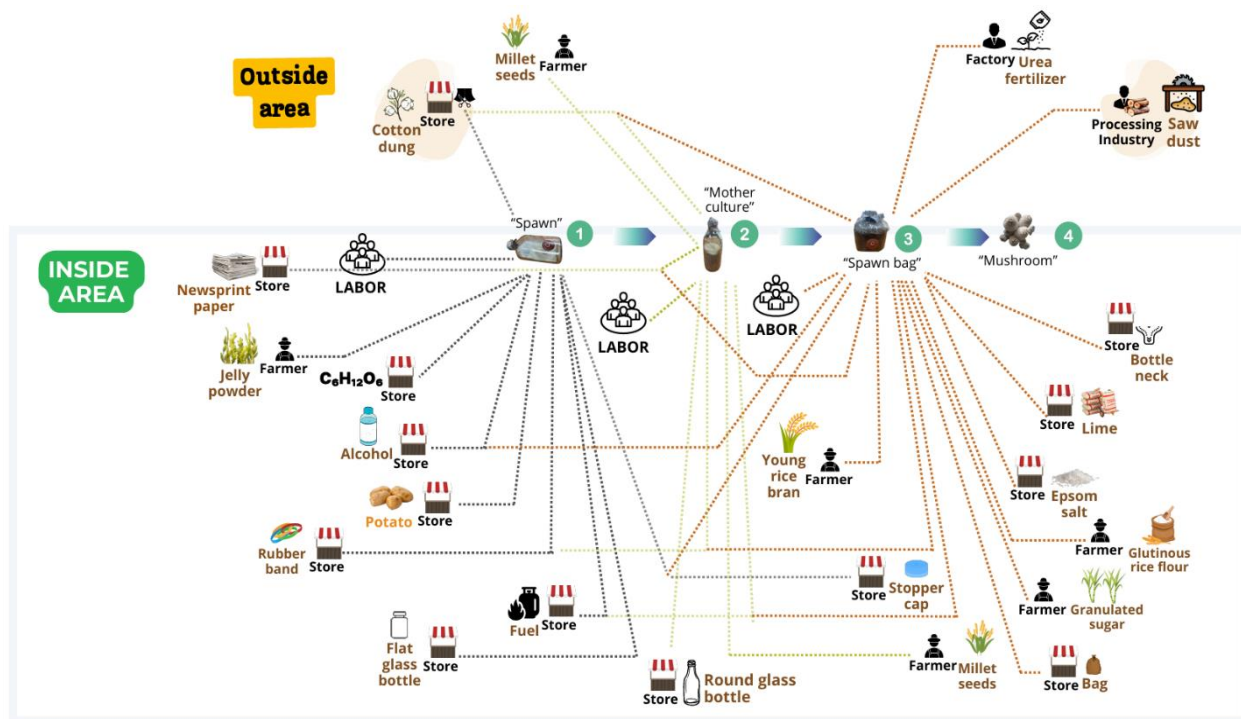


Figure 3 Value chain of creating the grassroots economy through the manufacturing process.

ในขณะที่ชุมชนที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปแบบวิถีชีวิต และการประกอบอาชีพ ได้แก่ พื้นที่อำเภอแม่แตง ซึ่งปัจจุบันได้ปรับเปลี่ยนตนเองจากชุมชน

เกษตรกรรมสู่การพัฒนาเชิงพื้นที่เพื่อส่งเสริมการท่องเที่ยวในรูปแบบต่าง ๆ ทั้งที่เป็นแหล่งท่องเที่ยวเชิงนิเวศ แหล่งท่องเที่ยวเชิงเกษตร และแหล่ง

ห้องเที่ยวโดยชุมชน ส่งผลโดยตรงต่อการพึ่งพาวัตถุดิบจากภายนอกพื้นที่สำหรับการเกษตรกรรมเพิ่มมากขึ้น สวนทางกับวัตถุดิบภายในพื้นที่ที่เริ่มหาได้ยากขึ้น นอกจากนี้ ยังมีอิทธิพลของความแตกต่างกันของพื้นที่ทางภูมิศาสตร์รวมทั้งการเปลี่ยนแปลงรูปแบบการใช้ที่ดิน ที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ทรัพยากรเพื่อผลิตสินค้าเกษตรรวมทั้งความแตกต่างในมูลค่าของวัตถุดิบที่ใช้ในกระบวนการผลิต (Brooks & McDonald, 2018; Lee & Kim, 2018; Zhang & Liu, 2017; Smith & Matthews, 2016; Liu & Li, 2015)

สรุป (Conclusions)

การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่า การพัฒนาและยกระดับศักยภาพของผู้ประกอบการชุมชน ซึ่งเป็นหนึ่งข้อต่อสำคัญของห่วงโซ่มูลค่าการผลิตผลผลิตทางการเกษตร สามารถช่วยยกระดับเศรษฐกิจชุมชนฐานรากได้อย่างแท้จริง เนื่องจากผู้ประกอบการชุมชนจำเป็นต้องจัดซื้อจัดหาวัตถุดิบทั้งที่เป็นทรัพยากรซึ่งจัดหาได้ภายในพื้นที่และภายนอกพื้นที่ แต่เมื่อใดก็ตามที่ผู้ประกอบการชุมชนสามารถเพิ่มปริมาณการใช้ทรัพยากรวัตถุดิบในกระบวนการผลิตจากภายในท้องถิ่น ในสัดส่วนที่มากกว่าการจัดหาจากแหล่งภายนอก สิ่งนี้จะเป็นตัวแปรสำคัญนำไปสู่การสร้างและการเพิ่มเม็ดเงินหมุนเวียนในระบบเศรษฐกิจชุมชน นอกจากนี้ กระบวนการผลิตเห็ดโคนน้อยที่มีประสิทธิภาพภายใต้การดำเนินงานของผู้ประกอบการชุมชนรายใหม่ที่มีศักยภาพจะสามารถเพิ่มปริมาณผลผลิตเห็ดโคนน้อยสดที่มีคุณภาพเพื่อป้อนเข้าสู่ตลาด

ผู้บริโภคและตลาดสินค้าเกษตรที่ปัจจุบันอยู่ในภาวะเกินความต้องการ นำไปสู่การเพิ่มขึ้นของรายได้เพื่อยกระดับเศรษฐกิจชุมชนเกษตรกรรมให้เป็นชุมชนที่สามารถพึ่งพาตนเองได้อย่างแท้จริง

อย่างไรก็ตาม กุญแจสำคัญ (Key activities) ซึ่งนำไปสู่การยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจหมุนเวียนภายในชุมชนพื้นที่ซึ่งเกิดจากการพัฒนาผู้ประกอบการธุรกิจเห็ดโคนน้อยรายใหม่ที่ขาดไม่ได้คือ การถ่ายทอดองค์ความรู้และเทคโนโลยีเพื่อการผลิตหัวเชื้อ แม่เชื้อ และก้อนเชื้อแบบครบวงจรจากผู้เชี่ยวชาญที่ครอบคลุมองค์ความรู้และแนวปฏิบัติที่ดี (Knowledge and good practice) นอกจากนี้ ผู้ประกอบการจำเป็นต้องสามารถประยุกต์ใช้องค์ความรู้และแนวปฏิบัติในกระบวนการการผลิตเห็ดโคนน้อยสดอย่างมีประสิทธิภาพ ภายใต้การควบคุมดูแลและติดตามผลจากนักวิจัยและผู้เชี่ยวชาญในระยะแรก รวมทั้งความสามารถในการบริหารจัดการต้นทุนค่าวัตถุดิบ โดยเฉพาะทรัพยากรการผลิตที่หาซื้อได้ยากและมีราคาสูง อาทิเช่น จี๋เลื้อย ภายใต้รูปแบบการสร้างเครือข่ายความร่วมมือระหว่างผู้ประกอบการชุมชนของทั้ง 3 พื้นที่ เพื่อร่วมสร้างอำนาจการต่อรองที่มีต่อผู้จัดจำหน่ายวัตถุดิบ (Supplier) ที่จะก่อให้เกิดประโยชน์โดยตรงคือ การเพิ่มขึ้นของส่วนต่างกำไร (Profit margin) เป็นการยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจชุมชนได้อีกทางหนึ่ง

นอกจากนี้ การส่งเสริมการถ่ายทอดเทคโนโลยีการผลิตที่เหมาะสม การบริหารจัดการผลผลิตภายหลังการเก็บดอก รวมถึงการสนับสนุน

และส่งเสริมทางการตลาดและระบบขนส่งผลผลิต
เห็ดโคนน้อยสด (Logistics) ให้แก่ผู้ประกอบการ
ชุมชนที่มีประสิทธิภาพ จะช่วยยกระดับให้ธุรกิจ
การเพาะเลี้ยงเห็ดโคนน้อยเป็นกลไกการสร้าง
รายได้ให้แก่ชุมชนอย่างยั่งยืน ช่วยลดปริมาณการ
สูญเสียทรัพยากร สามารถขยายผลเป็นรูปแบบการ
พัฒนาเศรษฐกิจชีวภาพระดับชุมชนในภูมิภาคอื่น
ของประเทศต่อไป

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

งานวิจัยได้รับทุนสนับสนุนจากกองทุน
ส่งเสริมส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม
(กองทุน ววน.) และหน่วยบริหารและจัดการทุน
ด้านการพัฒนาระดับพื้นที่ (บพท.) ภายใต้กรอบการ
วิจัย การพัฒนาขีดความสามารถของผู้ประกอบการ
ในพื้นที่ (Local Enterprises) ประจำปี พ.ศ.2567

เอกสารอ้างอิง (References)

Assarroudi, A., F. H. Nabavi, M. R. Armat, A. Ebadi &
M. Vaismoradi. 2018. Directed qualitative
content analysis: the description and elaboration
of its underpinning methods and data analysis
process. **Journal of Research in Nursing**
23(1): 56–57.
<https://doi.org/10.1177/1744987117741667>

Innawong, B. 2023. **A Management and Platform
Development Plan to Enhance the
Entrepreneurial Capacity of Local
Enterprises, in Collaboration with Area-Based
Researchers, Aiming to Create a
Collaborative Local Enterprises Network and**

Achieve the Sustainable Economic Results.
Research Report, the Thailand Science Research
and Innovation Fund (TSRI) and Program
Management Unit on Area Based Development
(PMUA), Bangkok. (in Thai)

Brooks, K. S. & S. A. McDonald. 2018. Geographical
factors and their impact on agricultural inputs: A
case study of land use and resource allocation.
Journal of Agricultural Economics 72(3): 457–
468.

<https://doi.org/10.1016/j.agrie.2018.01.007>

Bush, D. A. 1974. Autolysis of *Coprinus comatus*
sporophores. **Experientia** 30(9): 984–985.
<https://doi.org/10.1007/BF01938959>

Chantrasri, P. 2004. **Cultivation of Inky Cap
Mushrooms.** Chiang Mai, Thailand: Institute
for Science and Technology Research and
Development, Chiang Mai University. (in Thai)

Chuatrakul, W. 2025. **Creating a Center of Jobs
Creation and Income Distribution to the local
economy through the business of growing
inky mushrooms.** Research Report, the
Thailand Science Research and Innovation
Fund (TSRI) and Program Management Unit on
Area Based Development (PMUA), Bangkok.
(in Thai)

Danmake, K. 2013. **Innovation Production of Coprinus
Mushroom (Coprinus spp.) from Corn Crop
Residues by Local Wisdom of Phayao
Agriculturist.** Phayao, Thailand: Department
of Biotechnology, School of Agriculture and

- Natural Resources. University of Phayao.
(in Thai)
- Howell, A. 2015. 'Indigenous' innovation with heterogeneous risk and new firm survival in a transitioning Chinese economy. **Research Policy** 44(10): 1866–1876.
- Johansson, M., O. Sterner, H. Labischinski & T. Anke. 2001. Coprinol, a new antibiotic cuparane from a *Coprinus* species. **Zeitschrift für Naturforschung C** 56(1–2): 31–34. <https://doi.org/10.1515/znc-2001-1-205>
- Kappchai, J. 2013. **The role performance of village agricultural volunteers in Chiang Mai Province**. M.Sc.thesis, School of Agricultural and Cooperatives. Sukhothai Thammathirat University, Bangkok, Thailand. (in Thai)
- Kotha, R., Y. Zheng & G. George. 2011. Entry into new niches: The effects of firm age and the expansion of technological capabilities on innovative output and impact. **Strategic Management Journal** 32(9): 1011–1024. <https://doi.org/10.1002/smj.915>
- Lee, H. J. & S. Y. Kim. 2018. Agricultural resource allocation and input costs in different geographical regions. **Regional Environmental Change** 18(1): 123–134. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1359-6>
- Limpichotipong, N. 2000. **Effects of Temperature and Light on Growth and Deliquescent of *Coprinus cinereus comatus* var. *ovatus* (Schff. Thai For. Ecol. Res. J. 10(1): 95-114 (2026)**
- Ex Fr.**) M.Sc. thesis, Faculty of Science. Chiang Mai University, Chiang Mai, Thailand (in Thai)
- Liu, J. & F. Li. 2015. Environmental and climatic factors influencing agricultural resource use in different regions. **Environmental Science & Policy** 59: 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.02.004>
- Micheels, E. T. & J. F. Nolan. 2016. Examining the effects of absorptive capacity and social capital on the adoption of agricultural innovations: A Canadian Prairie case study. **Agricultural Systems** 145: 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.03.010>
- Office of the Council of State. 2005. **Community Enterprise Promotion Act, B.E. 2548 (2005)**. Thai government gazette series vol. 112/part 6a./page 1/18 January 2005. (in Thai)
- Osathaphant, P. 2005. **Coprinus mushroom cultivation in Thailand**. Mushroom Growers' Handbook 2 Part II Mushroom for better life: 199–207. (in Thai)
- Redhead, S. A., R. Vilgalys, J. M. Moncalvo, J. Johnson & J. S. Hoppole. 2001. *Coprinus* Pers. and the disposition of *Coprinus* species *sensu lato*. **Taxon** 50(1): 203–241. <https://doi.org/10.2307/1224525>
- Smith, J. D. & R. Matthews. 2016. The role of geographical diversity in agricultural input costs. **Agricultural Systems** 143: 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.002>

- Soithong, K. 1994. **Mushrooms and Large Fungi in Thailand**. Bangkok, Thailand: Department of Pest Management Technology, School of Agricultural Technology. King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang. (in Thai)
- Tapingkae, T. 1996. **Kan Phao Het Thua [Cultivation of Ink Cap Mushroom]**. Het Thai 2539. Bangkok. (in Thai)
- Trade Policy and Strategy Office, Ministry of Commerce. 2024. **The Development of Community Enterprises' to Uplift the Grassroots Economy**. Available source: <https://km.fti.or.th> (in Thai)
- Wang, R., Y. Wei, Y. Zhu, B. Huang & X. Lei. 2025. Bibliometric Insights into Riboflavin's Impact on Sperm Quality and Fertility Research. **Endocrinology Metabolic Syndrome** 14: 442. <https://doi.org/10.35248/2161-1017.25.14.442>
- Rattanapornwong, W. 2006. **Community Enterprise for Enhancing Poverty Solving Process**. Bangkok. (in Thai)
- Vanhaverbeke, W., H. Chesbrough & J. West. 2014. **Chapter 15 Surfing the new wave of open innovation research**. pp.281-294. *In* Chesbrough, H., W. Vanhaverbeke, & J. West (eds.). *New Frontiers in Open Innovation*. Oxford University Press, Oxford.
- Yli-Renko, H., E. Autio & H. J. Sapienza. 2001. Social capital, knowledge acquisition, and knowledge exploitation in young technology-based firms. **Strategic Management Journal** 22(6-7): 587-613.
- Yan, M., Y. Chen, M. Li, J. Wu, Z. Fang, J. Wang & J. Liu. 2022. *Coprinopsis cinerea* Galectin CGL1 Induces Apoptosis and Inhibits Tumor Growth in Colorectal Cancer Cells. **International Journal of Molecular Sciences** 24(1): 235. <https://doi.org/10.3390/ijms24010235>
- Zhang, Y. & X. Liu. 2017. Land use change and its economic impact on agricultural production: A case study in eastern China. **Environmental and Resource Economics** 68(4): 801-821. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0136-6>

นิพนธ์ต้นฉบับ

ลักษณะโครงสร้างสังคมพืช และอิทธิพลของปัจจัยแวดล้อมต่อการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาในระดับต่ำ
ในพื้นที่ป่าชุมชน จังหวัดแม่ฮ่องสอน

แหลมไทย อายานอก^{1,4}, เพ็ญพิลัย เปียนคิด^{*}, วราลี ศรีเกื้อ¹, กนต์พงศ์ เครือมา¹, เกียรติศักดิ์ นิยมท่าเสา⁴,
จิราพร ปักเขตานัง^{1,2}, ศุภลักษณ์ ศิริ^{1,3}, ยูวดี พลพิทักษ์^{1,3}, อีสริย์ ฮาวป็นใจ^{1,2} และ ต่อลาภ คำโย^{1,4}

รับต้นฉบับ: 5 มีนาคม 2569

ฉบับแก้ไข: 19 พฤษภาคม 2569

รับลงพิมพ์: 23 พฤษภาคม 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: สังคมพืชป่าดิบเขาในระดับต่ำถือเป็นสังคมพืชที่สำคัญในระบบนิเวศภูเขา จึงเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนที่สำคัญในระบบนิเวศป่าไม้ ส่วนใหญ่มักปรากฏอยู่ในพื้นที่ป่าสงวนแห่งชาติทางภาคเหนือของประเทศไทย บริเวณที่ปรากฏสังคมพืชนี้มักมีชุมชนชาวไทยภูเขาอาศัยอยู่ ทำให้ป่าดิบเขาในระดับต่ำเหล่านี้เสี่ยงต่อการถูกบุกรุกทำลาย เพื่อเป็นการป้องกันปัญหาดังกล่าวจึงได้มีการประกาศจัดตั้งป่าชุมชนขึ้น โดยให้ชุมชนในพื้นที่ช่วยกันดูแลรักษาป่า แม้ว่าจะมีการศึกษาลักษณะ โครงสร้างสังคมพืชและการกักเก็บคาร์บอนในป่าดิบเขาในระดับต่ำอยู่เป็นจำนวนมาก แต่ส่วนใหญ่มักศึกษาในพื้นที่ป่าอนุรักษ์ จึงทำให้ขาดข้อมูลในพื้นที่ป่าสงวนแห่งชาติ โดยเฉพาะป่าชุมชน รวมถึงการศึกษาถึงปัจจัยจำกัดของการกักเก็บคาร์บอนในสังคมพืชดังกล่าวยังมีอยู่อย่างจำกัด ดังนั้น การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาลักษณะ โครงสร้างสังคมพืช และการกักเก็บคาร์บอนรวมถึงปัจจัยแวดล้อมที่ส่งผลกระทบต่อ การกักเก็บคาร์บอน ในพื้นที่ป่าดิบเขาในระดับต่ำที่มีการจัดการในรูปแบบป่าชุมชน

วิธีการ: ดำเนินการศึกษาในพื้นที่ป่าดิบเขาในระดับต่ำ บริเวณป่าชุมชนบ้านละออบ บ้านดงเก่า บ้านดงใหม่ และบ้านตุน ตำบลห้วยห้อม อำเภอแม่ลาน้อย จังหวัดแม่ฮ่องสอน โดยวางแผนตัวอย่างแบบสุ่มเจาะจง (Purposive sampling) ขนาด 0.16 เฮกตาร์ (40 x 40 เมตร) จำนวน 12 แปลง ให้ครอบคลุมพื้นที่ป่าชุมชนทั้ง 4 หมู่บ้าน ทำการวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast height, DBH) และความสูงของไม้ต้นทุกต้นที่มีขนาด DBH มากกว่าหรือเท่ากับ 4.5 เซนติเมตร ที่ปรากฏในแปลงตัวอย่าง แล้วนำมาทำการจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis) เพื่อหาสังคมย่อยในแต่ละสังคมย่อย ทำการวิเคราะห์ลักษณะสังคมพืช ได้แก่ ดัชนีความหลากหลายชนิด ความหนาแน่น ขนาดพื้นที่หน้าตัด และดัชนีความสำคัญ และทำการประเมินปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ พร้อมทั้งการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาในระดับต่ำกับปัจจัยแวดล้อมทางลักษณะภูมิประเทศ ได้แก่ ระดับความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง ทิศด้านลาด ความลาดชัน และปัจจัยทางด้านลักษณะสังคมพืช ได้แก่ ขนาดพื้นที่หน้าตัด ความหนาแน่น ดัชนีความหลากหลาย และจำนวนต้นสำหรับการวิเคราะห์ลักษณะสังคมพืชและปริมาณการกักเก็บคาร์บอน รวมถึงวิเคราะห์หาความสัมพันธ์ของการกักเก็บคาร์บอนกับปัจจัยแวดล้อมทางลักษณะภูมิประเทศและปัจจัยทางด้านลักษณะสังคมพืช ด้วยวิธีแบบจำลอง

เชิงเส้นทั่วไปแบบผสม (Generalized Linear Mixed Model: GLMM) โดยวิเคราะห์ด้วย “Package lme4” และ “Package MuMin” ตามลำดับ ด้วยโปรแกรม R เวอร์ชัน 4.2.2

ผลการศึกษา: พบจำนวนไม้ต้นทั้งหมด 138 ชนิด 99 สกุล 54 วงศ์ จากทั้งหมด 2,548 ต้น ความหนาแน่นของหมู่ไม้และขนาดพื้นที่หน้าตัด (Basal area, BA) เท่ากับ 1,327.08 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 29.93 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ และค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Shannon index; H') เท่ากับ 4.18 สังคมพืชสามารถแบ่งออกเป็น 4 สังคมย่อย ประกอบไปด้วยสังคมป่าดิบเขารุ่นสอง (Secondary forest) 3 สังคม ได้แก่ สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น (LMF-AQRU) สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำเมงเม่านกเด่น (LMF-EUND) และ สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำมะกั้งคงเด่น (LMF-OSPA) และสังคมป่าดิบเขาดั้งเดิม (Primary forest) 1 สังคม คือ สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำก่อหรั่งเด่น (LMF-CADD) โดยมีลักษณะโครงสร้างป่าและการกักเก็บคาร์บอนแตกต่างกันไป คือ 1) สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น (LMF-ALQU) พบ 76 ชนิด 65 สกุล 40 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย เท่ากับ 3.64 มีความหนาแน่นของหมู่ไม้และขนาดพื้นที่หน้าตัดมากที่สุด เท่ากับ 2,014.58 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 45 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ มีมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เท่ากับ 238.48 ± 34.45 ต้นต่อเฮกตาร์ 112.08 ± 16.19 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ และ 410.98 ± 59.36 ต้นคาร์บอนไดออกไซด์ต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ 2) สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำเมงเม่านกเด่น (LMF-EUND) พบ 65 ชนิด 54 สกุล 33 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย เท่ากับ 3.46 มีความหนาแน่นของหมู่ไม้และขนาดพื้นที่หน้าตัดมากที่สุด เท่ากับ 1,472.91 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 25.91 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ มีมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เท่ากับ 175.57 ± 41.30 ต้นต่อเฮกตาร์ 82.52 ± 19.41 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ และ 302.57 ± 71.18 ต้นคาร์บอนไดออกไซด์ต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ 3) สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำมะกั้งคงเด่น (LMF-OSPA) พบ 73 ชนิด 62 สกุล 37 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย เท่ากับ 3.81 มีความหนาแน่นของหมู่ไม้และขนาดพื้นที่หน้าตัดมากที่สุด เท่ากับ 887.50 ต้นต่อเฮกตาร์ และ 28.41 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ มีมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เท่ากับ 266.99 ± 28.50 ต้นต่อเฮกตาร์ 125.48 ± 13.39 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ และ 460.12 ± 49.11 ต้นคาร์บอนไดออกไซด์ต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ และ 4) สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำก่อหรั่งเด่น (LMF-CADI) พบ 59 ชนิด 46 สกุล 30 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย เท่ากับ 3.36 มีความหนาแน่นของหมู่ไม้และขนาดพื้นที่หน้าตัดมากที่สุด เท่ากับ 1,229.16 ต้นต่อเฮกตาร์ 29.85 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ มีมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เท่ากับ 245.63 ± 16.02 ต้นต่อเฮกตาร์ 115.44 ± 7.53 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ และ 423.30 ± 27.61 ต้นคาร์บอนไดออกไซด์ต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำในพื้นที่ศึกษามีความสัมพันธ์ในทางลบกับระดับความสูงจากน้ำทะเล ($p < 0.001$) แต่มีความสัมพันธ์ในทางบวกกับระดับความลาดชัน ($p < 0.05$) และขนาดพื้นที่หน้าตัดของหมู่ไม้ ($p < 0.001$) บ่งชี้ว่า

ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาในระดับต่ำจะเพิ่มขึ้น เมื่อปรากฏอยู่ในพื้นที่ต่ำ มีความลาดชันสูง และประกอบไปด้วยหมุ่ไม้ที่มีขนาดพื้นที่หน้าตัดกว้าง

สรุปผล: ผลการศึกษานี้บ่งชี้ว่าป่าชุมชนตำบลห้วยห้อม จังหวัดแม่ฮ่องสอน ส่วนใหญ่มีสภาพเป็นป่าดิบเขาระดับต่ำรุ่นสองแต่ยังคงมีความหลากหลายทางชีวภาพสูง และมีความสามารถในการกักเก็บคาร์บอนได้ปริมาณมาก อย่างไรก็ตามนอกจากลักษณะความโตของต้นไม้แล้ว ลักษณะทางภูมิประเทศ เช่น ระดับความสูงจากน้ำทะเล และความลาดชัน ยังคงเป็นปัจจัยกำหนดที่สำคัญต่อปริมาณการกักเก็บคาร์บอน ดังนั้นหากมีการบริหารจัดการให้ป่าชุมชนที่มีลักษณะเป็นป่าดิบเขาระดับต่ำให้มีประสิทธิภาพในการกักเก็บคาร์บอนเพิ่มขึ้น จึงควรพิจารณาสภาพภูมิประเทศเป็นสำคัญ

คำสำคัญ: การจัดการป่าชุมชน, การดูดซับคาร์บอน, การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ

¹ ศูนย์จัดการก๊าซเรือนกระจก โครงการจัดตั้งวิทยาลัยป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

² สาขาวิชาเทคโนโลยีอุตสาหกรรมป่าไม้ โครงการจัดตั้งวิทยาลัยป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

³ สาขาวิชาการป่าไม้ โครงการจัดตั้งวิทยาลัยป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

⁴ สาขาวิชาเกษตรป่าไม้ มหาวิทยาลัยแม่โจ้-แพร่ เฉลิมพระเกียรติ แพร่ 54140

*ผู้รับผิดชอบบทความ: Penpilai.pen@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6634>

ORIGINAL ARTICLE

**Vegetation Structure and Environmental Influences on Carbon Stocks
in Lower Montane Evergreen Forest in Community Forests, Mae Hong Son Province**

Lamthai Asanok^{1,4}, Penpilai Piankhit^{1*}, Waralee Srikue¹, Kunthaphong Kruama¹, Kattisak Numtasao⁴,
Jiraporn Pakketanang^{1,2}, Suphalak Siri^{1,3}, Yuwadee Ponpituk^{1,3}, Itsaree Howpinjai^{1,2}, and Torlarp Kamyo^{1,4}

Received: 5 March 2026

Revised: 19 May 2026

Accepted: 23 May 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Lower montane forest (LMF) is indispensable in mountain ecosystems; it was important for carbon sequestration in forest ecosystems and mostly found that in northern Thailand. The areas where this forest type is located in the national forest reserve, are often found that inhabited by hill tribe communities, making the lower montane forest vulnerable to encroachment and destruction. Therefore, to prevent this problem, the community forests have been established to enable local communities to help protect these forest types. Despite several studies on the vegetation structure and carbon sequestration in lower montane forest but mostly focused on the conservation area. This leads to a lack of data in national forest reserves, especially community forests. As well as the study of the limitation's factors of carbon storage in such a plant community is also limited. Therefore, this study aims to investigate the vegetation structure characteristics, carbon sequestration, and environmental factors that affect carbon sequestration in lower montane forest areas that are managed as community forests.

Methodology: This study was conducted in the lower montane forest located in community forests of Ban La-Oob, Ban Dong Kao, Ban Dong Mai, and Ban Tun, at Huai Hom Subdistrict, Mae Lan Noi District, Mae Hong Son Province. Twelve - 0.16 ha (40 x 40 meters) of purposive sampling plots were established to cover the community forest area of four villages. The diameter at breast height (DBH) and total height of all trees within the DBH \geq 4.5 cm in the sample plots were measured. Cluster analysis was performed to classified sub-communities. Plant community characteristics were analyzed for each sub-community, including diversity index (H'), density (D), basal area (BA), and importance value index (IVI). We also analyzed biomass, carbon sequestration, and carbon dioxide sequestration of each sub-community. Furthermore, the relationship between carbon sequestration of lower montane forest with the factors of topographical as elevation above mean sea level, aspect, and slope, moreover the plant community characteristics as BA, D, H' and number of species were analyzed using a Generalized Linear Mixed Model (GLMM) with the "lme4 package" and "MuMin package", respectively, in R version 4.2.2.

Main Results: We found that a total of 138 tree species, 99 genera, and 54 families were founded including 2,548 trees. The tree density and basal area were 1,327 trees ha⁻¹ and 29.93 m² ha⁻¹, respectively. The Shannon-Wiener index (H') was high ($H'=4.18$). Plant communities can be divided into four sub-communities, three of which are secondary forest which dominated by *Alstonia glaucescens* (LMF-ALGL), *Eurya nitida* (LMF-EUNI) and *Ostodes paniculate* (LMF-OSPA), and one sub-community of

primary forest of lower montane forest dominated by *Castanopsis diversifolia* (LMF-CADI). The forest structure and carbon sequestration varied among sub-community types. First, the sub-community of lower montane forest dominated by *Alstonia glaucescens* (LMF-ALGL) showed that 76 species 65 genera and 40 families were found. The Shannon-Wiener index (H') was 3.64 with tree density and basal area were 2,014.58 trees ha^{-1} and 45 $m^2 ha^{-1}$, respectively. The biomass, carbon sequestration, and carbon dioxide sequestration values were 238.48 ± 34.45 t ha^{-1} , 112.08 ± 16.19 tC eq ha^{-1} and 410.98 ± 59.36 tCo₂eq ha^{-1} , respectively. Second, the sub-community of lower montane forest with *Eurya nitida* (LMF-EUNI) showed that 65 species 54 genera and 33 families were found. The Shannon-Wiener index (H') was 3.46 with tree density and basal area were 1,472.91 trees ha^{-1} and 25.91 $m^2 ha^{-1}$, respectively. The biomass, carbon sequestration, and carbon dioxide sequestration values were 175.57 ± 41.30 t ha^{-1} , 82.52 ± 19.41 tC eq ha^{-1} and 302.57 ± 71.18 tCo₂eq ha^{-1} , respectively. Third, the sub-community of lower montane forest with *Ostodes paniculata* (LMF-OSPA) showed that 73 species 62 genera and 37 families were found. The Shannon-Wiener index (H') was 3.81 with tree density and basal area were 887.50 trees ha^{-1} and 28.41 $m^2 ha^{-1}$, respectively. The biomass, carbon sequestration, and carbon dioxide sequestration values were 266.99 ± 28.50 t ha^{-1} , 125.48 ± 13.39 tC eq ha^{-1} and 460.12 ± 49.11 tCo₂eq ha^{-1} , respectively. Fourth, the sub-community of lower montane forest with *Castanopsis diversifolia* (LMF-CADI) showed that 59 species 46 genera and 30 families were found. The Shannon-Wiener index (H') was 3.36 with tree density and basal area showed that 1,229.16 trees ha^{-1} and 29.85 $m^2 ha^{-1}$, respectively. The biomass, carbon sequestration, and carbon dioxide sequestration are shown 245.63 ± 16.02 t ha^{-1} , 115.44 ± 7.53 tC eq ha^{-1} and 423.30 ± 27.61 tCo₂eq ha^{-1} , respectively. Furthermore, the carbon sequestration of the lower montane forest in the study areas had negatively significantly with the elevation above mean sea level ($p < 0.001$), but positively significantly with the slope ($p < 0.05$) and basal area ($p < 0.001$). Indicating the carbon sequestration of LMF is positively associated with high elevations, steep slopes, and large basal areas.

Conclusion: This study indicates that community forests of Huai Hom subdistrict, Mae Hong Son Province, consist of secondary lower montane forest. These forests maintain high biodiversity and possess significant carbon sequestration capacity. However, alongside tree growth, topographic factors such as elevation and slope remained crucial determinants of carbon sequestration. Therefore, topography must be taken into consideration when managing lower montane community forests to enhance their carbon sequestration efficiency.

Keyword: Community forest management, carbon sequestration, climate change

¹Center of Greenhouse Gas Management, Maejo University Phrae Campus, Rong Kwang, Phrae, 54140 Thailand

²Forest Industry Technology, Maejo University Phrae Campus, Rong Kwang, Phrae, 54140 Thailand

³Forestry, Maejo University Phrae Campus, Rong Kwang, Phrae, 54140 Thailand

⁴Agroforestry, Maejo University Phrae Campus, Rong Kwang, Phrae, 54140 Thailand

* **Corresponding author:** Penpilai.pen@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6634>

บทนำ (Introduction)

การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศของโลก ที่ทวีความรุนแรงขึ้นในปัจจุบัน เป็นผลมาจากการปลดปล่อยก๊าซเรือนกระจก (Greenhouse gasses) จากการดำเนินกิจกรรมของมนุษย์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่มีสัดส่วนมากถึง 65 เปอร์เซ็นต์ ของก๊าซเรือนกระจกที่ปล่อยสู่ชั้นบรรยากาศทั้งหมด นับตั้งแต่กลางทศวรรษที่ 20 และยังคงเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง (World Meteorological Organization 2023) แม้ว่าจะมีนโยบายการบรรเทาการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศเพิ่มขึ้นก็ตาม การลดปริมาณก๊าซเรือนกระจกในชั้นบรรยากาศจึงนับเป็นความท้าทายที่จะต้องดำเนินการอย่างเร่งด่วน ซึ่งเป็นที่ทราบกันดีแล้วว่าป่าไม้ถือเป็นทรัพยากรธรรมชาติที่มีบทบาทสำคัญในการกักเก็บคาร์บอนในชั้นบรรยากาศ โดยต้นไม้จะดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ผ่านกระบวนการสังเคราะห์แสงและสร้างผลผลิตในรูปแบบของแป้งและน้ำตาล และถูกกักเก็บไว้ในรูปแบบของคาร์บอนในมวลชีวภาพทั้งใน ราก ลำต้น กิ่ง และใบ (Timilsina *et al.*, 2014) จากรายงานการศึกษาของ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช (DNP, 2020) พบว่าสังคมพืชที่มีปริมาณการกักเก็บคาร์บอนในมวลชีวภาพมากเป็นลำดับต้น ๆ คือ กลุ่มป่าไม้ผลัดใบ เพราะสามารถสังเคราะห์แสงเพื่อกักเก็บคาร์บอนได้ตลอดทั้งปี (Bagri *et al.*, 2025)

สังคมพืชป่าดิบเขาในระดับต่ำเป็นระบบนิเวศของป่าไม้ผลัดใบ ถือเป็นสังคมพืชที่ปรากฏอยู่เป็นจำนวนมากในระบบนิเวศภูเขา ส่วนใหญ่มักกระจายอยู่ในทางภาคเหนือของประเทศไทย ที่ระดับความสูงระหว่าง 1,000-1,800 เมตร อุณหภูมิ

เฉลี่ย 18-20 องศาเซลเซียส จึงทำให้สภาพอากาศหนาวเย็นตลอดทั้งปี พรรณพืชส่วนใหญ่ปกคลุมด้วยพรรณไม้ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และวงศ์อบเชย (Luaraceae) (Marod & Kutintara 2009) ป่าดิบเขา มีความสามารถเก็บกักคาร์บอนโดยเฉลี่ยประมาณ 42.8 ตันคาร์บอนต่อไร่ (Diloksumpun, 2007) ซึ่งมีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนสูงกว่าป่าผลัดใบ ในปัจจุบันการศึกษาลักษณะสังคมพืชและการกักเก็บคาร์บอนในพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำยังมีอยู่อย่างจำกัด และส่วนใหญ่มักกระจุกตัวอยู่บริเวณพื้นที่ป่าอนุรักษ์ เช่น อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย (Marod *et al.*, 2015; Hermhuk *et al.*, 2014; Asanok *et al.*, 2013) และ อุทยานแห่งชาติดอยอินทนนท์ (Kamyong & Anongrak, 2016) เป็นต้น ด้วยพื้นที่ป่าสงวนแห่งชาติ บริเวณที่สูงมักปรากฏชุมชนชาวไทยภูเขาอาศัยอยู่เป็นจำนวนมาก และหลากหลายชาติพันธุ์ ดำเนินชีวิตโดยการพึ่งพิงป่าและอาศัยการทำเกษตรในพื้นที่สูง เช่น การทำไร่เลื่อนลอย และการทำไร่หมุนเวียน เป็นต้น (Akarasilakul, 2004) พื้นที่ดังกล่าวมักอยู่นอกเขตป่าอนุรักษ์ จึงทำให้ป่าดิบเขาเสี่ยงต่อการถูกบุกรุกเพื่อเป็นการปกป้องพื้นที่เหล่านี้ กรมป่าไม้ จึงได้มีการกำหนดพระราชบัญญัติป่าชุมชน พ.ศ. 2562 ขึ้น และได้มีการประกาศจัดตั้งป่าดิบเขาที่อยู่ในเขตป่าสงวนแห่งชาติและอยู่ใกล้กับชุมชนให้เป็นป่าชุมชนที่ถูกต้องตามกฎหมายและชุมชนยังคงสามารถใช้ประโยชน์จากป่าชุมชนเหล่านี้ได้

ป่าชุมชนตำบลห้วยหอม อำเภอแม่ลาน้อย จังหวัดแม่ฮ่องสอน เป็นพื้นที่ปกคลุมด้วยป่าดิบเขา ระดับต่ำ มีสภาพเป็นผืนป่ากระจายสลับกับพื้นที่เกษตรกรรมและชุมชนชาวไทยภูเขา ในอดีตเคยถูกแพ้วถางทำไร่ข้าวโพด และปลูกข้าวไร่ ทำให้หลาย

แห่งมีสภาพเป็นภูเขาหัวโล้น หลังจากนั้นปี พ.ศ. 2535 กรมป่าไม้ได้ซื้อคืนพื้นที่และกระจัดพื้นที่ทำกินให้เหมาะสม จึงทำให้พื้นที่ป่าส่วนใหญ่มีโอกาสได้เกิดการทดแทนตามธรรมชาติจนกลับฟื้นคืนเป็นผืนป่าดั้งเดิม และถูกประกาศจัดตั้งเป็นป่าชุมชน โดยมีเงื่อนไขให้ชุมชนสามารถใช้ประโยชน์จากป่าชุมชนเหล่านี้ได้ เช่น การตัดไม้ใช้สอย และปลูกกาแฟ จนกลายเป็นแหล่งผลิตกาแฟที่สำคัญอีกแห่งหนึ่งของจังหวัดแม่ฮ่องสอน ดังนั้น การศึกษานี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อวิเคราะห์ลักษณะโครงสร้างป่า ประเมินการกักเก็บคาร์บอน รวมถึงปัจจัยแวดล้อมที่ส่งผลต่อปริมาณการกักเก็บคาร์บอน เพื่อใช้สำหรับเป็นข้อมูลในการจัดการพื้นที่ป่าชุมชนให้เกิดความเพิ่มพูนความหลากหลายทางชีวภาพ และช่วยบรรเทาการเปลี่ยนแปลงของสภาพภูมิอากาศเพื่อให้อัดคล้องกับวัตถุประสงค์ของการจัดตั้งป่าชุมชนและเป็นการตอบสนองต่อนโยบายรัฐบาลต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methodology)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

ทำการศึกษาในพื้นที่ป่าชุมชนบ้านละออบ บ้านดงเก่า บ้านดงใหม่ และบ้านตุน (Figure 1) ตำบลห้วยห้อม อำเภอแม่ลาน้อย จังหวัดแม่ฮ่องสอน ตั้งอยู่ที่พิกัด UTM Zone 47Q X:401510, Y:2029854 ลักษณะภูมิประเทศส่วนใหญ่เป็นเทือกเขาสูงชันสลับซับซ้อน พบพื้นที่ราบเพียงร้อยละ 5 ของพื้นที่ทั้งหมด ปรากฏพื้นที่ป่าเป็นผืนกระจายสลับกับพื้นที่เกษตรกรรม มีระดับความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลาง 1,030-1,300 เมตร จัดอยู่ในชั้นคุณภาพลุ่มน้ำชั้นที่ 1 มีลักษณะเป็นป่าดิบเขาระดับต่ำ (Lower montane forest) ที่ผ่านการ

รบกวน มีสภาพเป็นป่ารุ่นสอง (Secondary forest) ปรากฏพรรณไม้เบิกนำ และพรรณไม้ดั้งเดิมปะปนกัน เช่น แมงม่านก (*Eurya nitida*) ทะโล้ (*Schima wallichii*) มะคังดง (*Ostodes paniculata*) ก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) และก่อหรั่ง (*Castanopsis diversifolia*) เป็นต้น ลักษณะภูมิอากาศได้รับอิทธิพลจากลมมรสุมตะวันตกเฉียงใต้ ส่งผลให้ฤดูร้อนเริ่มตั้งแต่ต้นมีนาคมถึงเมษายน ฤดูฝนเริ่มตั้งแต่ปลายเดือนเมษายนถึงตุลาคม และฤดูหนาวเริ่มตั้งแต่เดือนพฤศจิกายนถึงกุมภาพันธ์ มีอุณหภูมิเฉลี่ยรายปี 20.5 องศาเซลเซียส และมีปริมาณน้ำฝนรายปีเฉลี่ย 1,260 มิลลิเมตร (Meteorological Department, 2025)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

2.1 การเก็บข้อมูลพรรณไม้

ทำการเดินสำรวจเบื้องต้นให้ทั่วพื้นที่ป่าชุมชนแต่ละแห่ง แล้ววางแปลงตัวอย่างแบบสุ่มเจาะจง (Purposive sampling) ในบริเวณพื้นที่ ๆ เป็นตัวอย่างที่ดีของแต่ละสังคมพืช โดยวางแปลงขนาด 0.16 เฮกตาร์ (40 เมตร × 40 เมตร) จำนวน 12 แปลง ครอบคลุมพื้นที่ป่าชุมชน 4 หมู่บ้าน คือ บ้านดงเก่า (4 แปลง) บ้านดงใหม่ (3 แปลง) บ้านละออบ (2 แปลง) และบ้านตุน (3 แปลง) (Figure 1) จากนั้นในแต่ละแปลง ทำการแบ่งแปลงย่อยขนาด 10 เมตร × 10 เมตร จำนวน 16 แปลง เพื่อเก็บข้อมูลไม้ต้น (Tree) คือ ต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast height, DBH) ที่ความสูงจากพื้นดิน 1.30 เมตร มากกว่าหรือเท่ากับ 4.5 เซนติเมตร ที่ปรากฏภายในแปลงตัวอย่าง วัดขนาด DBH ด้วยเทปวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter tape) และวัดความสูงด้วยเครื่องวัดแบบเลเซอร์

Laser Rangefinder) พร้อมทั้งระบุชื่อวิทยาศาสตร์ตาม Pooma & Suddee (2014)

2.2 ป่าจัยแควดล้อม

ป่าจัยแควดล้อมที่ส่งผลกระทบต่อลักษณะสังคมพืช ในการศึกษาเลือกใช้เฉพาะป่าจัยแควดล้อมที่เกี่ยวข้องกับลักษณะภูมิประเทศ ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเล (เมตร), ความลาดชัน (เปอร์เซ็นต์) และทิศด้านลาด (องศา) เนื่องจากเป็นข้อมูลที่สามารถประเมินได้จากฐานข้อมูลแบบจำลองระดับสูงเชิงเลข (Digital elevation model: DEM) โดยกำหนดค่าจากจุด

ศูนย์กลางของแต่ละแปลงตัวอย่างขนาด 0.16 เฮกตาร์ แล้วทำการประเมินค่าโดยใช้แบบจำลองระดับสูงเชิงเลข (digital elevation model: DEM) ในการศึกษาได้นำเข้าข้อมูลความสูงจากระดับน้ำทะเล ความลาดชัน และทิศด้านลาด ซึ่งใช้วิธีการดึงข้อมูลจาก DEM โดยใช้จุดพิกัดจากแปลงตัวอย่างเป็นจุดอ้างอิงป่าจัยแควดล้อมดังกล่าว ทั้งนี้ DEM ที่นำมาใช้จัดทำโดยกรมพัฒนาที่ดิน (Land Development Department 2012) มีความละเอียด 1 ตารางกิโลเมตร ด้วยโปรแกรม ArcMap Version 10.6

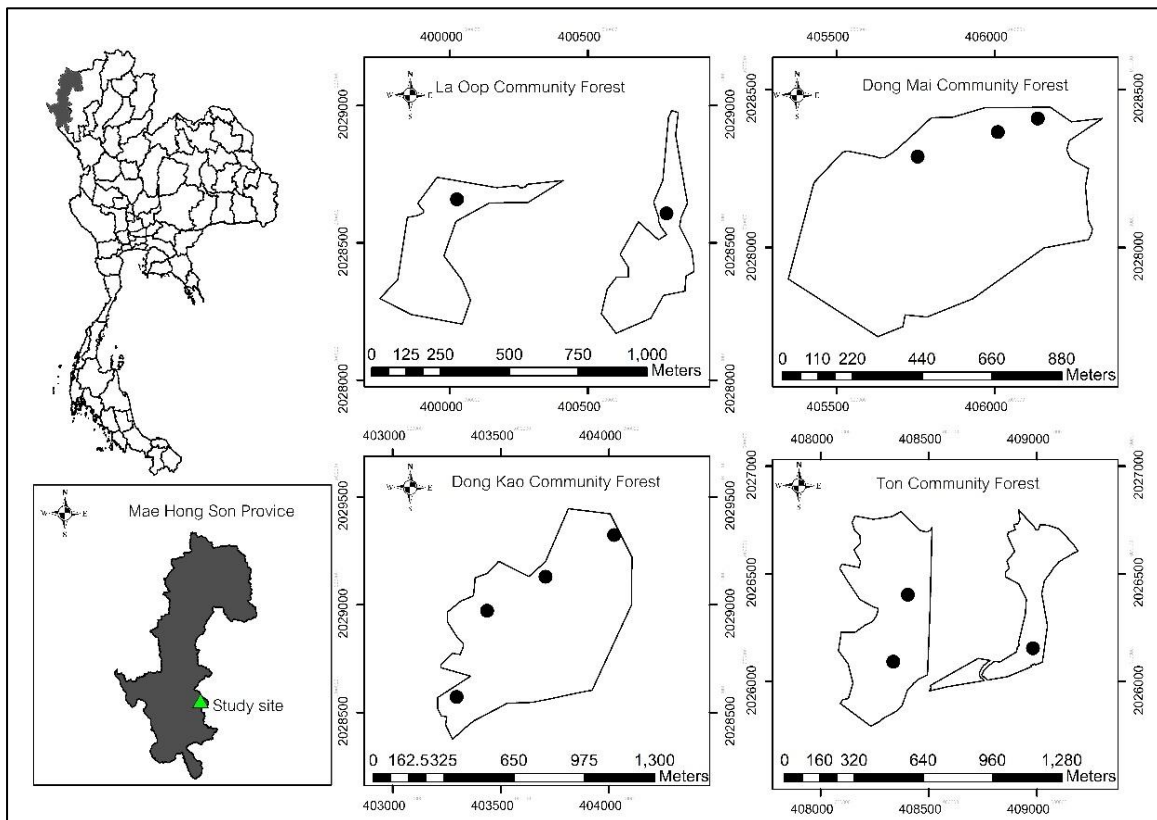


Figure 1 Study area and sample points of lower montane forest in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

3.1 การจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis)
ทำการจัดกลุ่มหมู่ไม้เพื่อหาสังคมพืชย่อย โดยใช้ค่าผลรวมระหว่างค่าความหนาแน่นสัมพัทธ์ และค่าความเด่นสัมพัทธ์ของไม้แต่ละชนิดภายในแต่ละ

แปลงตัวอย่างขนาด 0.16 เฮกตาร์ มาใช้จำแนกสังคม (Community classification) โดยประยุกต์ใช้หลักความคล้ายคลึงของ Sorensen (1948) ในการหาค่าความแตกต่างของสังคมพืช (Dissimilarity) และใช้หลักการรวมกลุ่มตามวิธีของ Ward (Kent &

Coker, 1994) วิเคราะห์ข้อมูลโดยโปรแกรม PCORD Version 6 (McCune & Mefford, 2011)

3.2 ลักษณะโครงสร้างสังคมพืชย่อย โดยวิเคราะห์หาค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (Importance value index, IVI) ในแต่ละกลุ่ม (Cluster) โดยหาค่าความหนาแน่น (Density, D: ต้นต่อเฮกตาร์) ค่าความเด่นด้านพื้นที่หน้าตัด (Dominance, Do: ตร.ม./เฮกตาร์) และค่าความถี่ (Frequency, F: เปอร์เซ็นต์) เพื่อหาค่าความสัมพันธ์ทั้งสามค่าดังกล่าว ซึ่งผลรวมของค่าสัมพันธ์ทั้งสามค่าจะเท่ากับค่าดัชนีความสำคัญของไม้ต้นตาม (Marod & Kutintara, 2009) และหาค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Species diversity index) ตามสมการ Shannon-Wiener index (H') (Magurran 1988)

3.3 ประเมินมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอน ดังนี้

1) ประเมินมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (Above ground biomass: ABG) เลือกใช้สมการแอลโลเมตรีเพื่อคำนวณหามวลชีวภาพของไม้ต้นรายต้นตามสมการของ Tsutsumi *et al.* (1983) ซึ่งเป็นสมการที่ใช้ประเมินมวลชีวภาพของไม้ยืนต้นขนาดใหญ่ในป่าดิบเขา ดังนี้

$$W_S = 0.0059 \times (D^2H)^{0.919}$$

$$W_B = 0.00893 \times (D^2H)^{0.977}$$

$$W_L = 0.0140 \times (D^2H)^{0.669}$$

$$W_T = W_S + W_B + W_L$$

WS = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นลำต้น (กิโลกรัม)

WB = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นกิ่ง (กิโลกรัม)

WL = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นใบ (กิโลกรัม)

WT = มวลชีวภาพส่วนของลำต้น + กิ่ง + ใบ (กิโลกรัม)

D หรือ DBH = เส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (เซนติเมตร)

H = ความสูง (เมตร)

2) ประเมินมวลชีวภาพใต้ดิน (Below ground (root) biomass, BLG) คิดเป็นร้อยละ 27 ของมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน (IPCC, 2006)

$$BLG = ABG \times 0.27$$

3) ค่าสัดส่วนการกักเก็บคาร์บอน (Carbon fraction: CF) ของไม้ยืนต้นทุกชนิด กำหนดว่าประมาณร้อยละ 47 ของมวลชีวภาพของต้นไม้เป็นคาร์บอน (IPCC, 2006)

$$CF = (ABG + BLG) \times 0.47 \text{ (ตันคาร์บอน)}$$

4) ค่าสัดส่วนการดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็นสัดส่วนระหว่างก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และคาร์บอน คือ 44/12 (IPCC, 2006) หรือ $CO_2 = CF \times (44/12)$ (ตันคาร์บอนไดออกไซด์เทียบเท่า)

4. ความแปรปรวนเพื่อเปรียบเทียบความแตกต่างของปัจจัยแวดล้อม ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเล (เมตร) ความลาดชัน (เปอร์เซ็นต์) และทิศด้านลาด (องศา) ลักษณะสังคมพืช ได้แก่ ขนาดพื้นที่หน้าตัด (ต้นต่อเฮกตาร์) ความหนาแน่น (ต้นต่อเฮกตาร์) ดัชนีความหลากหลาย (H') และจำนวนชนิดไม้ต้น (ชนิด) รวมถึงปริมาณคาร์บอนของแต่ละสังคมย่อยที่ได้จากการจัดกลุ่ม (Cluster analysis) ด้วยวิธีการ One way ANOVA analysis ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 และใช้การจัดกลุ่มแบบ Tukey HSD (Bernette & McLean, 1998)

5. การหาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของหมู่ไม้กับปัจจัยแวดล้อม

เพื่อหาตัวแปรที่มีอิทธิพลต่อปริมาณการกักเก็บคาร์บอน โดยใช้ค่าปริมาณการกักเก็บคาร์บอนและปัจจัยแวดล้อม ในแต่ละแปลงตัวอย่างขนาด 0.16 เฮกตาร์ ประกอบด้วย ปัจจัยด้านภูมิประเทศ ได้แก่ ความสูงจากระดับน้ำทะเล ความลาดชัน และทิศด้านลาด และลักษณะสังคมพืช ประกอบด้วย ขนาดพื้นที่หน้าตัด (ตันต่อเฮกตาร์) ความหนาแน่น (ตันต่อเฮกตาร์) ดัชนีความหลากหลาย (H') และจำนวนชนิดไม้ต้น (ชนิด) ด้วยแบบจำลองเชิงเส้นทั่วไปแบบผสม (Generalized Linear Mixed Model: GLMM) โดยใช้กลุ่มสังคมพืชย่อยเป็นค่าผลกระทบแบบสุ่ม (Random effect) และก่อนทำการวิเคราะห์ข้อมูลได้ทำการปรับค่าปัจจัยแวดล้อมให้อยู่ในรูปของ \log_2 เพื่อให้ฐานตัวเลขแต่ละปัจจัยมีค่าเท่ากัน จากนั้นทำการเลือกแบบจำลอง (Model) ที่ดีที่สุดพิจารณาจากค่า Akaike information criterion (AIC) ต่ำสุด วิเคราะห์ด้วย “Package lme4” และ “Package MuMin” ตามลำดับ ด้วยโปรแกรม R เวอร์ชัน 4.2.2

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. โครงสร้างสังคมพืชและองค์ประกอบชนิดไม้ต้น

พบจำนวนชนิดไม้ต้น 138 ชนิด 99 สกุล 54 วงศ์ จากไม้ต้นทั้งหมด 2,548 ต้น ความหนาแน่นของไม้ (Density, D) เท่ากับ 1,327.08 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด (Basal area, BA) เท่ากับ 29.93 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Shannon index, H') เท่ากับ 4.18 ชนิดไม้ต้นที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) 5 ลำดับแรก ได้แก่ ทะโล้ (*Schima wallichii*) ก่อหรั่ง (*Castanopsis diversifolia*) ตาเป็ดเขา (*Ardisia quinquegona*) อินทวา (*Persea gamblei*) และก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) เท่ากับ 16.52, 16.15, 10.30, 10.24 และ 9.97 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ผลการจัดกลุ่มสังคมพืชย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำ ที่ระดับความคล้ายคลึงที่ร้อยละ 50 สามารถแบ่งออกเป็น 4 สังคมย่อย (Figure 2) ดังนี้

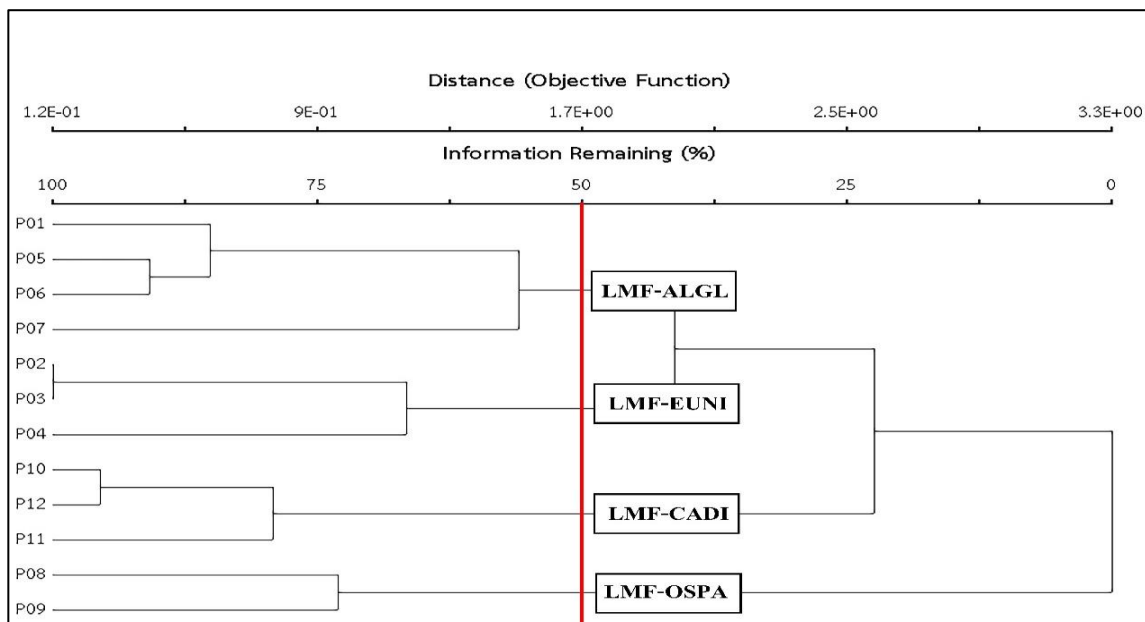


Figure 2 The dendrogram of stand clustering of lower montane forest in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province: lower montane forest with *Alstonia glaucescens* (LMF-ALGL), lower montane forest with *Eurya nitida* (LMF-EUNI), lower montane forest with *Ostodes paniculate* (LMF-CADI) and lower montane forest with *Castanopsis diversifolia* (LMF-OSPA)

1. สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำตาเป็ดเขา (*Alstonia glaucescens*) (LMF-ALGL) พบจำนวนชนิดไม้ต้น 76 ชนิด 63 สกุล 40 วงศ์ จากไม้ต้นทั้งหมด 967 ต้น ความหนาแน่นของหมู่ไม้ (Density, D) เท่ากับ 2,014.58 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด (Basal area, BA) เท่ากับ 45 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Shannon-Weiner index, H') เท่ากับ 3.64 (Table 1) เมื่อพิจารณาชนิดไม้ต้นที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) 5 ลำดับแรก ได้แก่ ตาเป็ดเขา (*Ardisia quinquegona*) ทะโล้ ก่อใบเลื่อม อินทวา (*Persea gamblei*) และแจ้กวางคง (*Wendlandia paniculata*) มีค่า IVI เท่ากับ 17.75, 17.46, 14.08, 14.00 และ 13.72 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Table 2)

2. สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำแมงเม่า (*Eurya nitida*) เค้น (LMF-EUNI) พบจำนวนชนิดไม้ต้น 65 ชนิด 54 สกุล 33 วงศ์ จากไม้ต้นทั้งหมด 707 ต้น ความหนาแน่นของหมู่ไม้ (D) เท่ากับ 1,472.91 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด (BA) เท่ากับ 25.91 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และมีค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 3.46 (Table 1) เมื่อพิจารณาชนิดไม้ต้นที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) 5 ลำดับแรกคือ แมงเม่า นก ทะโล้ คอเหี้ย (*Xerospermum noronhianum*) กรมเขา (*Aporosa nigricans*) และตาเป็ดเขา (*Ardisia quinquegona*) มีค่า IVI เท่ากับ 27.40, 24.19, 13.40, 11.96 และ 11.61 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Table 2)

Table 1 Plant community characteristics of lower montane forest and sub-community of lower montane forest with *Alstonia glaucescens*, (LMF-ALGL), lower montane forest with *Eurya nitida*, (LMF-EUNI), lower montane forest with *Castanopsis diversifolia*, (LMF-CADI) and lower montane forest with *Ostodes paniculata* (LMF-OSPA) in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province.

Community characters	Total	LMF-ALGL	LMF-EUNI	LMF-CADI	LMF-OSPA
Number of species	138	76	65	59	73
Number of genera	99	63	54	46	62
Number of Family	54	40	33	30	37
Shannon-Wiener index	4.18	3.64	3.46	3.36	3.81
Basal area (m ² ha ⁻¹)	29.93	45	25.91	29.85	28.41
Stem density (stem ha ⁻¹)	1,327.08	2,014.58	1,472.91	1,229.16	887.5

3. สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำก่อหรั่ง (*Castanopsis diversifolia*) เค้น (LMF-CADI) พบจำนวนชนิดไม้ต้น 59 ชนิด 46 สกุล 30 วงศ์ จากไม้ต้นทั้งหมด 590 ต้น ความหนาแน่นของหมู่ไม้ (D) เท่ากับ 1,229.16 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด (BA) เท่ากับ 29.85 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และค่าดัชนี

ความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 3.36 (Table 1) ชนิดไม้ต้นที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) 5 ลำดับแรก ได้แก่ ก่อหรั่ง ทะโล้ กะทังใบใหญ่ (*Litsea grandis*) อินทวาและสะถีนก (*Balakata baccata*) มีค่า IVI เท่ากับ 58.48, 17.04, 12.81, 11.69 และ 11.19 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Table 2)

Table 2 Top five ranking based on IVI of tree in lower montane forest and sub-community of lower montane forest with *Alstonia glaucescens*, (LMF-ALGL), lower montane forest with *Eurya nitida*, (LMF-EUNI), lower montane forest with *Castanopsis diversifolia*, (LMF-CADI) and lower montane forest with *Ostodes paniculata* (LMF-OSPA) in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province; including density (D; stems ha⁻¹), dominant (Do, m²ha⁻¹), frequency (F; %) and importance value index (IVI, %).

Community	Species	D	Do	F	IVI
Whole areas	<i>Schima wallichii</i>	64.06	2.77	91.67	16.52
	<i>Castanopsis diversifolia</i>	65.10	3.03	41.67	16.15
	<i>Alstonia glaucescens</i>	61.46	1.10	75.00	10.30
	<i>Persea gamblei</i>	58.85	1.08	83.33	10.24
	<i>Castanopsis tribuloides</i>	30.21	1.77	66.67	9.97
	other	1,327.08	29.93	3,775	300
LMF-ALGL	<i>Alstonia glaucescens</i>	158.33	3.20	133.33	17.75
	<i>Schima wallichii</i>	100.00	4.38	133.33	17.46
	<i>Castanopsis tribuloides</i>	62.50	4.00	100.00	14.08
	<i>Persea gamblei</i>	141.67	2.20	100.00	14.00
	<i>Wendlandia paniculata</i>	156.25	1.43	133.33	13.72
	other	2,014.58	45.00	4,800	300
LMF_EUNI	<i>Eurya nitida</i>	162.50	3.55	100.00	27.40
	<i>Schima wallichii</i>	93.75	3.93	100.00	24.19
	<i>Xerospermum noronhianum</i>	106.25	0.91	100.00	13.40
	<i>Aporosa nigricans</i>	97.92	0.69	100.00	11.96
	<i>Alstonia glaucescens</i>	79.17	0.93	100.00	11.61
	other	1,472.91	25.91	3,766.66	300
LMF_CADI	<i>Castanopsis diversifolia</i>	233.33	10.94	100.00	58.48
	<i>Schima wallichii</i>	60.42	2.77	100.00	17.04
	<i>Litsea grandis</i>	47.92	1.82	100.00	12.81
	<i>Persea gamblei</i>	58.33	1.23	100.00	11.69
	<i>Balakata baccata</i>	43.75	1.71	66.67	11.19
	other	1,229.16	29.85	3,533.33	300
LMF_OSPA	<i>Ostodes paniculata</i>	93.75	1.58	100.00	18.36
	<i>Beilschmiedia gammieana</i>	37.50	2.93	100.00	16.77
	<i>Mitrephora tomentosa</i>	50.00	1.98	100.00	14.82
	<i>Lithocarpus thomsonii</i>	28.13	2.22	100.00	13.22
	<i>Celtis tetrandra</i>	31.25	1.56	100.00	11.24
	other	887.5	28.41	4,500	300

4. สังกมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำมะกัสดง (*Ostodes paniculata*) เค้น (LMF-OSPA) พบจำนวน ชนิดไม้ต้น 73 ชนิด 62 สกุล 37 วงศ์ จากไม้ต้น ทั้งหมด 284 ต้น ความหนาแน่นของหมู่ไม้ (D) เท่ากับ 887.50 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด (BA) เท่ากับ 28.42 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และค่าดัชนี ความหลากหลายชนิด (H') เท่ากับ 3.81 (Table 1) เมื่อ พิจารณาชนิดไม้ต้นที่มีค่าดัชนีความสำคัญ (IVI) 5 ลำดับแรก ได้แก่ มะกัสดง หน่วยนกุ่ม (*Beilschmiedia gammieana*) มะป่วน (*Mitrephora tomentosa*) ก่อ น้ำ (*Lithocarpus thomsonii*) และ จี๊หนอนลาย (*Celtis tetrandra*) มีค่า IVI เท่ากับ 18.36, 16.77, 14.82, 13.22 และ 11.24 เปรอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Table 2)

จากการศึกษาป่าดิบเขาระดับต่ำในพื้นที่ ป่าชุมชนตำบลห้วยหอม จังหวัดแม่ฮ่องสอน พบว่า ชนิดไม้เด่นที่มีความสำคัญระดับต้น ๆ ขึ้นปะปน กันระหว่างชนิดไม้เบิกนำทั่วไป (Generalist species) ของป่าดิบเขาระดับต่ำ เช่น มะกัสดง ทะโล้ ตาเปิดเขา และ อินทวา และชนิดไม้ในสังคมถาวร เช่น ก่อหรั่ง และ ก่อเดือย เป็นต้น (Asanok *et al.*, 2013; Marod *et al.*, 2019) แสดงว่าสังคมพืชป่าดิบ เขาบริเวณนี้เป็นสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำรุ่นสอง (Secondary forest) รายงานการศึกษาของ Marod *et al.* (2022) พบว่าป่าดิบเขาระดับต่ำดั้งเดิมในพื้นที่ อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย ชนิดไม้เด่นที่มีความสำคัญส่วนใหญ่อยู่ในวงศ์อบเชย (Lauraceae) และ วงศ์ก่อ (Fagaceae) ผลการศึกษานี้ยังพบพื้นที่มี ค่าดัชนีความหลากหลายค่อนข้างสูง ($H' = 4.18$) ซึ่ง สูงกว่าสังคมป่าดิบเขาระดับต่ำในที่อื่น ๆ อาจเป็น เพราะในการศึกษานี้ได้ทำการวางแผนตัวอย่างใน หลายพื้นที่และมีลักษณะสังคมพืชที่หลากหลาย

ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ระหว่างการทดแทนเป็นป่ารุ่นสอง (Secondary forest) ที่มักมีค่าดัชนีความหลากหลาย กว่าสังคมพืชดั้งเดิม (Primary forest) (Llait, 2024) อีกทั้งลักษณะของป่าดิบเขาระดับต่ำมักพบ องค์ประกอบพรรณพืชที่แตกต่างกันตามระดับ ความสูง (Marod *et al.*, 2014; Richards, 1996) และ เมื่อพิจารณาสังคมย่อย พบว่า สังกมย่อยส่วนใหญ่ ถูกยึดครองด้วยชนิดไม้เบิกนำทั่วไป ได้แก่ สังกม ป่าดิบเขาระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น สังกมป่าดิบเขา ระดับต่ำเมงเม่านกเด่น (LMF-EUNI) และสังคมป่า ดิบเขาระดับต่ำมะกัสดงเด่น (LMF-OSPA) โดย สังกมป่าดิบเขาระดับต่ำตาเปิดเขาเด่นนั้น มีพื้นที่หน้าตัด (BA) ความหนาแน่น (D) และ จำนวนชนิดมากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับสังคมย่อย อื่น ๆ แสดงว่าเป็นสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำที่ยัง อยู่ระหว่างการทดแทนตามธรรมชาติหลังจากการ ทำเกษตรกรรม อีกทั้งพบการแตกใหม่ (Resprouting) ของไม้ต้นจำนวนมาก แสดงให้เห็น ว่าผ่านการเป็นไร่หมุนเวียนที่มีการรบกวนจาก มนุษย์ ในอดีต (Miller & Kauffman, 1998) สอดคล้องกับลักษณะโครงสร้างป่าดิบเขาระดับต่ำ ในพื้นที่ทดแทนเองตามธรรมชาติในพื้นที่ห่างไกล ชุมชน บริเวณอุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย (Asanok *et al.*, 2013) ส่วนสังคมย่อยป่าดิบเขาระดับ ต่ำมะกัสดงเด่น (LMF-OSPA) มีค่าความหนาแน่น น้อยที่สุด แสดงว่าสังคมพืชย่อยนี้มักปรากฏอยู่ใน พื้นที่ค่อนข้างโล่ง และอยู่ใกล้กับลำห้วยจึงทำให้ มะกัสดงที่เป็นชนิดไม้เบิกนำสามารถตั้งตัวจนยึด ครองพื้นที่ได้สำเร็จ และจากการศึกษาค้นพบว่า สังกมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำก่หรั่งเด่น (LMF-CADI) ประกอบไปด้วยชนิดไม้ที่มีความสำคัญใน วงศ์ก่อ เช่น ก่อหรั่ง และ ก่อใบเลื่อม และชนิดไม้ใน

วงศ์อบเชย เช่น กระทั่งใบใหญ่ และ อินทนา แสดงว่าสังคมย่อยนี้เป็นสังคมป่าดิบเขาระดับต่ำดั้งเดิมของพื้นที่ ซึ่งมีลักษณะองค์ประกอบชนิดคล้ายกับป่าดิบเขาระดับต่ำดั้งเดิมบริเวณห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย (Marod *et al.*, 2015)

2. ปริมาณการกักเก็บคาร์บอน

ผลการประเมินการกักเก็บคาร์บอน พบว่าในพื้นที่ศึกษามีปริมาณมวลชีวภาพทั้งหมด 232.19 ± 43.83 ตันต่อเฮกตาร์ ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนทั้งหมด 109.13 ± 20.60 ตันคาร์บอนต่อเฮกตาร์ และปริมาณการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์

ทั้งหมด 400.15 ± 75.54 ตันคาร์บอนไดออกไซด์เทียบเท่าต่อเฮกตาร์ เมื่อพิจารณารายสังคมย่อยพบว่าแต่ละสังคมมีการกักเก็บคาร์บอนแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$, Table 3) โดยสังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำมะกั้งดงเด่น (LMF-OSPA) มีปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนสูงสุด ในขณะที่สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำแม่เม่านกเด่น (LMF-EUNI) มีปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนต่ำสุด ส่วนสังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำตาเป็ดเขา (LMF-ALGL) และสังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำก่อหรั่งเด่น (LMF-CADI) มีค่าอยู่ในระดับปานกลาง (Table 3)

Table 3 Biomass and carbon stock in lower montane forest and sub-community of lower montane forest with *Alstonia glaucescens*, (LMF-ALGL), lower montane forest with *Eurya nitida*, (LMF-EUNI), lower montane forest with *Castanopsis diversifolia*, (LMF-CADI) and lower montane forest with *Ostodes paniculata* (LMF-OSPA) in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province

Community	LMF-ALGL	LMF-EUNI	LMF-CADI	LMF-OSPA	Total	<i>p-value</i>
Biomass (t ha ⁻¹)	238.48±34.45 ^{ab}	175.57±41.30 ^b	245.63±16.02 ^{ab}	266.99±28.50 ^a	232.19±43.83	<0.05
C (tC ha ⁻¹)	112.08±16.19 ^{ab}	82.52±19.41 ^b	115.44±7.53 ^{ab}	125.48±13.39 ^a	109.13±20.60	<0.05
CO ₂ (tCO ₂ eq ha ⁻¹)	410.98±59.36 ^{ab}	302.57±71.18 ^b	423.30±27.61 ^{ab}	460.12±49.11 ^a	400.15±75.54	<0.05
DBH (cm)	14.18±1.10 ^{ab}	12.75±1.64 ^b	15.34±1.63 ^{ab}	16.59±2.60 ^a	14.67±2.09	<0.05
Height (m)	10.21±0.49 ^{ab}	9.46±1.03 ^b	12.30±1.40 ^a	12.41±1.04 ^a	11.03±1.57	<0.05

Remark: Different lowercase letters in the table indicate significant differences among treatments at the $p < 0.05$ level, which is statistically significant.

เหตุที่สังคมพืชทั้งสองมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจนเนื่องจากสังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำมะกั้งดงเด่น มีค่าความโตขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอกและความสูงสูงสุด ในขณะที่สังคมย่อยป่าดิบเขาระดับต่ำแม่เม่านกเด่น มีค่าต่ำที่สุด (Table 3) เนื่องจากความโตและความสูงเป็นตัวแปรสำคัญต่อการประเมินมวลชีวภาพซึ่งส่งผลเชิงสัดส่วนต่อค่าการกักเก็บคาร์บอน โดยเฉพาะขนาด

เส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณมวลชีวภาพมากกว่าความสูง (Schliep *et al.*, 2017) เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณการกักเก็บคาร์บอนในป่าดิบเขาระดับต่ำของประเทศไทย จากรายงานของ Chanlabut & Nahok (2022) พบว่าป่าดิบเขาระดับต่ำในพื้นที่อุทยานธรรมชาติวิทยาอันเนื่องมาจากพระราชดำริ อำเภอสวนผึ้ง จังหวัดราชบุรี มีปริมาณการกักเก็บคาร์บอนเท่ากับ

312.38 ต้นคาร์บอนต่อเฮกตาร์ ซึ่งมีค่าสูงกว่ากว่าในพื้นที่การศึกษาครั้งนี้ อาจเป็นผลมาจากลักษณะโครงสร้างสังคมพืช และปัจจัยแวดล้อมเฉพาะถิ่น เช่น คุณสมบัติดิน และสภาพภูมิประเทศ เป็นต้น ซึ่งสองปัจจัยนี้มีผลกระทบต่อ การเพิ่มพูนมวลชีวภาพของป่าดิบเขาอย่างมีนัยสำคัญ (Terakumpisut *et al.*, 2007)

3. ปัจจัยแวดล้อม

หลังจากทดสอบความแปรปรวน พบว่า ปัจจัยด้านภูมิประเทศ ได้แก่ ทิศด้านลาด ระดับความสูงจากน้ำทะเล และความลาดชัน มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น มีระดับความสูงจากน้ำทะเล และความลาดชันสูงกว่าสังคมอื่น ๆ แต่มีองศาทิศด้านลาดน้อยกว่าสังคมอื่น ๆ ส่วนสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำมะกั้งคงเด่น

มีค่าระดับความสูงจากน้ำทะเล และความลาดชันต่ำสุด ในขณะที่สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำแมงเม่านกเด่น และสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำก่อหรั่งเด่น ปรากฏค่าอยู่ระหว่างกลางของทั้งสองสังคม (Table 4) ส่วนปัจจัยด้านลักษณะสังคมพืช พบว่าขนาดพื้นที่หน้าตัด และดัชนีความหลากหลาย (H') มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น มีขนาดพื้นที่หน้าตัดเฉลี่ยสูงสุด ส่วนสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำแมงเม่านกเด่น มีขนาดพื้นที่หน้าตัด ในขณะที่สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำมะกั้งคงเด่น มีค่าดัชนีความหลากหลายมากที่สุด คือ 3.48 และสังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำก่อหรั่งเด่นมีค่าต่ำสุด ส่วนความหนาแน่นของหมู่ไม้ และจำนวนชนิด พบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ (Table 4)

Table 4 Environmental factors in lower montane forest and sub-community of lower montane forest with *Alstonia glaucescens*, (LMF-ALGL), lower montane forest with *Eurya nitida*, (LMF-EUNI), lower montane forest with *Castanopsis diversifolia*, (LMF-CADI) and lower montane forest with *Ostodes paniculata* (LMF-OSPA) in Mae La Noi District, Mae Hong Son Province, values shown are means±S.E. values.

Community	LMF-ALGL	LMF-EUNI	LMF-CADI	LMF-OSPA	<i>p-value</i>
Topographic (Physical factors)					
Aspect (degree)	93.90±129.13	231.02±53.73	237.17±202.73	218.88±0.0	< 0.05
Elevation (m)	1222.25±17.50 ^b	1135±88.89 ^{ab}	1126±41.56 ^{ab}	1064±0.0 ^a	< 0.05
Slope (%)	52.79±12.12 ^a	39.49±14.53 ^{ab}	51.51±7.650 ^a	35.89±10.72 ^b	< 0.05
Community structure (Biotic factors)					
Basal area (Ba; m ² ha ⁻¹)	33.75±6.13 ^b	22.57±3.15 ^{ab}	29.84±1.36 ^{ab}	29.39±3.37 ^a	< 0.05
Density (D; tree ha ⁻¹)	1510.75±481.23	1473±203.18	1229.33±243.19	968.66±281.6	
Shannon-Index (H')	3.07±0.20 ^{ab}	3.04±0.31 ^{ab}	2.93±0.05 ^b	3.48±0.43 ^a	< 0.05
Number of species	239.25±77.54	235.66±32.53	196.66±38.88	155.00±59.32	

Remark: Different lowercase letters in the table indicate significant differences between groups at the $p < 0.05$ level, which is statistically significant.

4. ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณการกักเก็บคาร์บอนกับปัจจัยแวดล้อมทางกายภาพและองค์ประกอบชนิดพืช

ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าปริมาณการกักเก็บคาร์บอนในป่าดิบเขาในระดับต่ำในพื้นที่ศึกษา ถูกกำหนดด้วยปัจจัยด้านภูมิประเทศ ได้แก่ ระดับความสูงจากน้ำทะเล และความลาดชัน ซึ่งมากกว่า

ปัจจัยด้านลักษณะสังคมพืช คือ ขนาดพื้นที่หน้าตัด โดยปริมาณการกักเก็บคาร์บอนมีความสัมพันธ์เชิงลบอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติกับความสูงจากระดับน้ำทะเล ($p < 0.001$) ในขณะที่ขนาดพื้นที่หน้าตัด ($p < 0.001$) และความลาดชัน ($p < 0.05$) มีความสัมพันธ์เชิงบวกอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ (Table 5)

Table 5 Generalized Linear Model (GLM) analyzed the relationship between the carbon sequestration value of lower montane forest with the environmental factors and community characteristics factors.

Factors	Estimate	Std.	z-value	p-value
Aspect	-1.694	1.139	-1.487	
Elevation	-264.725	29.409	-9.002	< 0.001***
Slope	15.032	4.58	3.282	< 0.05 *
Basal area (Ba; m ² ha ⁻¹)	104.385	7.87	13.263	< 0.001***
Shannon-Index (H')	19.278	17.034	1.132	
Number of species	-9.285	5.548	-1.674	

Remark: Lowercase letters indicate * = significant at 0.05 level ($p \leq 0.05$), ** = highly significant at 0.01 level ($p \leq 0.01$), *** = very highly significant at 0.001 level ($p \leq 0.001$), and ns = not significant at 0.05 level ($p > 0.05$).

ผลการศึกษาบ่งชี้ว่าปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาในระดับต่ำในพื้นที่ศึกษาจะมีค่ามากขึ้น เมื่อสังคมพืชนั้นปรากฏอยู่ในพื้นที่ลุ่มต่ำ แต่ในขณะที่เดียวกันมีความลาดชันสูง กล่าวคือ มีความสูงจากระดับน้ำทะเลปานกลางต่ำแต่ปรากฏความลาดชันสูง ส่งผลให้ปรากฏกลุ่มหมู่ไม้ที่มีขนาดพื้นที่หน้าตัดสูง อีกทั้งได้รับความชื้นจากลำห้วยขนาดเล็กที่มักพบโดยทั่วไปในป่าดิบเขาในระดับต่ำ (Lasen, 1989) นอกจากนั้นดินในพื้นที่ลุ่มต่ำยังได้รับธาตุอาหารมากกว่าพื้นที่อื่น ๆ (Dwevedi *et al.*, 2017) ในขณะที่หมู่ไม้ป่าดิบเขาที่ปรากฏบริเวณสันเขาจะประกอบด้วยต้นไม้ที่มีขนาดเล็กกว่าในพื้นที่ระดับต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับในพื้นที่บริเวณเดียวกัน ซึ่งสอดคล้องกับ รายงานการศึกษาของ

Marod *et al.* (2014) ที่พบว่าป่าดิบเขาในระดับต่ำบริเวณห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย มักปรากฏต้นไม้ขนาดใหญ่และสูงในพื้นที่ต่ำและใกล้กับร่องน้ำ ซึ่งเป็นไปในทิศทางตรงข้ามกับบริเวณสันเขาที่มักปรากฏต้นไม้ขนาดเล็กและมีความสูงน้อยกว่า เป็นต้น ในส่วนของปริมาณการกักเก็บ พบว่าการกักเก็บคาร์บอนมีความสัมพันธ์ในทางบวกกับขนาดพื้นที่หน้าตัด ถือว่าสอดคล้องกับการศึกษาอื่น ๆ ที่ระบุว่าขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก หรือความโตของต้นไม้ มีอิทธิพลในทางบวกต่อการประเมินปริมาณมวลชีวภาพที่ส่งผลต่อการกักเก็บคาร์บอน (Monkni *et al.*, 2009; Alam & Nizami 2014; Piponiot *et al.*, 2022) เช่นเดียวกับ รายงาน ของ Bisht *et al.* (2022) ที่ พบ ว่า

เมื่อพื้นที่หน้าตัดของโครงสร้างป่ามากขึ้น ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนก็จะแปรผันตามไปด้วย นอกจากนี้การศึกษานี้ยังพบว่าปริมาณคาร์บอนมีความสัมพันธ์ในเชิงบวกกับพื้นที่ ๆ มีความลาดชันสูง ซึ่งมีความแตกต่างจากการศึกษาอื่น ๆ ที่ส่วนใหญ่ระบุว่าในพื้นที่ ๆ มีความลาดชันสูงมักปรากฏหมู่ไม้ที่ไม่สมบูรณ์ กล่าวคือ ประกอบไปด้วยต้นไม้ขนาดเล็ก หรือมีความหนาแน่นต่ำ (Ghanbari & Esmaili, 2023) เนื่องจากดินที่อยู่ในพื้นที่ลาดชันสูงมักมีธาตุอาหารของพืชน้อยกว่าพื้นที่ราบ (Bridge & Johnson 2000; Zhang *et al.*, 2013) ซึ่งลักษณะดังกล่าวย่อมส่งผลกระทบต่อปริมาณการกักเก็บคาร์บอนที่น้อยลงไปด้วย แต่การศึกษานี้กลับปรากฏผลในทางตรงกันข้าม อาจเนื่องจากพื้นที่ป่าดิบเขาในระดับต่ำในพื้นที่ศึกษาเป็นป่าชุมชน ซึ่งอนุญาตให้ชาวบ้านเข้ามาใช้ประโยชน์ได้ เช่น ตัดไม้ฟืน หรือ ไม้ใช้สอย ซึ่งส่วนใหญ่มักใช้ประโยชน์ในพื้นที่ราบเนื่องจากเก็บหาได้ง่ายกว่า นอกจากนี้จากการสังเกตพบว่าในพื้นที่ศึกษาป่าบางส่วนมีการปลูกกาแฟแทรกในพื้นที่ป่า ซึ่งเป็นลักษณะการใช้ประโยชน์ป่าชุมชนที่เป็นป่าดิบเขาในระดับต่ำที่ปรากฏอยู่มากทางภาคเหนือของประเทศไทย (Asanok *et al.*, 2024) ซึ่งการดำเนินการดังกล่าวมักมีการตัดไม้ขึ้นรองและไม้ชั้นล่างและเหลือไว้เฉพาะไม้ในเรือนยอดชั้นบนออก ทั้งนี้เพื่อเปิดแสงให้กับกาแฟ (Chiangrang & Asanok, 2020) จึงอาจเป็นเหตุให้บริเวณที่ลาดชันต่ำปรากฏหมู่ไม้เบาบางส่งผลให้ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนต่ำตามไปด้วย อย่างไรก็ตามในการศึกษานี้ใช้เฉพาะปัจจัยแวดล้อมทางลักษณะภูมิประเทศและลักษณะทางสังคมพืช ซึ่งยังขาดปัจจัยด้านคุณสมบัติดินที่ถือเป็นอีกปัจจัยแวดล้อมที่มีอิทธิพลต่อการปรากฏของสังคมพืช (Meng *et al.*,

2022) จึงถือว่าเป็นข้อจำกัด (Limitation) ของการศึกษานี้ ดังนั้นในการศึกษาเชิงลึกในอนาคตจึงควรนำปัจจัยด้านคุณสมบัติดินเข้ามาประกอบการพิจารณาผลกระทบต่อการกักเก็บคาร์บอนในป่าดิบเขาในระดับต่ำอาจทำให้เกิดความเข้าใจลึกซึ้งยิ่งขึ้น

สรุป (Conclusions)

ป่าดิบเขาในระดับต่ำ ในพื้นที่ป่าชุมชนอำเภอแม่ลาน้อย จังหวัดแม่ฮ่องสอน พบความหลากหลายชนิดของไม้ต้นก่อนข้างสูง (138 ชนิด 99 สกุล 54 วงศ์) สอดคล้องกับดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon-Weiner index ($H' = 4.18$) สังคมพืชส่วนใหญ่เป็นสังคมป่าทดแทนรุ่นที่สอง สามารถจัดกลุ่มหมู่ไม้ออกเป็น 3 สังคมย่อย คือ 1) สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำตาเปิดเขาเด่น (LMF-ALGL) 2) สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำเมฆมันกเด่น (LMF-EUNI) และ 3) สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำก่อหรั่งเด่น (LMF-CADI) สังคมย่อยที่เป็นป่าดิบเขาดั้งเดิม คือ สังคมย่อยป่าดิบเขา ระดับต่ำมะคังดงเด่น (LMF-OSPA)

มวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนในป่าพื้นที่ป่าชุมชนอำเภอแม่ลาน้อย มีค่าเท่ากับ $232.19 \pm 43.83 \text{ t.ha}^{-1}$ และ $109.13 \pm 20.60 \text{ tC ha}^{-1}$ หรือเปรียบเทียบกับปริมาณคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เท่ากับ $400.15 \pm 75.54 \text{ tCO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ อย่างไรก็ตามการมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนมีความแตกต่างกันระหว่างหมู่ไม้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) โดยที่สังคมย่อยมะคังดงเด่นมีมวลชีวภาพสูงที่สุด ($266.99 \pm 28.50 \text{ t.ha}^{-1}$) ส่วนสังคมย่อยเมฆมันกเด่น มีค่าต่ำที่สุด ($175.57 \pm 41.30 \text{ t.ha}^{-1}$) ซึ่งมวลชีวภาพที่ปรากฏมีส่วนสัมพันธ์กับขนาดต้นไม้ หรือกล่าวได้ว่ามวลชีวภาพแปรผันตรงกับขนาดความโตของต้นไม้และมีผลต่อการกักเก็บ

คาร์บอนหรือการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ของ
สังคมย่อยที่แตกต่างกันนั่นเอง

ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของสังคมพืช
ป่าดิบเขาระดับต่ำ มีความสัมพันธ์ในทางลบกับ
ระดับความสูงจากน้ำทะเล แต่มีความสัมพันธ์ใน
ทางบวกกับระดับความลาดชันและขนาด
พื้นที่หน้าตัดของหมูไม้ แสดงให้เห็นว่า ป่าชุมชน
ในอำเภอแม่ลาน้อย ยังคงเป็นป่าดิบเขาระดับต่ำที่มี
ความสมบูรณ์ และสามารถกักเก็บคาร์บอนได้
สูง อย่างไรก็ตามลักษณะปัจจัยแวดล้อมทางภูมิ
ประเทศยังคงเป็นปัจจัยกำหนดที่สำคัญต่อปริมาณ
การกักเก็บคาร์บอน ดังนั้น การบริหารจัดการป่า
ชุมชนที่มีลักษณะเป็นป่าดิบเขาระดับต่ำ ให้มี
ประสิทธิภาพเพื่อวัตถุประสงค์ด้านการกักเก็บ
คาร์บอน จึงควรให้ความสำคัญกับตัวแปรด้าน
สภาพภูมิประเทศด้วย

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

ขอขอบคุณองค์การบริหารส่วนจังหวัด
แม่ฮ่องสอน ผู้ใหญ่บ้านดงเก่า ผู้ใหญ่บ้านดงใหม่
ผู้ใหญ่บ้านละออบ และผู้ใหญ่บ้านตุน ที่ได้ให้ความ
อนุเคราะห์ ในการเก็บข้อมูลภาคสนามจนงาน
สำเร็จลุล่วงไปด้วยดี

เอกสารอ้างอิง (References)

Akarasilakul, T. 2004. **Family-owned Forest
Local wisdom for self-reliance**. Bangkok:
National Center for Genetic Engineering and
Biotechnology. (in Thai)
Alam, K., & S. M. Nizami. 2014. Assessing
Biomass Expansion Factor of Birch Tree
Betula utilis D. DON. **Open Journal of**

Forestry 4 : 1 8 1 –1 9 0 .
<https://doi.org/10.4236/ojif.2014.43024>

Asanok, L., K. Krueama, J. Pakketanang & P.
Chiangrang. 2024. Variation of shade tree
composition and carbon stock of smallholder
coffee agroforestry systems along an
elevation gradient in Khun Mae Kuang Forest
area, northern Thailand. **Agroforestry
Systems** 98: 3045–3060.

<https://doi.org/10.1007/s10457-024-01073-9>

Asanok, L., D. Marod, P. Duengkae, U.
Pranmongkol, H. Kurokawa, M. Aiba, M.
Katabuchi & T. Nakashizuka. 2013.
Relationships between functional traits and
the ability of forest tree species to reestablish
in secondary forest and enrichment
plantations in the uplands of northern
Thailand. **Forest Ecology and Management**
296: 9–23. 10.1016/j.foreco.2013.01.029

Bagri, A.S., H. Singh, P. Brisht & N. Singh. 2025.
Carbon stock assessment across temperate forest
types along an altitudinal gradient in Tehri,
Garhwal Himalaya. **Discover Forests Journal**
1: 46. <https://doi.org/10.1007/s44415-025-00043-y>

Bernette, J & E. J. McLean. 1998. **The Tukey
Honestly Significant Difference Procedure
and It's Control of Type I Error Rate**.
pp.1-15. *In* Proceeding of Annual Meeting of
the Mid-South Educational Research
Association Conference, November 4, 1998,
New Orleans, LA, USA.

- Bisht, S., S. S. Bargali, K. Bargali, G. S. Rawat, Y. S. Rawat & A. Fartyal. 2022. Influence of Anthropogenic Activities on Forest Carbon Stocks—A Case Study from Gori Valley, Western Himalaya. **Sustainability** 14:16918. <https://doi.org/10.3390/su142416918>
- Bridge, S. R. J. & E. A. Johnson. 2000. Geomorphic principles of terrain organization and vegetation gradients. **Journal of Vegetation Science** 11:57–70. <https://doi.org/10.2307/3236776>
- Chanlabut, U. & B. Nahok. 2022. Forest structure and carbon stock of Suan Phueng Nature Education Park in Ratchaburi Province, Western Thailand. **Biodiversitas** 23 (8): 4314–4321. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d230856>
- Chiangrang, P. & L. Asanok. 2020. Tree Planting Characteristics in Coffee–Agroforestry System of The Royal – initiated Khun Mae Kuang Forest Area Development Project, Chiang Mai Province. **Thai Forest Ecological Research Journal** 4(2): 63–76. Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation (DNP). 2020. **The Study of Carbon Accumulation in the ASEAN Heritage Area, Kaeng Krachan National Park**. Bangkok, Thailand: Research of National Park, Department of National parks Wildlife and Plant Conservation. (in Thai).
- Diloksumpun, S. 2007. Forest carbon sequestration and global warming. **Journal of Soil and Water Conservation** 22 (3): 40–49. (in Thai)
- Dwevedi, A., P. Kumar, P. Kumar, Y. Kumar, Y. K. Sharma. & A. M. Kayastha. 2017. Soil sensors: detailed insight into research updates, significance, and future prospects. pp. 561-594. *In* A. M. Grumezescu (eds.). **New Pesticides and Soil Sensors**: Academic Press. Romania.
- Ghanbari, S. & A. Esmaili. 2023. The effect of slope and height above sea level on tree species diversity in Arsbaran Forests. **Ecology of Iranian Forests** 11(2): 111–119. 10.61186/ifej.11.21.111
- IPCC. 2006. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Chapter 4 Forest Land**. Available source: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf 28 May 2022. (Accessed: January 05, 2025). (in Thai)
- Kent, M. & P. Coker. 1994. **Vegetation Analysis and Description**. Dehradun: International Book Distributors.
- Khamyong, S. & N. Anongrak. 2016. Carbon and nutrient storages in an upper montane forest at mt. Inthanon summit, Northern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 14(1): 26–38. <https://doi.org/10.14456/enrj.2016.4>

- Land Development Department. 2012. **Digital Elevation Model: DEM (ratio 1: 40,000)**. Available source: <http://sql.ldd.go.th/ldddata/mapsoilE1.html> (Accessed: January 05, 2023). (in Thai)
- Lasen, K. 1989. An account of the vegetation of northern Thailand-geoecological research. **Nordic Journal of Botany** 9(1): 50. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.1989.tb00981.x>
- Llait, C.O. 2024. Tree Species Composition and Diversity in a Secondary Forest along the Sierra Madre Mountain Range in Central Luzon, Philippines: Implications for the Conservation of Endemic, Native, and Threatened Plants. **Journal of Zoological and Botanical Gardens**. 5(1), 51–65. <https://doi.org/10.3390/jzbg5010004>
- Magurran, A.E. 1988. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science
- Marod, D., S. Hermhuk, S. Sungkaew, S. Thinkampheang, T. Kamyo. & W. Nuipakdee. 2019. Species composition and spatial distribution of dominant trees in the forest ecotone of a mountain ecosystem, northern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 17(3):40–49. <https://doi.org/10.32526/enrj.17.3.2019.21>
- Marod, D., S. Sangkaew, A. Panmonkol. & A. Jingjai. 2014. Influences of environmental factors on tree distribution of lower montane evergreen forest at Doi Sutep-Pui National Park, Chiang Mai Province. **Thai Journal of Forestry** 33(3): 23–33.
- Marod, D., P. Duengkae, S. Sangkaew, P. Racharak, W. Suksavate, S. Uthairatsamee, L. Asanok, T. Kamyo, S. Thinkampheang, S. Heumhuk, P. Kachina, J. Thongsawi, W. Phumphuang, P. Paansri, W. Nuipakdee, P. Nakmuenwai. & S. Pattanakit. 2019. Population structure and spatial distribution of tree species in lower montane forest, Doi Suthep-Pui national park, Northern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 20(6): 644–663. <https://doi.org/10.32526/enrj/20/202200139>
- Marod, D., S. Thinkamphang, A. Panmhongkol. & S. Hermhuk. 2015. Tree distribution across the forest ecotone of lower montane forest at Doi Sutep-Pui National Park, Chiang Mai Province. **Thai Journal of Forestry** 34(3): 99–108.
- Marod, D. & U. Kutintara. 2009. **Forest Ecology**. Bangkok, Thailand: Faculty of Forestry, Kasetsart University. (in Thai)
- McCune, B. & M. J. Mefford. 2011. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data Version 6.0 for Windows**. Oregon: MjM Software.
- Meng, Q., A. Wang, Z. Fu, Y. Deng. & H. Chen. 2022. Soil types determine vegetation communities along a toposequence in a dolomite peak-cluster depression catchment. **Plant Soil Journal** 475: 5–12. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05308-5>

- Meteorological Department. 2025. **Climate of northern Thailand**. Available source: <http://climate.tmd.go.th/data/province>. (Accessed: January 05, 2025). (in Thai)
- Miller, P. M. & J. B. Kauffman. 1998. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. **Biotropica** 30(40): 538–546. Doi: 10.1111/j.1744-7429.1998.tb00094.x
- Monkni, R.El., Mahmoudi, M.R., Sebei, H. & Aouni, M. H. El. 2009. **Estimating Above-Ground Biomass of Mirbeck's Oak (*Quercus canariensis Willd.*) in Kroumiria, Tunisia**. pp.157-164. In Proceeding Modelling, Valuing and Managing Mediterranean Forest Ecosystems for Non-Timber Goods and Services, October 26–27, 2007, Valladolid University, Spain.
- Piponiot, C., K. J. Anderson-Teixeira, S. J. Davies, D. Allen, N. N. Bourg, D. F. R. P. Burslem, D. Ca'rdenas, C-H. Chang-Yang, G. Chuyong, S. Cordell, H.S. Dattaraja, A. Duque, S. Ediriweera, C. Ewango, Z. Ezedin, J. Filip, C. P. Giardina, R. Howe, C-F. Hsieh, S. P. Hubbell, F. M. Inman-Narahari, A. Itoh., D. Jani'k, D. Kenfack, K. Kr'a, J. A. Lutz, J-R. Makana, A. M. McMahon, W. McShea, X. Mi, M. Bt. Mohamad, V. Novotn', M. J. O'Brien, R. Ostertag, G. Parker, R. P'erez, H. Ren., G. Reynolds, M. D. Md Sabri, L. Sack, A. Shringi, S-H. Su, R. Sukumar, I-F. Sun, H. S. Suresh, D. W. Thomas, J. Thompson, M. Uriarte, J. Vandermeer, Y. Wang, I. M. Ware, G. D. Weiblen, T. J. S. Whitfeld, A. Wolf, T. L. Yao, M. Yu, Z. Yuan, J. K. Zimmerman, D. Zuleta & H.C. Muller-Landau. 2022. Distribution of biomass dynamics in relation to tree size in forests across the world. **New Phytologist Journal** 234:1644–1677. <https://doi.org/10.1111/nph.17995>
- Pooma, R. & S. Suddee. 2014. **Thai plant names (Botanical name – vernacular names) Revised Edition**. Bangkok, Thailand: Royal Forest Department. (in Thai)
- Richards, P.W. 1996. **The Tropical Rain Forest: An Ecological Study**. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press.
- Schliep, E. M., A. E. Gelfand, J. S. Clark & B. J. Tomasek. 2017. Biomass prediction using a density-dependent diameter distribution model. **The Annals of Applied Statistics** 11(1): 340–361. <https://doi.org/10.1214/16-AOAS1007>
- Terakunpisut, J., N. Gajaseni & N. Ruankawe. 2007. Carbon sequestration potential in aboveground biomass of Thong Pha-Phum national forest, Thailand. **Applied Ecology and Environmental Research** 5(2): 93–102. https://doi.org/10.15666/aeer/0502_093102

Timilsina, N., C. L. Staudhammer, F. J. Escobedo. & A. Lawrence. 2014. Tree biomass, wood waste yield, and carbon storage changes in an urban forest. **Landscape and Urban Planning** 127: 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.003>

Tsutsumi, T., K. Yoda, P. Sahunalu, P. Dhanmanonda & B. Prachaiyo. 1983. Forest: felling, burning and regeneration. pp.13–26. *In* Kyuma, K., and C. Pairitra (eds.). **Shifting cultivation**. Tokyo.

World Meteorological Organization. 2023. **Greenhouse gas concentrations hit record high**. Available source: <https://wmo.int/news/media-centre/greenhouse-gasconcentrations-hit-record-high-again>. (Accessed: February 6, 2026).

Zhang, Z. H., G. Hu & J. Ni. 2013. Effects of topographical and edaphic factors on the distribution of plant communities in two subtropical karst forests, Southwestern China. **Journal of Mountain Science** 10: 95–104. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2429-7j>

นิพนธ์ต้นฉบับ

ความหลากหลาย การประเมินปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ในป่าดิบแล้ง และป่าผสมผลัดใบ ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติบางแห่งในประเทศไทย

สิริภูมิ ศรีสุวรรณ¹, วรคตต์ แจ่มจำริญ^{2*}, นันทวรรณ สุปันดี¹ และ สุชาพร จงคี¹

รับต้นฉบับ: 18 เมษายน 2569

ฉบับแก้ไข: 29 พฤษภาคม 2569

รับลงพิมพ์: 5 มิถุนายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การเพิ่มขึ้นของก๊าซเรือนกระจก นับเป็นสาเหตุหลักที่ก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (Climate change) ซึ่งเป็นปัญหาสำคัญที่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศป่าไม้อย่างมาก โดยเกี่ยวข้องโดยตรงกับการปลดปล่อยและกักเก็บคาร์บอนซึ่งส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศของโลกที่ร้อน แต่ในขณะเดียวกันระบบนิเวศป่าไม้ก็ยังช่วยลดความรุนแรงของสภาวะโลกร้อนในบทบาทของการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ผ่านกระบวนการต่างๆ และยังเป็นแหล่งรวมความหลากหลายทางชีวภาพที่สำคัญของทั้งพืชและสัตว์ ในประเทศไทยสามารถแบ่งประเภทของป่าได้สองประเภท คือ ป่าผลัดใบ (Deciduous forests) เช่น ป่าเต็งรัง ป่าผสมผลัดใบ และป่าไม่ผลัดใบ (Evergreen forests) เช่น ป่าดิบแล้ง ป่าดิบเขา โดยมีการกระจายอยู่ทั่วทั้งประเทศ และส่วนใหญ่อยู่ในพื้นที่อนุรักษ์ พื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ เป็นป่าในเขตเมือง (Urban forest) และนับเป็นหนึ่งในพื้นที่อนุรักษ์ที่มีขนาดใหญ่ โดยมีการจัดรวบรวมพรรณไม้ทางเศรษฐกิจ พืชหายาก หรือใกล้สูญพันธุ์ เป็นแหล่งอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพ พื้นที่ศึกษาค้นคว้าวิจัย โดยในพื้นที่เหล่านี้มีการดูแลพื้นที่ป่าเดิม และปลูกพรรณไม้เสริมตามวัตถุประสงค์ของการใช้ประโยชน์ โดยถือเป็นพื้นที่สีเขียวที่สำคัญ และเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนขนาดใหญ่ของประเทศ แต่การเข้าไปใช้ประโยชน์ยังความรู้ในเรื่องของความหลากหลายชนิดของป่าธรรมชาติในพื้นที่ศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ยังมีการรวบรวมไว้อย่างไม่ชัดเจน ดังนั้นวัตถุประสงค์การศึกษารั้งนี้ 1) เพื่อสำรวจความหลากหลายชนิดของไม้ในสังคมป่าดิบแล้ง และป่าผสมผลัดใบภายในพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ และ 2) ศึกษาศักยภาพของการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ จำนวน 36 แห่ง

วิธีการ: วางแปลงตัวอย่างวงกลมซ้อนกัน (Concentric sample plots) ขนาด 17.84 เมตร เก็บข้อมูลไม้ต้น (Tree) คือ ไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 4.5 เซนติเมตร และมีความสูงมากกว่า 1.3 เมตร ทำการติดหมายเลขวัดขนาด ระบุชนิด และบันทึกมุม Azimuth โดยใช้จุดสำรวจทั้งหมด 241 จุด แบ่งเป็นจุดสำรวจภายในป่าดิบแล้งจำนวน 115 จุด (คิดเป็นพื้นที่ 11.5 เฮกเตอร์) และป่าผสมผลัดใบ จำนวน 126 จุด (คิดเป็นพื้นที่ 12.6 เฮกเตอร์) จากนั้นนำข้อมูลไม้ต้นมาหามวลชีวภาพโดยสมการแอลโลเมตรี และนำค่ามวลชีวภาพที่ได้ไปทำการประเมินปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์

ผลการศึกษา: พบจำนวนต้นไม้ทั้งหมด 19,514 ต้น โดยภายในป่าดิบแล้ง พบต้นไม้ทั้งหมด 10,139 ต้น จำแนกได้เป็น 481 ชนิด 268 สกุล 78 วงศ์ ชนิดไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญ (IVI) คือ ยางนา มีค่าร้อยละ 15.54 มีดัชนีความหลากหลายชนิด และดัชนีความมากมายของชนิดเท่ากับ 4.96 และ 52.80 ตามลำดับ ขณะที่ป่าผสมผลัดใบพบต้นไม้ทั้งหมด 9,375 ต้น จำแนกได้เป็น 406 ชนิด 243 สกุล 77 วงศ์ ชนิดไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญ

คือ สัก มีค่าร้อยละ 19.84 มีดัชนีความหลากหลายชนิด และดัชนีความมากมายของชนิดเท่ากับ 4.99 และ 44.28 ตามลำดับ การประเมินปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ พบว่า ป่าดิบแล้ง มีปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เท่ากับ 190.18 ตัน/เฮกแตร์, 89.38 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ และ 328.04 ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์ ตามลำดับ และป่าผสมผลัดใบ มีค่าเท่ากับ 142.26 ตัน/เฮกแตร์, 66.86 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ และ 245.38 ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์ เมื่อพิจารณาการกระจายตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง (diameter class distribution) พบว่าต้นไม้ของทั้งสองสังคมเป็นรูปแบบเลขชี้กำลังเชิงลบ (negative exponential form) แสดงให้เห็นถึงต้นไม้ของทั้งสองสังคมสามารถรักษาโครงสร้างประชากรได้ดี จำนวนไม้ขนาดเล็กมีมากสามารถเติบโตขึ้นทดแทนเป็นไม้ใหญ่ได้ในอนาคต และเมื่อพิจารณาการกักเก็บคาร์บอนเห็นได้ว่าต้นไม้ที่มีขนาดใหญ่ (DBH > 30 cm) มีปริมาณการกักเก็บคาร์บอนที่มากกว่า แม้จะมีจำนวนต้นไม้ในกลุ่มน้อยกว่า อย่างไรก็ตามต้นไม้ในกลุ่มที่มีขนาด DBH เล็กถึงปานกลาง ยังสามารถเติบโตขึ้นเป็นไม้ใหญ่ได้ในอนาคต ซึ่งส่งผลให้ศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนมีมากขึ้นอีกด้วย เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ของทั้งสองชนิดป่า พบว่า แตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

สรุป: ผลการศึกษาในครั้งนี้ทำให้เห็นถึงศักยภาพในการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนขนาดใหญ่ของพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติว่าในพื้นที่ป่าธรรมชาติมีต้นไม้หลายชนิดที่มีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์สูง สามารถนำข้อมูลที่ได้เป็นฐานข้อมูลปริมาณคาร์บอนของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติของประเทศ และจากการศึกษายังสามารถนำข้อมูลการกักเก็บคาร์บอนที่ได้ไปประยุกต์ใช้สำหรับการวางแผนการจัดการในเรื่องของการอนุรักษ์ต้นไม้ในพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ ที่ไม่เพียงแต่รักษาไม้ใหญ่ไว้ให้คงอยู่ แต่ยังคงมีการรักษาต้นไม้ที่มีขนาดเล็กเพื่อที่ต้นไม้ขนาดเล็กจะมีการเจริญเติบโตขึ้นทดแทนเป็นไม้ใหญ่ในอนาคต ซึ่งส่งผลต่อการกักเก็บคาร์บอนที่เพิ่มมากขึ้นได้อีกด้วย อีกทั้งหากมีการติดตามพลวัตของแปลงตัวอย่างในพื้นที่ศึกษาในอนาคต อาจทำให้มีความชัดเจนในเรื่องของการเพิ่มขึ้นและลดของต้นไม้ในพื้นที่ที่ส่งผลต่อศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติต่อไปในอนาคต สำหรับจัดการพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติให้เข้าสู่สังคมคาร์บอนต่ำต่อไป

คำสำคัญ : การกักเก็บคาร์บอน, การดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์, พื้นที่อนุรักษ์, สมการแอลโลเมตรี

¹ กลุ่มงานพฤกษศาสตร์ป่าไม้ สำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช
กรุงเทพฯ 10900

*ผู้รับผิดชอบบทความ: voradol@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6673>

ORIGINAL ARTICLE

Tree Diversity, Carbon Storage and Carbon Dioxide Sequestration Assessment in Dry Evergreen Forest and Mixed Deciduous Forest of Selected Botanical Gardens and Arboreta in ThailandSiriphum Srisuwan¹, Voradol Chamchumroon^{1*}, Nanthawan Suphuntee¹, and Suthaporn Chongdi¹

Received: 18 April 2026

Revised: 29 May 2026

Accepted: 5 June 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: The increase in greenhouse gases concentrations is a major driver of climate change, which in turn affects to forest ecosystems. Forest plays a role in the release and storage of carbon, thereby influencing global warming. However, forest ecosystems also mitigate climate change by absorbing carbon dioxide through various processes and serve as reservoirs of biodiversity for both flora and fauna. In Thailand, the forests mostly are tropical dry forests and forests can be categorized into two types; 1) deciduous forests (such as deciduous dipterocarp forest and mixed deciduous forest) and 2) evergreen forests (such as dry evergreen forest, montane forest and moist evergreen forest). These two types of forest are distributed throughout the country, with most found in protected areas. Botanical gardens and arboreta are classified as urban forest that there are people using regularly and serve as important sites in protected areas. It comprised many rare or economically valuable plant species and also serves as a biodiversity conservation area and a research site but less documents were found in species diversity and the potential of carbon stock and carbon dioxide (CO₂) sequestration. This study aimed to clarify species diversity in dry evergreen forest (DEF) and mixed deciduous forest (MDF) within selected botanical gardens and arboreta and study the potentials of botanical gardens and arboreta as carbon storage.

Methodology: A total of 241 concentric sample plots were established in 2024 with inter-plot spacing of either 250 m or 2.5 km, depending on the size of the botanical gardens and arboreta and are divided into 115 sample plots within dry evergreen forest, covering an area of 11.5 ha, and 126 sample plots within mixed deciduous forest, covering an area of 12.6 ha. Concentric sample plots with radius about 17.84 m were established. All trees with diameter breast height (DBH) >4.5 cm and height greater than 1.3 m were tagged, identified and mapped azimuth. The data was used to calculate aboveground biomass using allometry equations, and the resulting aboveground biomass were used to quantify belowground biomass, carbon storage and carbon dioxide (CO₂) sequestration.

Main Results: The results revealed that 19,514 individuals were found. In DEF contained 10,139 individuals across 481 species with 268 genera and 78 family and the dominant species based on importance value index (IVI) was *Dipterocarpus alatus* with 15.54 and followed with *Streblus asper*, *Azelia xylocarpa*, *Eucalyptus camaldulensis* and *Delonix regia*, with species diversity and species richness index was 4.96 and 52.80 respectively. While, MDF contained 9,375 individual of trees across 406 species with 243 genera and 77 family and the dominant species based on IVI was *Tectona grandis* with 19.84 and followed with *Pterocarpus macrocarpus*, *Xylia*

xylocarpa, *Combretum quadrangulare* and *Streblus asper*, with species diversity index and species richness index was 4.99 and 44.28 respectively. Carbon storage and carbon dioxide (CO₂) sequestration assessment were estimated using allometry equation. Biomass in DEF and MDF were 190.18 t/ha and 142.26 t/ha, respectively, Carbon storage in DEF and MDF were 89.38 tC/ha and 66.86 tC/ha, respectively and Carbon dioxide (CO₂) in DEF and MDF were 328.04 tCO₂/ha and 245.38 tCO₂/ha, respectively. Diameter class distribution in both communities exhibited a negative exponential pattern, indicating stable population structure. The high proportion of small-sized trees suggests strong regeneration potential, with many individuals likely to develop into mature trees in the future. Furthermore, in terms of carbon storage potential, larger trees (DBH > 30 cm) had the larger of carbon storage, even though there are less number of trees in the group. However, small to medium sized trees can still grow into mature trees in the future, thereby enhancing future carbon storage potential. A t-test was used to compare the mean of biomass, carbon storage and carbon dioxide (CO₂) sequestration indicated that two forest types is non-significant (p-value = 0.22) in potentials of carbon storage and carbon dioxide (CO₂) sequestration.

Conclusion: This study highlights the potential of botanical gardens and arboreta to function as large carbon storage area. This study indicates that many tree species within natural forests had high potentials of carbon storage and carbon dioxide (CO₂) sequestration. The results can serve as a valuable database for assessing carbon storage in botanical gardens and arboreta. Furthermore, this study can inform conservation planning within these areas. Effective management should prioritize not only the preservation of large trees but also keep smaller trees with the potential to develop into larger trees in the future, thereby enhancing overall carbon storage potential. In addition, future monitoring of the dynamics within the sample plots may provide greater clarity changes in tree populations and their impact of potential of carbon storage in botanical gardens and arboreta. Overall, our findings can support the sustainable management of botanical gardens and arboreta, contributing to their role towards a low-carbon society.

Keywords : Carbon storage, carbon dioxide sequestration, protected areas, allometric equation

¹ Forest Botany Division, Forest and Plant Conservation Research Office,

Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok, 10900 Thailand

*Corresponding author: voradol@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6673>

บทนำ (Introduction)

การเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (Climate change) นับว่าเป็นปัญหาที่ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศป่าไม้อย่างรุนแรง โดยสาเหตุหนึ่งที่สำคัญ คือ การเพิ่มขึ้นของก๊าซเรือนกระจก ซึ่งมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) และก๊าซมีเทน (CH₄) เป็นสาเหตุหลักที่ก่อให้เกิดสภาวะโลกร้อน ซึ่งการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิ การเปลี่ยนแปลงของปริมาณน้ำฝนนั้น มีอิทธิพลต่ออัตราการเจริญเติบโต อัตราการตาย รวมถึงการสืบต่อพันธุ์ของต้นไม้ (IPCC, 2006; Gebeyehu & Hirpo, 2019; Kanthawong *et al.*, 2024) ผลกระทบเหล่านี้ส่งผลกระทบต่อระบบนิเวศป่าไม้ส่วนใหญ่เกี่ยวข้องกับบทบาทของป่าไม้ต่อการปลดปล่อยและกักเก็บคาร์บอน การสูญเสียพื้นที่ป่าไม้นับว่าเป็นส่วนหนึ่งที่สำคัญต่อการเพิ่มขึ้นของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ที่ส่งผลกระทบต่อภาวะโลกร้อนเช่นกัน (Kaewbanlao *et al.*, 2025) อย่างไรก็ตามระบบนิเวศป่าไม้ ช่วยลดความรุนแรงของสภาวะโลกร้อนด้วยการมีบทบาทในเรื่องของการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ผ่านกระบวนการสังเคราะห์แสงเพื่อการเจริญเติบโต อีกทั้งยังกักเก็บคาร์บอนไว้ในรูปแบบของเนื้อไม้ (Raihan *et al.*, 2021) ป่าเขตร้อนครอบคลุมพื้นที่ประมาณ 10% ของพื้นที่ผิวโลก (Corlett, 2016) โดยเป็นแหล่งรวมความหลากหลายทางชีวภาพ รวมถึงเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนที่สำคัญของโลก (Giam, 2017) โดยสามารถกักเก็บคาร์บอนได้ครอบคลุมถึง 25% ของคาร์บอนบนบก (Poorter *et al.*, 2015) ปัจจุบันป่าเขตร้อนต้องเจอกับปัญหาการรบกวนทั้งการรบกวนจากฝีมือมนุษย์ (Anthropogenic disturbances) เช่น การ

เปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าเป็นพื้นที่เกษตร การถูกรบกวนจากแมลง นอกจากนี้อาจเกิดจากภัยพิบัติตามธรรมชาติ (Natural disturbances) ส่งผลให้แหล่งกักเก็บคาร์บอนที่สำคัญหายไป ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพภูมิอากาศในปัจจุบัน (Marod *et al.*, 2022; Yatar *et al.*, 2024)

ป่าในประเทศไทย แบ่งออกได้เป็นสองประเภท คือ กลุ่มป่าผลัดใบ (Deciduous forests) เช่น ป่าเต็งรัง (Deciduous dipterocarp forest) ป่าผสมผลัดใบ (Mixed deciduous forest) เป็นต้น และ กลุ่มป่าไม่ผลัดใบ (Evergreen forests) เช่น ป่าดิบแล้ง (Dry evergreen forest) ป่าดิบเขา (Montane evergreen forest) เป็นต้น (Santisuk, 2006; Marod & Kutintara, 2009) โดยป่าแต่ละชนิดมีการกระจายอยู่ทั่วทั้งประเทศ ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในพื้นที่อนุรักษ์ของประเทศไทย

สวนพฤกษศาสตร์ (Botanical garden) และ สวนรุกขชาติ (Arboretum) ถือได้ว่าเป็นป่าในเขตเมือง (Urban forest) ซึ่งมีผู้เข้ามาใช้บริการอยู่เป็นประจำ เดิมทีเป็นพื้นที่ป่าธรรมชาติดั้งเดิมที่มีความต้องการที่จะมุ่งเน้นการอนุรักษ์พรรณไม้เดิมให้อยู่ในแหล่งกำเนิด อีกทั้งยังมียังมีการปลูกพรรณไม้เสริมลงในห้อย่อมป่าเดิมตามหมวดหมู่ และยังมีมีการปลูกพรรณไม้เสริมตามวัตถุประสงค์ของการใช้ประโยชน์ ไม่ว่าจะเป็นทางเศรษฐกิจ พืชหายาก หรือใกล้สูญพันธุ์ ถือเป็นแหล่งอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพ พื้นที่ศึกษาค้นคว้าวิจัย อีกทั้งยังเป็นสถานที่พักผ่อนหย่อนใจของประชาชน และเป็นแหล่งเรียนรู้ทางระบบนิเวศป่าไม้ได้เป็นอย่างดี ปัจจุบันสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติในประเทศไทยมีทั้งสิ้น 71 แห่ง โดยแบ่งเป็นสวนพฤกษศาสตร์

18 แห่ง และสวนรุกขชาติ 53 แห่ง พื้นที่ป่าปกคลุมส่วนใหญ่เป็นป่าดิบแล้ง ป่าผสมผลัดใบ และป่าเต็งรัง แต่ยังคงครอบคลุมชนิดป่าอื่น ๆ ด้วย เช่น ป่าดิบเขา ป่าดิบชื้น ป่าชายเลน และป่าพรุ (Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, 2019) โดยพื้นที่สีเขียวเหล่านี้ถือเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนและดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ที่สำคัญของประเทศ แต่การเข้าไปใช้ประโยชน์ยังขาดการรวบรวมข้อมูลในเรื่องของความหลากหลายชนิดของป่าธรรมชาติในพื้นที่ ศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนและดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ไว้อย่างชัดเจน

ดังนั้น การศึกษาในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อสำรวจความหลากหลายชนิดของไม้ในสังคมป่าดิบแล้งและป่าผสมผลัดใบ ภายในสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ และประเมินศักยภาพของการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนและดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ องค์ความรู้ที่ได้จะถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการจัดการทรัพยากรความหลากหลายทางชีวภาพและการลดผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methodology)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

ทำการศึกษาในสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ ที่ถูกคัดเลือก ภายใต้การดูแลของสำนักวิจัยการอนุรักษ์ป่าไม้ และพันธุ์พืช กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช โดยพิจารณาเลือกพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ ที่ปรากฏชนิดป่าดิบแล้ง (Dry evergreen forest; DEF) และป่าผสมผลัดใบ (Mixed deciduous forest; MDF) ในพื้นที่ สามารถคัดเลือก

พื้นที่ตัวแทนได้จำนวน 37 แห่ง ซึ่งประกอบด้วยป่าดิบแล้ง และป่าผสมผลัดใบ จำนวน 17 และ 21 สวน ตามลำดับ โดยใช้จุดสำรวจในป่าดิบแล้งทั้งหมด 115 จุด คิดเป็นพื้นที่ 11.5 เฮกแตร์ และในป่าผสมผลัดใบมีจุดสำรวจทั้งหมด 126 จุด คิดเป็นพื้นที่ 12.6 เฮกแตร์ (Figure 1 and Table 1)

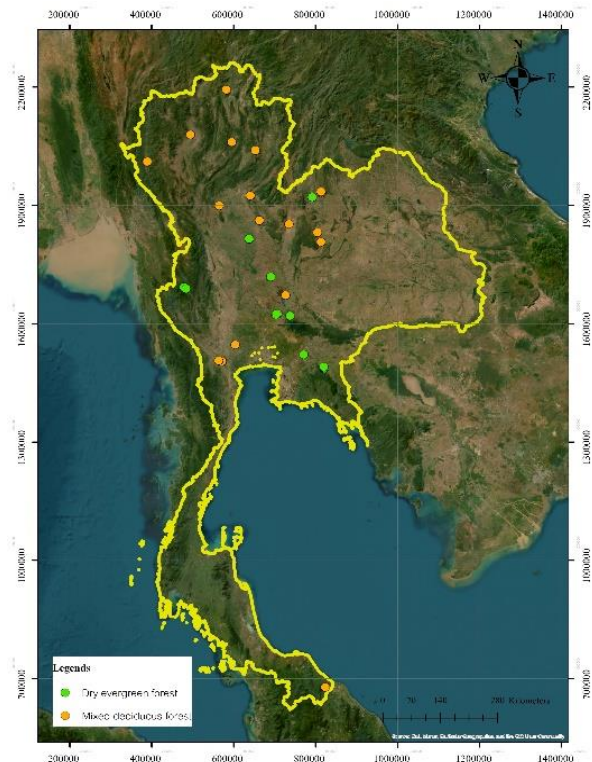


Figure 1 Concentric sample plots within botanical gardens and arboreta across Thailand.

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

1. กำหนดจุดวางแปลงตัวอย่าง โดยทำการคัดเลือกพื้นที่เพื่อเป็นตัวแทนของสังคมพืช โดยพิจารณาจากความสมบูรณ์ของป่า โดยให้มีระยะห่างระหว่างแปลง 250 เมตร และระยะ 2.5 กิโลเมตร ขึ้นอยู่กับขนาดพื้นที่ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ

2. วางแปลงตัวอย่างวงกลมซ้อนกัน (Concentric sample plots) ตามวิธีการของ Forest Survey and Assessment Division (2022)

Table 1 Lists of botanical gardens, arboreta and numbers of survey point in this study.

Forest types	Botanical gardens / Arboretum	Number of survey point	Area (ha)
Dry evergreen forest (DEF)	Wang Nam Yen Botanical Garden	10	1
	Phu Khae Botanical Garden	10	1
	Her Majesty The Queen's 60th Birthday Anniversary Phu Foilom Botanical Garden	7	0.7
	Dong Fa Huan Botanical Garden	10	1
	Dong Ma-I Botanical Garden	10	1
	Pak Puan Arboretum	8	0.8
	Ban Pae Botanical Garden	10	1
	Sam Rong Kiat Waterfall Arboretum	1	0.1
	Nong Tha Yu Arboretum	10	1
	Khao Chakan Arboretum	3	0.3
	Kanchanakuman Arboretum	6	0.6
	Khao Hin Son Botanical Garden	6	0.6
	Sap Chomphu Arboretum	6	0.6
	Muak Lek Arboretum	6	0.6
	Ubon Wanarom Arboretum	5	0.5
	Phon Sai Arboretum	3	0.3
	Phai Sali Arboretum	4	0.4
Total		115	11.5
Mixed deciduous forest (MDF)	Phu Khao Arboretum	10	1
	Phai Sali Arboretum	6	0.6
	Phu Kum Khao Arboretum	5	0.5
	Sakunothayan Botanical Garden	10	1
	Pong Sali Arboretum	10	1
	Dong Bang-I Arboretum	5	0.5
	Kamphaeng Saen Arboretum	10	1
	Wang Kan Leuang Arboretum	6	0.6
	Ban Chom Beung Botanical Garden	10	1
	Nam Phut Thap Lao Arboretum	3	0.3
	Khao Din Phrai Wan Arboretum	6	0.6
	Tham Chom Pon Arboretum	6	0.6
	Her Majesty The Queen's 60th Birthday Anniversary Su-ngai Padi Botanical Garden	2	0.2
	Namtok Tharnthong Arboretum	3	0.3
	Huai Rong Arboretum	6	0.6
	Ban Phae Arboretum	3	0.3
	Huai Kaew Arboretum	5	0.5
	Mueang Rat Arboretum	3	0.3
	Her Majesty The Queen's 60th Birthday Anniversary Phu Foilom Botanical Garden	3	0.3
	Huai Chomphu Arboretum	3	0.3
Huay Tak Arboretum	2	0.2	
Sam Rong Kiat Waterfall Arboretum	9	0.9	
Total		126	12.6

โดยทำการวางแปลงตัวอย่างวงกลมรัศมี 17.84 เมตร เก็บข้อมูลไม้ต้น (Tree) คือ ต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast height: DBH) มากกว่าหรือเท่ากับ 4.50 เซนติเมตร และความสูงมากกว่า 1.30 เมตร ทำการวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก วัดความสูง ดัดหมายเลข ระบุชนิด บันทึกมุม Azimuth และวัดระยะทางระหว่างจุดกลางแปลงถึงต้นไม้ (Figure 2)

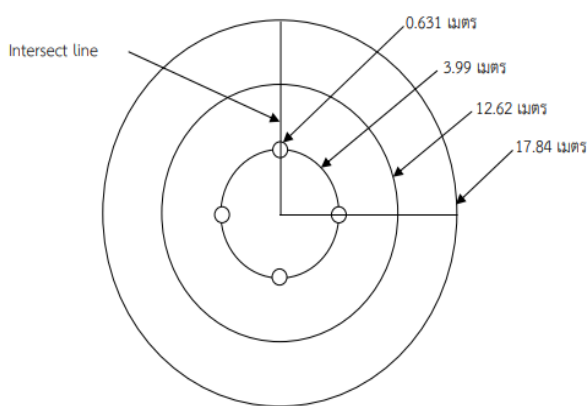


Figure 2 Concentric sample plots in different radius.

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

1. ดัชนีความมากมายของชนิด (Species richness index) โดยใช้ตามวิธีของ Margalef Index (Margalef, 1958)

$$\text{Margalef index} = (S-1) / \ln(n)$$

โดยที่ S = จำนวนชนิดทั้งหมดในสังคม

n = จำนวนต้นไม้ทั้งหมดที่สำรวจพบ

2. ค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Species diversity) โดยใช้ตามวิธีของ Shannon-Wiener index (Krebs, 1999)

$$H' = -\sum_{i=1}^S Pi \times \ln(Pi)$$

โดยที่ H' = ค่าความหลากหลายชนิดของพรรณไม้

Pi = สัดส่วนระหว่างจำนวนต้นไม้ชนิด

ที่ i ต่อจำนวนต้นไม้ทั้งหมด

S = จำนวนชนิดไม้ทั้งหมดที่พบ

3. ดัชนีค่าความสำคัญ (Important value index, IVI) คือผลรวมของค่าความหนาแน่นสัมพัทธ์ (Relative density) ความเด่นสัมพัทธ์ (Relative dominance) และ ความถี่สัมพัทธ์ (Relative frequency) ซึ่งค่าความสัมพันธ์ของพืชชนิดหนึ่ง ๆ จะมีค่าตั้งแต่ 0-300 (Curtis, 1959)

4. การสืบทอดพันธุ์ของไม้ต้นในสังคม พิจารณาจากการกระจายตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางของต้นไม้ (Diameter class distribution)

5. มวลชีวภาพเหนือพื้นดินของไม้ต้น โดยใช้สมการแอลโลเมตรีตามชนิดป่า ดังนี้

ป่าดิบแล้ง ใช้สมการของ Tsutsumi *et al.*

(1983)

$$W_S = 0.059(\text{DBH}^2H)^{0.919}$$

$$W_B = 0.00893(\text{DBH}^2H)^{0.977}$$

$$W_L = 0.0140(\text{DBH}^2H)^{0.669}$$

$$W_T = W_S + W_B + W_L$$

ป่าผสมผลัดใบ ใช้สมการของ Ogawa *et al.* (1965)

$$W_S = 0.0396(\text{DBH}^2H)^{0.933}$$

$$W_B = 0.00349(\text{DBH}^2H)^{1.027}$$

$$W_L = \left(\frac{28}{(W_S + W_B)} + 0.025 \right)^{-1}$$

$$W_T = W_S + W_B + W_L$$

โดยที่ W_S = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นลำต้น (กก.)

W_B = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นกิ่ง (กก.)

W_L = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินในส่วนที่เป็นใบ (กก.)

W_T = มวลชีวภาพเหนือพื้นดินทั้งหมด (กก.)

DBH = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (ซม.)

H = ความสูงทั้งหมดของต้นไม้ (เมตร)

จากนั้นนำค่าที่ได้จากสมการแอลโลเมตรี มาวิเคราะห์มวลชีวภาพใต้พื้นดิน (Belowground biomass) ของไม้ต้น โดยใช้ค่ากลาง (Default value) ของ IPCC (2006) มีค่าเท่ากับ 0.27

มวลชีวภาพใต้พื้นดิน (กก.) = AGB x 0.27

6. ปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ โดยคำนวณจากมวลชีวภาพของไม้ต้นในรูปของน้ำหนักมวลธาตุคาร์บอน (C) ที่อยู่ในรูปของมวลชีวภาพและน้ำหนักของธาตุคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ที่ IPCC (2006) กำหนด

การกักเก็บคาร์บอน (ตันคาร์บอน/เฮกแตร์)
= มวลชีวภาพของไม้ต้น x 0.47

การดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์)

= การกักเก็บคาร์บอน x 44/12

7. วิเคราะห์การทดสอบทางสถิติ (Statistical analysis) โดยการใช้ T-test ด้วยวิธีการทดสอบแบบ Two-sample unequal variance โดยการใช้ค่าเฉลี่ยของมวลชีวภาพ ปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และปริมาณดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) โดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. ความหลากหลายชนิดของพรรณไม้

ผลการศึกษาคความหลากหลายชนิดของพรรณไม้ในสังคมพืช พบว่า ป่าดิบแล้งพบต้นไม้ทั้งหมด 10,139 ต้น จำแนกได้เป็น 481 ชนิด 268 สกุล 78 วงศ์ ชนิดไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญ (IVI) ได้แก่ ยางนา (*Dipterocarpus alatus*) มีค่าเท่ากับร้อยละ 15.54 รองลงมาได้แก่ ข่อย (*Streblus asper*) มะค่าโมง (*Azelia xylocarpa*) ยูคาลิปตัส (*Eucalyptus camaldulensis*) และหางนกยูงฝรั่ง (*Delonix regia*) เป็นต้น โดยมีค่าเท่ากับ 15.04, 5.62, 5.38 และ 5.24 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table 1) สังคมพืชป่าดิบแล้งมีความหลากหลายของชนิดอยู่ในระดับที่สูงมาก ($H' = 4.96$) และดัชนีความมากมายของชนิดอยู่ที่ 52.80 แสดงว่าชนิดไม้ในป่าดิบแล้งมีความหลากหลายชนิดและความมากมายสูง ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับรายงานของ Phumphuang *et al.* (2018) ที่ศึกษาพลวัตและการกระจายของต้นไม้ในป่าดิบแล้งภายในแปลงถาวรขนาด 3 เฮกแตร์ บริเวณสถานีวิจัยและฝึคนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว ซึ่งพบความหลากหลายชนิดไม้จำนวน 150 ชนิด จาก 119 สกุล และ 46 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลาย (H') เท่ากับ 4.04 ขณะเดียวกัน Phumphuang *et al.* (2024) ยังได้รายงานการศึกษามือใช้แปลงถาวรขนาดใหญ่ (16 เฮกแตร์) ในป่าดิบแล้งสถานีวิจัยสิ่งแวดล้อมสะแกราช จังหวัดนครราชสีมา โดยพบชนิดไม้เพิ่มมากขึ้นตามการเพิ่มของขนาดแปลงตัวอย่าง โดยพบชนิดไม้จำนวน 204 ชนิด จาก 153 สกุล และ 60 วงศ์

Table 1 Number of trees and importance value index (IVI) of some dominance tree species in MDF and DEF in Botanical gardens and Arboreta in Thailand.

Forest Type	Species	Family	No. of Trees	Density (ind.ha-1)	Frequency (%)	Dominance	RD (%)	RF (%)	RDo (%)	IVI (%)
Dry Evergreen Forest (DEF)	<i>Dipterocarpus alatus</i> Roxb. ex G. Don	Dipterocarpaceae	232	0.20	33.04	0.025	2.288	1.711	11.544	15.54
	<i>Streblus asper</i> Lour.	Moraceae	914	0.79	46.09	0.008	9.015	2.386	3.637	15.04
	<i>Azelia xylocarpa</i> (Kurz) Craib	Fabaceae	155	0.13	20.87	0.007	1.529	1.081	3.014	5.62
	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Myrtaceae	135	0.12	8.70	0.008	1.331	0.450	3.596	5.38
	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Fabaceae	213	0.19	7.83	0.006	2.101	0.405	2.738	5.24
	<i>Streblus ilicifolius</i> (S. Vidal) Corner	Moraceae	347	0.30	13.04	0.002	3.422	0.675	1.057	5.15
	<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	Apocynaceae	224	0.19	23.48	0.003	2.209	1.216	1.331	4.76
	<i>Hydnocarpus ilicifolia</i> King	Achariaceae	243	0.21	18.26	0.003	2.397	0.946	1.372	4.71
	<i>Microcos tomentosa</i> Sm.	Malvaceae	210	0.18	30.43	0.002	2.071	1.576	1.009	4.66
	<i>Tectona grandis</i> L. f.	Lamiaceae	153	0.13	7.83	0.006	1.509	0.405	2.631	4.55
Other Species (471)			7,313	6.36	1,721.73	0.151	72.13	89.15	68.07	229.35
	Total		10,139	8.82	1931.30	0.22	100.000	100.00	100.00	300.00
Mixed Deciduous Forest (MDF)	<i>Tectona grandis</i> L.f.	Lamiaceae	256	0.203	24.603	0.032	2.731	1.462	15.651	21.24
	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	Fabaceae	358	0.284	45.238	0.012	3.819	2.687	6.043	12.08
	<i>Xylia xylocarpa</i> (Roxb.) Taub. var. <i>kerrii</i> (Craib & Hutch.) I. C. Nielsen	Fabaceae	290	0.230	38.095	0.005	3.093	2.263	2.286	7.69
	<i>Combretum quadrangulare</i> Kurz	Combretaceae	270	0.214	7.143	0.008	2.880	0.424	3.721	7.46
	<i>Streblus asper</i> Lour.	Moraceae	329	0.261	23.016	0.004	3.509	1.367	1.857	6.31
	<i>Chukrasia tabularis</i> A. Juss.	Meliaceae	227	0.180	19.048	0.003	2.421	1.132	1.626	5.47
	<i>Canarium subulatum</i> Guillaumin	Burseraceae	104	0.083	25.397	0.003	1.109	1.509	1.463	4.31
	<i>Pentacme siamensis</i> (Miq.) Kurz	Dipterocarpaceae	202	0.160	11.111	0.002	2.155	0.660	1.212	4.27
	<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	Apocynaceae	172	0.137	23.016	0.002	1.835	1.367	0.740	3.90
	<i>Lagerstroemia calyculata</i> Kurz	Lythraceae	115	0.091	19.048	0.003	1.227	1.132	1.543	3.78
Other Species (396)			7,052	5.60	1,448.62	0.132	75.22	85.99	63.86	225.08
	Total		9,375	7.44	1683.33	0.206	100.00	100.00	100.00	300.00

Remark: RD = Relative density, RF = Relative frequency, RDo = Relative dominance and IVI = Importance value index.

อย่างไรก็ตามผลการศึกษานี้มีความแตกต่างจากจากการศึกษาของ Chandaeng *et al.* (2018) ที่ได้ศึกษาโครงสร้างสังคมพืชป่าดิบแล้ง ณ สถานีวิจัยและฝักินิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว จังหวัดนครราชสีมา โดยเก็บข้อมูลแปลงตัวอย่างขนาดเล็กกระจายทั่วพื้นที่ป่าดิบแล้ง พบชนิดไม้จำนวน 95 ชนิด จาก 76 สกุล และ 45 วงศ์ มีค่าความหลากหลายอยู่ที่ 3.73 และวงศ์ที่มีจำนวนชนิดสูงสุดได้แก่ วงศ์ถั่ว (Fabaceae) แสดงให้เห็นถึงอิทธิพลของขนาดแปลงตัวอย่างส่งผลต่อการปรากฏของจำนวนชนิดที่แตกต่างกัน

ขณะที่ในป่าผสมผลัดใบพบต้นไม้ทั้งหมด 9,375 ต้น จำแนกได้เป็น 406 ชนิด 243 สกุล 77 วงศ์ ชนิดไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญ (IVI) ได้แก่ สัก (*Tectona grandis*) มีค่าเท่ากับร้อยละ 19.84 รองลงมาได้แก่ ประดู่ป่า (*Pterocarpus macrocarpus*) แดง (*Xylocarpus xylocarpa*) สะแกนก (*Combretum quadrangulare*) และช่อย (*Streblus asper*) โดยมีค่าเท่ากับ 12.55, 7.64, 7.03 และ 6.73 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table 1) สังคมพืชป่าผสมผลัดใบมีดัชนีค่าความหลากหลายอยู่ในระดับที่สูงมาก ($H' = 4.99$) และมีดัชนีความมากมายของชนิดอยู่ที่ 50.58 แสดงให้เห็นถึงชนิดไม้ที่สำรวจพบมีความหลากหลาย และมีความมากมายสูง โดยค่าความหลากหลายมีความใกล้เคียงกับการศึกษาของ Saikhammoon *et al.* (2023) ที่ได้ทำการศึกษากาการฟื้นฟูของป่าเขตร้อนแห้งแล้งที่ถูกทิ้งร้างและต่อมาได้มีการฟื้นฟูตามธรรมชาติโดยมีลักษณะเป็นป่าผสมผลัดใบ จากการศึกษพบต้นไม้กว่า 20,400 ต้น และสามารถจำแนกได้เป็น 199 ชนิด จาก 129 สกุล และ

49 วงศ์ มีค่าดัชนีความหลากหลายชนิดสูง ($H' = 4.28$) ขณะเดียวกันการศึกษากครั้งนี้พบมีจำนวนชนิดและค่าดัชนีความหลากหลายชนิดสูงกว่าการศึกษาของ Piankhit *et al.* (2024) ที่ศึกษาโครงสร้างสังคมพืชป่าผสมผลัดใบในพื้นที่อนุรักษ์ของสวนป่าสักองค์การอุตสาหกรรมป่าไม้ภาคเหนือ พบชนิดไม้จำนวน 122 ชนิด 88 สกุล 39 วงศ์ จากต้นไม้ทั้งหมด 2,246 ต้น มีค่าดัชนีความหลากหลาย (H') เท่ากับ 3.57 นอกจากนี้ยังพบว่าค่าดัชนีความหลากหลายชนิดในครั้งนี้อยู่มีค่ามากกว่ารายงานของ Narknoi *et al.* (2022) ที่ศึกษาสังคมพืชป่าผสมผลัดใบ ในพื้นที่ป่าชุมชนบ้านปาง อำเภอลอง จังหวัดแพร่ พบชนิดไม้เพียง 81 ชนิด 63 สกุล 26 วงศ์ มีดัชนีความหลากหลาย (H') เท่ากับ 3.71 แสดงให้เห็นถึงการรบกวนจากกิจกรรมของมนุษย์มีผลต่อความหลากหลายชนิดของพรรณไม้ที่แตกต่างกันไป

จากการศึกษาของทั้งสองชนิดป่าแสดงให้เห็นความหลากหลายและความมากมายของชนิดไม้ในแต่ละชนิดป่า เนื่องจากพื้นที่และจุดสำรวจมีการกระจายครอบคลุมหลายภูมิภาคของประเทศ จึงส่งผลให้พบชนิดไม้ที่พบมีความหลากหลายค่อนข้างสูง แม้ว่าจะเป็นป่าชนิดเดียวกันซึ่งเป็นผลมาจากความแตกต่างทางด้านปัจจัยแวดล้อมในแต่ละภูมิภาค (Zhang *et al.*, 2024) อย่างไรก็ตามขนาดของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ จำนวนจุดสำรวจแต่ละชนิดป่ารวมไปถึงปัจจัยแวดล้อม (ความสูง, อุณหภูมิ, ปัจจัยดิน) ที่แตกต่างกันของแต่ละชนิดป่า ซึ่งภายในป่าดิบแล้งมักมีชนิดไม้ขึ้นผสมกันระหว่างไม้ผลัดใบและไม้ผลัดใบในอัตราส่วนที่ใกล้เคียงกัน มักพบตั้งแต่ระดับความสูงตั้งแต่ 100 เมตร

จากระดับน้ำทะเลปานกลาง และมีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยประมาณ 1,000 – 2,000 มิลลิเมตรต่อปี ซึ่งแตกต่างจากป่าผสมผลัดใบที่ชนิดไม้ส่วนใหญ่ในสังคมมักจะประกอบไปด้วยไม้ผลัดใบ พบได้ตั้งแต่ระดับความสูง 50 เมตรจากระดับน้ำทะเลปานกลาง ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยต่ำกว่า 1,600 มิลลิเมตรต่อปี ซึ่งส่วนใหญ่ก็มีความแห้งแล้งมากกว่าป่าดิบแล้ง (Marod & Kutintara, 2009, Nguyen *et al.*, 2015; Becker *et al.*, 2022) ด้วยปัจจัยแวดล้อมที่แตกต่างกันส่งผลให้ชนิดไม้มีการกระจายที่ต่างกัน และชนิดที่พบมีความแตกต่างกัน แม้เป็นในป่าชนิดเดียวกันก็ตาม อีกทั้งในเรื่องความต้องการทางนิเวศวิทยา (Ecological niche) ยังเป็นหนึ่งในเหตุผลที่ทำให้ไม้แต่ละชนิดมีการกระจายที่แตกต่างกัน (Bunyavejchewin *et al.*, 2003; Phumphuang *et al.*, 2024)

2. ปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์

สังคมพืชป่าดิบแล้งมีปริมาณมวลชีวภาพเท่ากับ 190.18 ตัน/เฮกแตร์ แบ่งออกเป็นมวลชีวภาพของลำต้น (Stem; W_s) กิ่ง (Branch; W_b) ใบ (Leaf; W_L) และปริมาณมวลชีวภาพใต้ดิน (Belowground biomass) มีค่าเท่ากับ 111.43, 35.74, 2.59 และ 40.43 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนมีค่าเท่ากับ 89.38 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ และปริมาณดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) มีค่าเท่ากับ 328.04 ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์ (Table 2) ชนิดไม้ที่มีปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์

(CO_2) สูงสุดได้แก่ สัก รองลงมาได้แก่ ยูคาลิปตัส หางนกยูงฝรั่ง มะค่าโมง และ ประดู่ป่า เป็นต้น จากการศึกษาพบว่าปริมาณการกักเก็บคาร์บอนและปริมาณดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์มีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Chandaeng *et al.* (2018) ที่รายงานว่าป่าดิบแล้งสถานีวิจัยและฝึกนิสิตวนศาสตร์วังน้ำเขียว มีปริมาณมวลชีวภาพและปริมาณการกักเก็บคาร์บอนเท่ากับ 186.66 และ 76.03 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ ตามลำดับ ขณะที่การดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) มีค่าเท่ากับ 347.07 ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์ โดยปริมาณการกักเก็บคาร์บอนที่พบในครั้งนี้มีปริมาณมากกว่ารายงานของ Terakumpisut *et al.* (2007) ซึ่งพบว่าปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนในป่าดิบแล้งของป่าสงวนแห่งชาติทองผาภูมิ มีค่าเท่ากับ 140.58 ตัน/เฮกแตร์ และ 70.29 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ ตามลำดับ ซึ่งจากการศึกษาเหล่านี้แสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ของป่าดิบแล้งที่สำคัญของประเทศไทย

ขณะที่สังคมพืชป่าผสมผลัดใบ มีปริมาณมวลชีวภาพเท่ากับ 142.26 ตัน/เฮกแตร์ แบ่งออกเป็นมวลชีวภาพของลำต้น กิ่ง ใบ และปริมาณมวลชีวภาพใต้ดิน มีค่าเท่ากับ 89.86, 21.96, 0.20 และ 30.24 ตัน/เฮกแตร์ ตามลำดับ ปริมาณการกักเก็บคาร์บอนของป่าผสมผลัดใบมีค่าเท่ากับ 66.86 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์ และปริมาณการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เท่ากับ 245.38 ตันคาร์บอนไดออกไซด์/เฮกแตร์ (Table 2)

Table 2 Biomass, carbon stock and CO₂ sequestration estimates.

Forest type	AGB			BGB	Total Biomass (t.ha ⁻¹)	Carbon Stock (tC ha ⁻¹)	CO ₂ Sq. (tCO ₂ ha ⁻¹)
	Stem	Branch	Leaf				
DEF	111.43	35.74	2.59	39.20	190.18	89.38	328.04
MDF	89.86	21.96	0.20	30.24	142.26	66.86	245.38

Note: AGB: Aboveground Biomass, BGB: Belowground Biomass and CO₂ Sq.: Carbon dioxide sequestration.

ชนิดไม้ที่มีปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์สูงสุดได้แก่ สัก รองลงมาได้แก่ ประดู่ป่า ยางนา สะแกนา และแดง ตามลำดับ ผลการศึกษาปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์มีค่าใกล้เคียงกับรายงานของ Nuanurai (2009) ที่ศึกษาปริมาณมวลชีวภาพในป่าผสมผลัดใบบริเวณอุทยานแห่งชาติแก่งกระจาน ที่มีค่าเท่ากับ 68.53 ตัน/เฮกแตร์ และยังมีปริมาณมากกว่าป่าผสมผลัดใบ บริเวณสถานีฝึกวนศาสตร์วังน้ำเขียว ที่มีปริมาณมวลชีวภาพเท่ากับ 71.49 ตัน/เฮกแตร์ และมีปริมาณการกักเก็บคาร์บอนเท่ากับ 33.67 ตัน/เฮกแตร์ (Chandaeng *et al.*, 2020) และยิ่งมากกว่าการศึกษาของ Chaiyo *et al.* (2012) ที่พบว่ามวลชีวภาพไม้ต้นในป่าผสมผลัดใบในภาคตะวันตกของประเทศไทย มีค่าเท่ากับ 25.84 ตัน/เฮกแตร์ (คิดเป็นการกักเก็บคาร์บอนเท่ากับ 12.14 ตันคาร์บอน/เฮกแตร์) ทั้งนี้ความแตกต่างกันของปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) อาจเป็นผลมาจากลักษณะสังคมพืช ขนาดต้นไม้ และศักยภาพในการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ของชนิดไม้ที่แตกต่างกัน (Kanhom *et al.*, 2019; Chandaeng *et al.*, 2020)

ปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ในป่าดิบแล้งจากการศึกษา พบว่ามีค่ามากกว่าป่าผสมผลัดใบ ซึ่งเป็นผลมาจากความหนาแน่นของต้นไม้ในป่าดิบแล้งมีจำนวนมากกว่าป่าผสมผลัดใบ และเมื่อพิจารณาการกระจายตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง (Diameter class distribution) พบว่าจำนวนต้นไม้ของทั้งสองสังคมมีรูปแบบการกระจายแบบเลขชี้กำลังเชิงลบ (Negative exponential form) แสดงให้เห็นถึงการรักษาโครงสร้างประชากรได้เป็นปกติตามธรรมชาติในทั้งสองสังคมพืช เนื่องจากไม้ขนาดเล็กมีจำนวนมาก สามารถเติบโตขึ้นทดแทนเป็นไม้ใหญ่ได้อ่อนาคต (Figure 3)

เมื่อพิจารณาการกักเก็บคาร์บอนจะเห็นว่าในกลุ่มของต้นไม้ที่มีขนาด DBH มากกว่า 30 เซนติเมตร มีปริมาณการกักเก็บคาร์บอนสูงกว่าต้นไม้ในกลุ่มที่มี DBH ขนาดเล็ก แม้จะมีจำนวนต้นน้อยกว่า อย่างไรก็ตาม ในกลุ่มของต้นไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเล็กถึงปานกลาง ยังเป็นกลุ่มไม้ที่มีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนได้มากขึ้น เมื่อเติบโตขึ้นเป็นไม้ใหญ่ (Sun & Guan, 2014) สอดคล้องกับรายงานของ Terakunpisut *et al.* (2007) ที่พบว่าศักยภาพการดูดซับคาร์บอนในมวลชีวภาพเหนือพื้นดิน ในป่า

สงวนแห่งชาติทองผาภูมิ เมื่อพิจารณาค่ามวลชีวภาพจากการกระจายตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลาง แม้ว่าจำนวนต้นของไม้ในกลุ่มที่มีขนาด DBH มากกว่า 80 เซนติเมตร มีปริมาณน้อยกว่าในกลุ่มต้นไม้มากกว่าเล็กน้อย (DBH = 4.5–20 เซนติเมตร) แต่ปริมาณมวลชีวภาพในกลุ่มของต้นไม้ที่มีขนาดใหญ่มีค่าสูงกว่า เนื่องจากต้นไม้

ในกลุ่มนี้มีปริมาตรลำต้นและขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางสูง อีกทั้งต้นไม้ใหญ่ในป่าอนุรักษ์ซึ่งอยู่ในพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติส่วนใหญ่ยังคงมีสภาพเป็นป่าที่ค่อนข้างสมบูรณ์ และมักมีต้นไม้มากมายขึ้นอยู่จำนวนมาก ซึ่งมีอิทธิพลต่อมวลชีวภาพและปริมาณการกักเก็บคาร์บอน (Koonkhunthod, 2021)

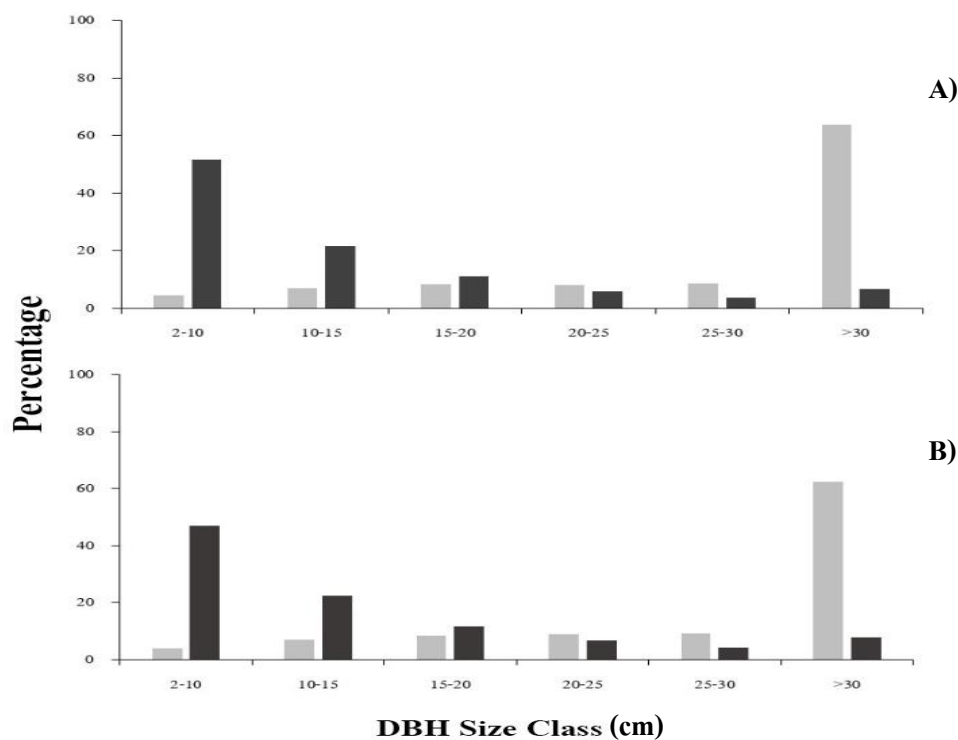


Figure 3 Percentage of individual trees (black bars) and carbon storage (gray bars) in different DBH size classes; A) in DEF and (B) in MDF, respectively.

นอกจากขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของต้นไม้มากกว่าเล็กน้อยจะส่งผลต่อศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนของต้นไม้อีกด้วย ต้นไม้ที่มีการดูแลที่ดี มีระยะห่างที่เหมาะสม รวมถึงหากในพื้นที่ที่มีความหลากหลายสูงด้วยย่อมส่งผลให้พื้นที่ป่านั้นมีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนมากขึ้น (Thongnun *et al.*, 2022; Kaewbanlao *et al.*, 2025) อีกทั้งในเรื่องของการนำไม้โตเร็วเข้ามาปลูกเสริม

ในพื้นที่ นอกจากสามารถเพิ่มปริมาณการกักเก็บคาร์บอนได้แล้ว ยังช่วยลดปริมาณคาร์บอนไดออกไซด์ได้ด้วย (Petsyri *et al.*, 2007)

เมื่อทำการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยของปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ โดยการทดสอบทางสถิติ (t-test) ระหว่างสองสังคม (Table 2) พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ

($p=0.22$) กล่าวได้ว่าในป่าดิบแล้ง อาจมีชนิดไม้ที่เป็นพรรณไม้เด่นของป่าผสมผลัดใบ เช่น สัก (*Tectona grandis*) เขลง (*Dialium cochinchinense*) มะค่าโมง (*Azelia xylocarpa*) และยางนา (*Dipterocarpus alatus*) ขึ้นปะปนอยู่ภายในสังคม เนื่องจากสังคมป่าผสมผลัดใบ มักขึ้นสลับอยู่ระหว่างป่าชนิดอื่นๆ อยู่บ่อยครั้ง ซึ่งเป็นไปตามความชื้นและสมบัติดิน (Marod *et al.*, 1990)

สรุป (Conclusion)

ความหลากหลายของพรรณไม้ภายในพื้นที่ป่าดิบแล้งและป่าผสมผลัดใบ ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ ในพื้นที่ศึกษาพบต้นไม้ทั้งหมด 19,514 ต้น โดยภายในป่าดิบแล้งพบจำนวน 481 ชนิด 268 สกุล 78 วงศ์ ส่วนภายในป่าผสมผลัดใบ พบจำนวน 406 ชนิด 243 สกุล 77 วงศ์ ชนิดไม้เด่นในป่าดิบแล้งเมื่อพิจารณาจากดัชนีค่าความสำคัญ คือ ยางนา มีค่าเท่ากับร้อยละ 14.43 รองลงมาได้แก่ ข่อย มะค่าโมง ยูคาลิปตัส และหางนกยูงฝรั่ง ตามลำดับ ในส่วนของป่าผสมผลัดใบ คือ สัก มีค่าเท่ากับร้อยละ 19.84 รองลงมาได้แก่ ประดู่ป่า แดง สะแกนา และข่อย ตามลำดับ

ความหลากหลาย และมากมายของชนิดเป็นผลจากความแตกต่างกันของพื้นที่ศึกษามีส่วนทำให้ความหลากหลายชนิดของพรรณไม้ต่างกัน แม้เป็นป่าชนิดเดียวกัน ปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์พบว่า ป่าดิบแล้ง มีปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และปริมาณดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) สูงกว่าในป่าผสมผลัด

ใบ ความแตกต่างกันของปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็นผลจากความหนาแน่นในกลุ่มของต้นไม้ที่มีขนาดกลาง ($\text{DBH} = 10\text{-}20$ ซม.) ซึ่งพบมากภายในป่าดิบแล้ง และมีแนวโน้มที่จะมีศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอนได้มากกว่า เนื่องจากต้นไม้ในกลุ่มนี้มีปริมาตรลำต้น และ DBH สูง อีกทั้งลักษณะของสังคมพืช ขนาด และศักยภาพของต้นไม้แต่ละชนิด ก็มีแนวโน้มที่จะส่งผลต่อการกักเก็บคาร์บอนอีกด้วย

สำหรับค่าเฉลี่ยของปริมาณมวลชีวภาพ การกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) พบว่าแตกต่างกันอย่างไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ($p\text{-value} = 0.22$) อย่างไรก็ตามผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการเป็นแหล่งกักเก็บคาร์บอนขนาดใหญ่ของทั้งสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ อีกทั้งสามารถนำไปประยุกต์ใช้ในการวางแผนการจัดการอนุรักษ์พรรณไม้ในพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ หรือใช้จัดการพื้นที่อนุรักษ์ และยังสามารถนำไปใช้จัดการพื้นที่สวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติให้เข้าสู่สังคมคาร์บอนต่ำตอบรับนโยบายความเป็นกลางทางคาร์บอนของประเทศต่อไป

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

ขอขอบคุณสำนักงานคณะกรรมการส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัยและนวัตกรรม (สกสว.) สำหรับทุนในการศึกษาวิจัยในครั้งนี้ ขอขอบคุณนางสาว ภาณุมาศ ลาตปลาละ ผู้เชี่ยวชาญเฉพาะ

ด้านวิชาการอนุรักษ์ป่าไม้และพันธุ์พืช และ
หัวหน้าสวนพฤกษศาสตร์สวนรุกขชาติทุกท่าน
ขอขอบคุณ นายณัฐวุฒิ อุดมศิริพงษ์ ส่วนจัดการสวน
พฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติ ที่ได้ให้คำแนะนำ
จนการศึกษาค้นคว้าสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี และ
ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ทุกท่านที่มีส่วนเกี่ยวข้องใน
การเก็บข้อมูล และการอำนวยความสะดวกต่าง ๆ

เอกสารอ้างอิง (References)

Becker, F.S., J. A. Slingsby, J. Measey, K. A. Tolley & R. Altwegg. 2022. Finding rare species and estimating the probability that all occupied sites have been found. **Ecological Applications** 32(2) : e2502. <https://doi.org/10.1002/eap.2502>

Chaiyo, U., S. Garivait & K. Wanthongchai. 2012. Structure and Carbon Storage in Aboveground Biomass of Mixed Deciduous Forest in Western Region, Thailand. **GMSARN International Journal** 6: 143-150.

Chandaeng, W., L. Puangchit & N. Jumwong, 2018. Structure and Carbon Sequestration of Natural and Economics Forest at Wang Nam Khiao Forestry Research and Student Training Station, Nakhon Ratchasima Province. **Thai Forest Ecological Research Journal** 2(1): 17-25. (in Thai)

Chandaeng, W., L. Puangchit, N. Junkerd & N. Jumwong. 2020. Carbon Stock of Different Forest Communities at Wang

Nam Khiao Forestry Research and Student Training Station Nakhon Ratchasima Province. **Thai Journal of Forestry** 39(1): 57-70. (in Thai)

Corlett, R.T., 2016. The impacts of droughts in tropical forest. **Trends in Plant Science** 21(7) ; 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.02.003>

Curtis, J.T., 1959. **The Vegetation of Wisconsin: An ordination of plant communities.** University of Wisconsin Press, Madison. Department of National Parks, Wildlife and Conservation. 2019. **Botanical Gardens and Arboretum.** Available source: <https://botany.dnp.go.th/garden/index.html>. (Accessed: December 18, 2025)

Forest Survey and Assessment Division. 2022. **Forest Inventory Guideline.** Forest and Plant Conservation Research Office, Department of National Parks, Wildlife and Conservation, Bangkok.

Gebeyehu, M. N. & F. H. Hirpo. 2019. Review on Effect of Climate Change on Forest Ecology. **International Journal of Environmental Sciences and Natural Resources** 1 7 (4) : 126-129. <https://doi.org/10.19080/IJESNR.2019.17.555968>

- Giam, X. 2017. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *In Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: 5775-5777.
- IPCC. 2006. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. IGES, Hayana, Japan.
- Kaewbanlao, W., P. Sunthornhao & P. Lumyai. 2025. Tree diversity and carbon sequestration assessment using multiple methods in a dry evergreen forest restoration site, Nakhon Ratchasima, Thailand. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity** 26(8): 3886-3902. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d260820>
- Kanhom, B., B. Moungrimuangdee, P. Waiboonya, P. Yodsa-nga & P. Larpkern. 2019. Plant Diversity and Biomass Carbon Stocks of Nong Mek Community Forest, Khok Sung District, Sa Kaeo Province. **Thai Journal of Forestry** 38(2): 41-55. (in Thai)
- Kanthawong, T., N. Leksungnoen & S. Uthairatsamee. 2024. Carbon Storage in Tree at Nature Trail in The Initiative of Her Majesty Queen Sirikit Nakhon-Sawan Province. **Science and Technology Nakhon Sawan Rajabhat University Journal** 16(24): 12-27. (in Thai)
- Koonkhunthod, N., 2021. **An Important Role of Protected Area as the Carbon Sink: A Case Study of Comparison of Carbon Storage in Sub Lang Ka Wildlife Sanctuary and Permanent Forest Area, Lopburi Province.** source: <https://readcard.dnp.go.th/km/docs/%20PSK.pdf>. (Accessed: May 29, 2026) (in Thai)
- Krebs, C.J., 1999. **Ecological Methodology (2nd)**. Addison Wesley Longman, California.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. **General Systematic** 3: 36-71.
- Marod, D. & U. Kutintara. 2009. **Forest Ecology**. Faculty of Forestry. Aksornsiam Press, Bangkok.
- Marod, D., U. Kutintara, Y. Chanchai, H. Tanaka and T. Nakashizuka.** 1999. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science** 10: 777-786. <https://doi.org/10.2307/3237302>
- Marod, D., P. Duengkae, S. Sangkaew, P. Racharak, W. Suksavate, S. Uthairatsamee, L. Asanok, S. Thinkampheang, S. Hermhuk, P. Kachina, J. Thongsawi, W. Phumpuang, P. Paansri, W. Nuipakdee, P. Nakmuenwai & S. Pattanakiat. 2022. Population Structure and Spatial Distribution of Tree Species in Lower Montane Forest, Doi Suthep-Pui

- National Park, Northern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 20(6) : 644-663. <https://doi.org/10.32526/enrj/20/202200139>
- Narknoi, N., S. Banjay, K. Phongkaranyaphat, W. Singyoocharoen, W. Mangkita, M. Banjongkarn, K. Krueama & L. Asanok. 2022. Plant Community Characteristics and Soil Factors of Mixed Deciduous Forest in Ban Pong Community Forest, Long District, Phrae Province. **Thai Journal of Forestry** 41(2): 93-108. (in Thai)
- Nguyen, T. V., R. Mitlohner, N. V. Bich & T. V. Do. 2015. Environmental factors affecting the abundance and presence of tree species in a tropical lowland limestone and non-limestone forest in Ben En National Park, Vietnam. **Journal of Environmental Sciences** 31(3) : 177-191. <https://doi.org/10.7747/JFES.2015.31.3.177>
- Nuanurai, N. 2005. **Comparison of leaf area index, above-ground biomass and carbon sequestration of forest ecosystems by forest inventory and remote sensing at Kaeng Krachan National Park, Thailand**. M.Sc. thesis, Faculty of Science, Chulalongkorn University. Bangkok. (in Thai)
- Ogawa, H., K. Yoda, K. Ogino & T. Kira. 1965. Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand. II. Plant biomass. **Nature and Life in Southeast Asia** 4: 49-80.
- Petsri, S., M. Pumijumnong, C. Wachrinrat & S. Thoranisorn. 2007. Aboveground Carbon Content in Mixed Deciduous Forest and Teak Plantations. **Environment and Natural Resources Journal** 5(1): 1-10.
- Phumphuang, W., D. Marod, S. Sungkaew & S. Thinkampaeng. 2018. Forest Dynamics and Tree Distribution Patterns in Dry Evergreen Forest, Northeastern, Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 16(2): 58-67. <https://doi.org/10.14456/enrj.2018.15>
- Phumphuang, W., S. Sungkaew, C. Wachrinrat, S. Thinkampheang, S. Hremhuk, J. Thongsawi, S. Waengsothorn, L. Lin & D. Marod. 2024. Environmental factors differentially influence species distributions across tree size classes in a dry evergreen forest in Sakaerat Biosphere Reserve, northeastern Thailand. **Journal of Forest Research** 29(4) : 297-305. <https://doi.org/10.1080/13416979.2024.2314834>

- Piankhit, P., K. Panngom, M. Nosaengsri, K. Kruama, S. Somprakon, W. Srikue, N. Jumwong, P. Sanvisitpirom & L. Asanok. 2567. Vegetation Structure Characteristics and Carbon Stock of Mixed Deciduous Forest in Protected Area of Teak (*Tectona grandis*) Plantation, North Forest Industry Organization. **Thai Forest Ecological Research Journal** 8(2): 467-486. (in Thai)
- Poorter, L., M. T. van der Sande, J. Thompson, E. J. M. M. Arets, A. Alarcón, J. Álvarez-Sánchez, N. Ascarrunz, P. Balvanera, G. Barajas-Guzmán, A. Boit, F. Bongers, F. A. Carvalho, F. Casanoves, G. Cornejo-Tenorio, F. R. C. Costa, C. V. de Castilho, J. F. Duivenvoorden, L. P. Dutrieux, B. J. Enquist, F. Fernández-Méndez, B. Finegan, ..., M. Peña-Claros. 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography** 24(11): 1314-1328.
<https://doi.org/10.1111/geb.12364>
- Rihan, A., R. A. Begum, M. N. M. Said & J. J. Pereira. 2021. Assessment of Carbon Stock in Forest Biomass and Emission Reduction Potential in Malaysia. **Forests** 12: 1294.
<https://doi.org/10.3390/f12101294>
- Saikhmoon, R., S. Sungkaew, S. Thinkampaeng, W. Phumphuang, T. Kamyao & D. Marod. 2023. Forest Restoration in an Abandoned Seasonally Dry Tropical Forest in the Mae Klong Watershed, Western Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 21(5) : 443-457.
<https://doi.org/10.32526/enrj/21/20230121>
- Santisuk, T. 2012. **Forest of Thailand**. National Office of Buddhism. Bangkok.
- Sun, L. & D. S. Guan. 2014. Carbon stock of the ecosystem of lower subtropical broadleaved evergreen forests of different ages in Pearl River Delta, China. **Journal of Tropical Forest Science** 26(2): 249-258.
- Terakunpisut, J., N. Gajasen & N. Ruankawe. 2007. Carbon sequestration potential in aboveground biomass of Thong Pha Phum National Forest, Thailand. **Applied Ecology and Environmental Research** 5(2): 93-102.
- Thongnun, J., P. Lumyai, S. Suksard & S. Sriarkarin. 2022. Forest Dynamics and Carbon Stock over a 10-year Period at Lam Nam Nan National Park in Uttaradit and Phrae Provinces. **Thai Journal of Forestry** 41(2): 48-62. (in Thai)

Tsutsumi, T., K. Yoda, P. Sahunalu, P. Dhammanonda & B. Prachaiyo. 1983. Forest: felling, burning and regeneration. pp. 13-26. *In* K. Kyuma and C. Pairitra (eds.). **Shifting cultivation**. Tokyo.

Yatar, C., S. Thinkampheang, S. Sungkaew, C. Wachrinrat, L. Asanok, T. Kamyao, S. Hermhuk, P. Kachina, J. Thongsawi, W. Phumphuang, A. Yarnvudhi, S. Waensothorn, S. Cheysawat & D. Marod. 2024. The dynamics of deciduous dipterocarp forest in relation to climate variability in the Sakaerat Biosphere Reserve, Northeastern Thailand. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity** 25(7): 3088-3098. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250730>

Zhang, J., H. Li, J. Wang, Y. Liang, R. Li, R. Li & X. Sun. 2024. Exploring the Differences in Tree Species Classification between Typical Forest Regions in Northern and Southern China. **Forests** 15(6): 929. <https://doi.org/10.3390/f15060929>

นิพนธ์ต้นฉบับ

การทดแทนตามธรรมชาติของสังคมพืชป่าดิบเขาในระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน
บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ภาคเหนือของประเทศไทยสถิตย์ ถิ่นกำแพง¹, สราวุธ สังข์แก้ว¹ และ อรพรรณ ไชยเลิศ^{2,3*}

รับต้นฉบับ: 12 เมษายน 2569

ฉบับแก้ไข: 3 มิถุนายน 2569

รับลงพิมพ์: 6 มิถุนายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: การฟื้นฟูป่าในระบบไร่หมุนเวียนเป็นกระบวนการสำคัญที่มีบทบาทต่อการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืชในพื้นที่ภูเขาเขตร้อน โดยเฉพาะในป่าดิบเขาระดับต่ำของภาคเหนือประเทศไทย ซึ่งเป็นระบบนิเวศที่มีความหลากหลายทางชีวภาพสูงและมีความสำคัญต่อการรักษาสมดุลของระบบนิเวศ อย่างไรก็ตาม การเปลี่ยนแปลงการใช้ประโยชน์ที่ดิน โดยเฉพาะการทำไร่หมุนเวียน ส่งผลให้เกิดการรบกวนต่อสังคมพืชและนำไปสู่กระบวนการทดแทนของสังคมพืชตามธรรมชาติ (Natural succession) ซึ่งมีความซับซ้อนและขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย ทั้งระยะเวลาการฟื้นตัวและปัจจัยแวดล้อมในพื้นที่ การทำความเข้าใจรูปแบบการฟื้นตัวของป่าภายใต้ระบบไร่หมุนเวียนจึงมีความสำคัญต่อการวางแผนการจัดการและฟื้นฟูป่าไม้ในระยะยาว การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการทดแทนของสังคมพืชป่าดิบเขาในระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน และวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการกระจายของพรรณไม้ตามลำดับช่วงเวลาการฟื้นตัว

วิธีการ: ดำเนินการศึกษาในอุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ จังหวัดแม่ฮ่องสอน ซึ่งมีลักษณะภูมิประเทศเป็นพื้นที่ภูเขาและมีสภาพภูมิอากาศแบบมรสุมเขตร้อน โดยกำหนดแปลงตัวอย่างชั่วคราวจำนวน 15 แปลง ครอบคลุม 5 สภาพพื้นที่ ได้แก่ ป่าธรรมชาติ และพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1, 4, 7 และ 10 ปี ในแต่ละพื้นที่ทำการวางแปลงตัวอย่างจำนวน 3 แปลง เพื่อสำรวจไม้ใหญ่ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกตั้งแต่ 4.5 เซนติเมตร พร้อมทั้งสำรวจไม้รุ่นในแปลงย่อย ทำการเก็บตัวอย่างดินเพื่อวิเคราะห์สมบัติทางกายภาพและเคมี ได้แก่ อินทรีย์วัตถุในดิน ความชื้นในดิน และเนื้อดิน วิเคราะห์ข้อมูลโครงสร้างสังคมพืชโดยใช้ดัชนีค่าความสำคัญของชนิดไม้ (Importance value index; IVI) และดัชนีความหลากหลาย Shannon–Wiener (H') รวมทั้งใช้การจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis) เพื่อจำแนกสังคมพืช และการจัดลำดับหมู่ไม้ด้วยวิธี Canonical Correspondence Analysis (CCA) เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างพรรณไม้กับปัจจัยแวดล้อม

ผลการศึกษา: ผลการศึกษาพบว่าป่าธรรมชาติมีโครงสร้างและความหลากหลายของสังคมพืชสูง โดยพบไม้ใหญ่จำนวน 70 ชนิด จาก 35 วงศ์ 52 สกุล มีความหนาแน่น 1,074 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 9.26 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และค่าดัชนีความหลากหลาย ($H' = 3.69$) ขณะที่พื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1 ปี มีโครงสร้างป่าที่เรียบง่ายและมีความหนาแน่นต่ำมาก (23.33 ต้นต่อเฮกตาร์) และพื้นที่หน้าตัดเพียง 0.021 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ โดยมีไม้เบิกนำเป็นองค์ประกอบหลัก สะท้อนถึงระยะเริ่มต้นของการทดแทนของสังคมพืช เมื่อระยะเวลาการฟื้นตัวเพิ่มขึ้น โครงสร้างป่ามีแนวโน้มสมบูรณ์ขึ้นอย่างต่อเนื่อง ในพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 4 ปี มีความหนาแน่น

1,030 ต้นต่อเฮกตาร์ และพื้นที่หน้าตัด 1.12 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ ขณะที่ในอายุ 7 ปี ความหนาแน่นเพิ่มขึ้นเป็น 2,084 ต้นต่อเฮกตาร์ และพื้นที่หน้าตัด 3.12 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ และในอายุ 10 ปี พื้นที่หน้าตัดเพิ่มขึ้นเป็น 7.48 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ พร้อมทั้งค่าดัชนีความหลากหลาย ($H' = 3.64$) ที่มีค่าใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ แสดงให้เห็นถึงแนวโน้มการฟื้นตัวของสังคมพืชในระยะยาว รูปแบบการสืบต่อพันธุ์ของไม้ใหญ่เมื่อพิจารณาจากการกระจายตามขนาดชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก ($DBH \geq 4.5$ ซม.) พบว่าทั้ง 5 พื้นที่ มีการกระจายแบบชี้กำลังเชิงลบ (Negative exponential form) หรือแบบ L-shape โดยมีต้นไม้ขนาดเล็กจำนวนมากและลดลงตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางที่เพิ่มขึ้น สะท้อนถึงโครงสร้างป่าที่มีศักยภาพในการทดแทนตัวเองได้ในอนาคต การจัดกลุ่มหมู่ไม้สามารถจำแนกสังคมพืชออกเป็น 3 กลุ่มหลัก ได้แก่ (1) กลุ่มพื้นที่ถูกรบกวนระยะแรก ซึ่งมีชนิดพรรณไม้จำกัดและถูกรอบครองด้วยชนิดไม้เบิกนำ (2) กลุ่มระยะฟื้นตัว เริ่มมีการปรากฏร่วมกันของไม้เบิกนำและไม้ทนร่ม และ (3) กลุ่มป่าธรรมชาติ ซึ่งมีความหลากหลายสูงและมีโครงสร้างซับซ้อน ผลการวิเคราะห์ CCA แสดงให้เห็นว่าการกระจายของพรรณไม้มีความสัมพันธ์กับปัจจัยแวดล้อม ได้แก่ อินทรีย์วัตถุในดิน ความชื้นในดิน เนื้อดิน และการปกคลุมเรือนยอด โดยปัจจัยเหล่านี้มีบทบาทสำคัญในการคัดกรองชนิดพรรณไม้ (Environmental filtering) ส่งผลให้ชนิดไม้ทนร่มพบมากในพื้นที่ที่มีเรือนยอดปิดและมีอินทรีย์วัตถุสูง ขณะที่ชนิดไม้เบิกนำพบในพื้นที่เปิดที่มีสภาพแวดล้อมแห้งแล้งและมีอินทรีย์วัตถุน้อย

สรุป: การฟื้นฟูตามธรรมชาติในระบบไร่หมุนเวียนสามารถนำไปสู่การพัฒนาของสังคมพืชที่มีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติได้ โดยระยะเวลาการฟื้นตัวเป็นปัจจัยหลักที่กำหนดการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างและองค์ประกอบพรรณพืช อย่างไรก็ตาม ปัจจัยแวดล้อมมีบทบาทสำคัญร่วมในการกำหนดทิศทางและอัตราการฟื้นตัวของสังคมพืช ส่งผลให้การฟื้นตัวของป่าในแต่ละพื้นที่มีความแตกต่างกัน โดยเฉพาะด้านโครงสร้างสังคมพืช ทั้งนี้ แม้ว่าความหลากหลายของชนิดพรรณไม้จะสามารถฟื้นตัวได้ในระยะเวลาไม่ยาวนานนัก แต่การพัฒนาโครงสร้างป่าให้สมบูรณ์ โดยเฉพาะการเติบโตไปสู่ไม้ขนาดใหญ่และการสะสมมวลชีวภาพที่ต้องอาศัยระยะเวลาที่ยาวนานกว่า ซึ่งมีนัยสำคัญต่อการประยุกต์ใช้เพื่อวางแผนการจัดการและฟื้นฟูป่าในพื้นที่ระบบนิเวศภูเขา

คำสำคัญ: ความหลากหลายทางชีวภาพ, โครงสร้างป่า, การจัดลำดับหมู่ไม้

¹ ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

² โครงการปริญญาโทสาขาการบริหารทรัพยากรป่าไม้และสิ่งแวดล้อมภาคพิเศษ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

³ ส่วนประสานโครงการพระราชดำริและกิจการพิเศษ สำนักบริหารพื้นที่อนุรักษ์ที่ 16 (เชียงใหม่) กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช กรุงเทพฯ 10900

* ผู้รับผิดชอบบทความ: Oraphan.gluaycm@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6670>

ORIGINAL ARTICLE

**Natural Succession of Lower Montane Forest in Shifting Cultivation Systems
at Namtok Mae Surin National Park, Northern Thailand**Sathid Thinkampheang¹, Sarawood Sungkaew¹, and Oraphan Chailaert^{2,3*}

Received: 12 April 2026

Revised: 3 June 2026

Accepted: 6 June 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Forest recovery in shifting cultivation systems plays a crucial role in shaping forest structure and species composition in tropical mountainous regions. In northern Thailand, lower montane forests represent one of the most ecologically important ecosystems, characterized by high biodiversity and complex vegetation structure. However, land-use changes, particularly shifting cultivation practices, have significantly altered these ecosystems, leading to forest degradation and initiating natural succession processes. The recovery of plant communities following disturbance is a dynamic and complex process influenced not only by the time since abandonment but also by environmental conditions and site-specific factors. Understanding how these factors interact to influence forest recovery is essential for developing effective strategies for forest restoration and sustainable land management. Therefore, this study aimed to (1) investigate the natural succession of plant communities in lower montane forests across a chronosequence of shifting cultivation fallows, and (2) examine the relationships between environmental factors and plant species distribution.

Methodology: The study was conducted in Namtok Mae Surin National Park, Mae Hong Son Province, northern Thailand, which is characterized by mountainous terrain and a tropical monsoon climate. A total of 15 temporary sample plots were established across five land-use stages: natural forest and shifting cultivation fallows of 1, 4, 7, and 10 years. Three plots were established for each stage. Within each plot, all trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 4.5 cm were measured and identified to species level. Saplings were also surveyed in subplots to assess regeneration patterns. In addition, soil samples were collected for the analysis of physical and chemical properties, including soil organic matter, soil moisture, and soil texture. Vegetation data were analyzed using the Importance Value Index (IVI) to determine dominant species and their ecological significance. Species diversity was assessed using the Shannon–Wiener diversity index (H'). Cluster analysis was performed to classify plant communities based on species composition, while Canonical Correspondence Analysis (CCA) was applied to examine the relationships between species distribution and environmental variables. These analytical approaches allowed for the

identification of patterns in community composition along successional gradients and environmental conditions.

Main Results: The natural forest exhibited high structural complexity and species diversity, with 70 tree species belonging to 35 families and 52 genera. The stand density was 1,074 stems ha^{-1} , with a basal area of 9.26 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ and a Shannon–Wiener diversity index of $H' = 3.69$. In contrast, the 1-year fallow exhibited a very simple forest structure, with a low stand density of 23.33 stems ha^{-1} and a basal area of only 0.021 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$. This stage was dominated by pioneer species, reflecting the early stage of succession following disturbance. As the fallow age increased, forest structure showed a clear and continuous recovery trend. In the 4-year fallow, stand density increased to 1,030 stems ha^{-1} , with a basal area of 1.12 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$. In the 7-year fallow, stand density further increased to 2,084 stems ha^{-1} , with a basal area of 3.12 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$. In the 10-year fallow, basal area increased substantially to 7.48 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, and species diversity ($H' = 3.64$) approached that of the natural forest. These findings indicate a gradual transition from early successional stages dominated by pioneer species to more complex communities with increasing contributions from shade-tolerant species, particularly those in the family of Fagaceae and Lauraceae. The diameter class distribution of trees (DBH ≥ 4.5 cm) across all five land-use stages exhibited a negative exponential (L-shaped) pattern, characterized by a large number of small individuals and progressively fewer large trees. This pattern reflects a stable regeneration structure, suggesting that the forest has the potential to sustain itself through continuous recruitment and replacement of individuals over time. Cluster analysis classified the plant communities into three main groups corresponding to different stages of disturbance and recovery: (1) early disturbed sites dominated by pioneer species with low diversity and simple structure, (2) intermediate recovery sites characterized by the coexistence of pioneer and shade-tolerant species, and (3) natural forest sites with high species diversity and complex structure dominated by late-successional species. The results of CCA indicated that species distribution was strongly associated with environmental factors, including soil organic matter, soil moisture, soil texture, and canopy cover. These factors act as environmental filters, influencing species establishment, survival, and competitive interactions under different site conditions. Shade-tolerant species were primarily associated with areas of high canopy cover, high soil moisture, and high organic matter content, whereas pioneer species were more abundant in open areas with lower soil fertility and higher light availability. Soil texture also played an important role in determining water retention capacity and root establishment, thereby contributing to spatial variation in plant community composition.

Conclusion: This study demonstrates that natural succession in shifting cultivation systems can lead to the recovery of plant communities with structural and compositional characteristics similar to those of natural lower montane forests. Time since abandonment is a key driver of forest recovery, controlling changes in

species composition and forest structure from pioneer-dominated communities to more complex and stable systems. However, environmental factors such as soil organic matter, soil moisture, soil texture, and canopy cover also play critical roles in shaping successional trajectories through environmental filtering processes. These findings highlight that forest recovery is not solely dependent on time but is the result of interactions between successional processes and environmental conditions. While species diversity can recover relatively quickly, full structural recovery, particularly the development of large trees and biomass accumulation, requires longer time periods. Therefore, maintaining sufficient fallow periods and minimizing further disturbances are essential for promoting sustainable forest restoration and biodiversity conservation in the shifting cultivation landscapes of mountain forest ecosystem.

Keywords: Biodiversity, forest structure, ordination

¹ Department of Forest Biology, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand

² Forest Resource and Environmental Administration (Special program), Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok, 10900 Thailand

³ Royal Initiative Projects and Special Affairs Section, Protected Area Regional Office 16 (Chiang Mai)
Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok, 10900 Thailand

* **Corresponding author:** Oraphan.gluaycm@gmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6670>

บทนำ (Introduction)

การเสื่อมโทรมของทรัพยากรป่าไม้เป็นปัญหาสำคัญในระดับโลก โดยเฉพาะในเขตร้อน ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงการใช้ที่ดินอย่างรวดเร็วจากป่าไม้ไปเป็นพื้นที่เกษตรกรรม ส่งผลให้เกิดการสูญเสียความหลากหลายทางชีวภาพ การลดลงของบริการระบบนิเวศ และการเพิ่มขึ้นของก๊าซเรือนกระจกในบรรยากาศ (Houghton, 2005; Foley *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2015) การฟื้นฟูระบบนิเวศป่าไม้จึงเป็นกลไกสำคัญในการเพิ่มศักยภาพการกักเก็บคาร์บอน การอนุรักษ์ความหลากหลายทางชีวภาพ และการเสริมสร้างความยืดหยุ่นของระบบนิเวศต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016)

การทำไร่หมุนเวียน (Shifting cultivation) ในภูมิภาคเขตร้อนเอเชีย รวมถึงประเทศไทย นับว่าเป็นรูปแบบการใช้ประโยชน์ที่ดินที่มีมาอย่างยาวนาน และมีบทบาทสำคัญต่อวิถีชีวิตของชุมชนบนพื้นที่สูง (Mertz *et al.* 2009; Kale, 2011) ระบบดังกล่าวประกอบด้วยช่วงการเพาะปลูกสลับกับช่วงพักฟื้น (Fallow period) ซึ่งเอื้อต่อการฟื้นตัวของดินและพืชพรรณผ่านกระบวนการทางธรรมชาติ อย่างไรก็ตาม ภายใต้แรงกดดันด้านเศรษฐกิจและนโยบายการใช้ที่ดินในปัจจุบัน ทำให้ระยะเวลาการพักฟื้นลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการฟื้นตัวของสังคมพืชลดลง และอาจเปลี่ยนแปลงรูปแบบการทดแทนสังคมพืช (Successional trajectory) ห่างจากสภาพธรรมชาติเดิมมาก (Kale, 2011; Fox *et al.*, 2000)

การทดแทนของสังคมพืช (Plant community succession) เป็นกระบวนการทางนิเวศวิทยาที่อธิบายการเปลี่ยนแปลงของ

องค์ประกอบชนิดพืชและโครงสร้างสังคมพืช ภายหลังจากถูกรบกวน โดยเฉพาะการทดแทนแบบทุติยภูมิ (Secondary succession) ซึ่งเกิดขึ้นในพื้นที่ที่ยังคงมีส่วนสืบพันธุ์ของพืชเดิมหลงเหลืออยู่ เช่น เมล็ด ตอไม้ และระบบราก (Egler, 1954; Drury & Nisbet, 1973; Pickett *et al.*, 1987) กระบวนการดังกล่าวมักเริ่มต้นด้วยพืชเบิกนำ (Pioneer species) ที่มีอัตราการเจริญเติบโตสูงและสามารถทนต่อสภาพแวดล้อมที่ถูกทำลายไปจากเดิม ก่อนที่จะถูกแทนที่ด้วยชนิดไม้ทนร่มและชนิดไม้ดั้งเดิมในระยะต่อมา ส่งผลให้โครงสร้างของป่ามีความซับซ้อนและเสถียรมากขึ้น (Clements, 1916; Connell & Slatyer, 1977; Chazdon, 2014)

การทดแทนของสังคมพืชเป็นกระบวนการทางนิเวศวิทยาที่ควบคุมการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบชนิดพืชและโครงสร้างสังคมพืชภายหลังจากถูกรบกวน โดยรูปแบบและอัตราการทดแทนขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ ได้แก่ ความรุนแรงของการรบกวน (Disturbance intensity) แหล่งแพร่กระจายของเมล็ด (Propagule availability) และปัจจัยแวดล้อมอื่น ๆ เช่น สมบัติดิน ความชื้นในดิน ปริมาณอินทรีย์วัตถุ และการปกคลุมเรือนยอด ซึ่งมีบทบาทสำคัญในการกำหนดการตั้งตัวของพืชและการก่อตัวของสังคมพืชผ่านกระบวนการคัดกรองโดยสิ่งแวดล้อม (Environmental filtering) (Tilman, 1985; Legendre & Legendre, 2012; Marod *et al.*, 2002; Dent *et al.*, 2013) นอกจากนี้ โครงสร้างของสังคมพืช เช่น การกระจายขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของต้นไม้ (Diameter class distribution) สามารถใช้เป็นตัวบ่งชี้การฟื้นตัว

ของป่าได้อย่างมีประสิทธิภาพ รูปแบบการกระจายแบบ L-shape ที่มีจำนวนต้นไม้ขนาดเล็กมากและลดลงตามขนาดที่เพิ่มขึ้น แสดงถึงการรักษาโครงสร้างได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Condit, 1998; Newton, 2007)

ในบริบทของประเทศไทยและภูมิภาคเอเชียเขตร้อน งานวิจัยที่ผ่านมาแสดงให้เห็นว่าพื้นที่ที่ผ่านการฟื้นฟูหรือการปล่อยทิ้งร้างสามารถฟื้นตัวได้ผ่านกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติ โดยมีการเพิ่มขึ้นของความหลากหลายชนิดและความซับซ้อนของโครงสร้างป่าเมื่อระยะเวลาการฟื้นตัวเพิ่มขึ้น (Poorter *et al.*, 2016; Chazdon *et al.*, 2016; Rozendaal *et al.*, 2019; Saikhammoon *et al.*, 2023) อย่างไรก็ตาม ข้อมูลเชิงลึกเกี่ยวกับความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับรูปแบบการกระจายของสังคมพืชในระบบไร่หมุนเวียนยังมีจำกัด

การศึกษาการทดแทนสังคมพืชภายในป่าเขตร้อนมีการดำเนินการในหลายพื้นที่ อย่างไรก็ตาม การศึกษาที่บูรณาการโครงสร้างสังคมพืชองค์ประกอบชนิด และปัจจัยแวดล้อมในระบบไร่หมุนเวียนของประเทศไทยยังมีจำกัด โดยเฉพาะในบริบทของช่วงเวลาการฟื้นตัวที่แตกต่างกัน ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญที่กำหนดเส้นทางการฟื้นฟูของระบบนิเวศ ดังนั้น การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อ

- 1) เปรียบเทียบโครงสร้างป่าระหว่างป่าธรรมชาติ และพื้นที่ไร่หมุนเวียนที่มีอายุการปล่อยทิ้งร้างแตกต่างกัน และ
- 2) วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการปรากฏของสังคมพืชในช่วงการทดแทน เพื่อประยุกต์องค์ความรู้มาใช้ในการจัดการทรัพยากรป่าไม้ได้อย่างยั่งยืน

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

พื้นที่อุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ครอบคลุมอำเภอขุนยวมและอำเภอเมืองแม่ฮ่องสอน จังหวัดแม่ฮ่องสอน (Figure 1) เป็นพื้นที่ที่มีประวัติการใช้ที่ดินในรูปแบบไร่หมุนเวียน และปัจจุบันมีบางพื้นที่ถูกปล่อยทิ้งร้างเพื่อให้เกิดการฟื้นฟูตามธรรมชาติ จึงมีความเหมาะสมต่อการใช้ศึกษาการทดแทนของสังคมพืชตามช่วงเวลาการฟื้นตัว (Chronosequence) ซึ่งสามารถสะท้อนลำดับขั้นของการฟื้นฟูของระบบนิเวศทั้งในด้านองค์ประกอบชนิดและโครงสร้างของป่าได้อย่างชัดเจน พื้นที่มีลักษณะภูมิประเทศเป็นภูเขาสูงสลับซับซ้อน ถือได้ว่าเป็นพื้นที่ต้นน้ำที่มีความสำคัญ มีความสูงระหว่าง 800-1,200 เมตร จากระดับน้ำทะเล มีสภาพภูมิอากาศเป็นแบบมรสุมเขตร้อน (Tropical monsoon climate) โดยมีฤดูฝนระหว่างเดือนพฤษภาคมถึงตุลาคม และฤดูแล้งในช่วงเดือนพฤศจิกายนถึงเมษายน ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปีประมาณ 1,200–1,600 มิลลิเมตร และอุณหภูมิเฉลี่ยรายปีอยู่ระหว่าง 20–25 องศาเซลเซียส ซึ่งมีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพรรณไม้ในเขตป่าดิบเขา ลักษณะดินในพื้นที่ส่วนใหญ่เป็นดินร่วนถึงดินร่วนปนทราย (Loam to sandy loam) มีความอุดมสมบูรณ์ปานกลางถึงสูง และมีปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินค่อนข้างสูง ซึ่งเอื้อต่อการฟื้นตัวของพรรณไม้ตามธรรมชาติ

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

ทำการคัดเลือกพื้นที่ศึกษาในป่าธรรมชาติและพื้นที่ไร่หมุนเวียนที่มีอายุการปล่อย

ที่สร้างแตกต่างกัน ได้แก่ 1, 4, 7 และ 10 ปี โดยทำการวางแปลงแบบเจาะจง (Purposive sampling) พื้นที่ละ 3 แปลงตัวอย่าง รวม 15 แปลงตัวอย่าง (Figure 1) เพื่อเป็นตัวแทนในแต่ละลำดับขั้นของการทดแทน ในแต่ละพื้นที่ วางแปลงตัวอย่างขนาด 20×50 เมตร จากนั้นแบ่งเป็นแปลงย่อยขนาด 10×10 เมตร เพื่อสำรวจพรรณไม้ระดับไม้ใหญ่ (Tree) บันทึกต้นไม้ทุกต้นที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางระดับอก (Diameter at breast height, DBH) ≥ 4.5 เซนติเมตร (วัดที่ระดับ 1.30 เมตรเหนือพื้นดิน) ที่มุมแปลงทำการวางแปลงย่อยขนาด 4×4 เมตร เพื่อใช้ในการเก็บข้อมูลลูกไม้ (Sapling) หรือไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางความสูงระดับอก น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร

พร้อมวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง ความสูงทั้งหมด สำหรับชนิดไม้ที่ไม่สามารถระบุชนิดได้ในภาคสนาม ได้เก็บตัวอย่างเพื่อตรวจสอบ อนุพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช โดยอ้างอิงการระบุชื่อพรรณไม้ตาม Smitinand (2014)

เก็บตัวอย่างดินชั้นบน (0–15 ซม.) ภายในแปลงย่อยขนาด 10×10 เมตร แบบทำลายโครงสร้าง จำนวน 5 จุดต่อแปลง (Figure 1) จากนั้นรวมเป็นตัวอย่างรวม (Composite sample) อย่างน้อย 500 กรัมต่อแปลง เพื่อวิเคราะห์สมบัติทางเคมีและกายภาพของดิน และเก็บตัวอย่างดินแบบไม่ทำลายโครงสร้างเพื่อวิเคราะห์ความหนาแน่นรวมของดิน (Soil bulk density)

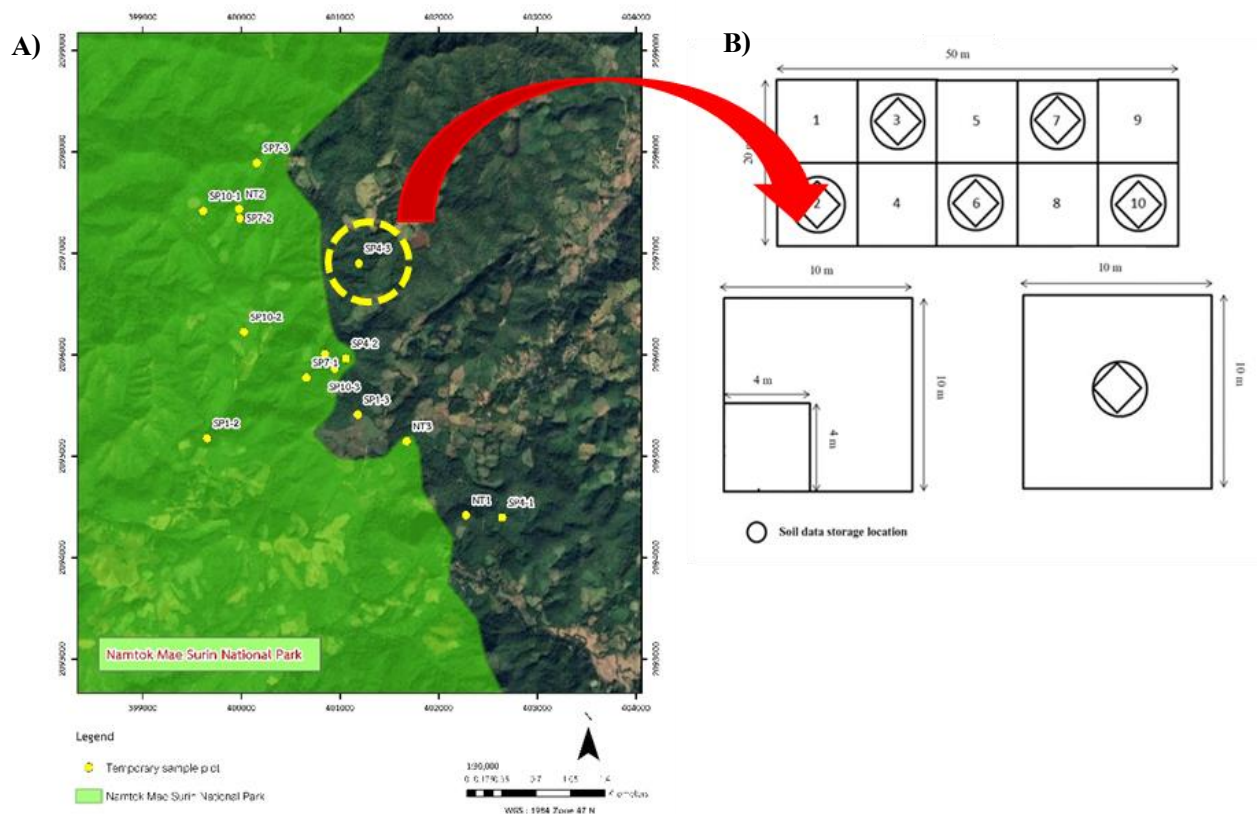


Figure 1. Study areas and sampling plots were shown; A) locations of sampling plots in different stages of shifting cultivation fallows and natural forest, (B) layout and dimensions of sampling plots used for vegetation and soil samples collection.

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

3.1 ค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (Importance value index; IVI) เพื่อใช้ในการประเมินความสำคัญเชิงนิเวศของชนิดไม้ในสังคมพืช (Curtis & McIntosh, 1951) คำนวณได้จากผลรวมของความถี่สัมพัทธ์ (Relative frequency; RF) ความหนาแน่นสัมพัทธ์ (Relative density; RD) และความเด่นสัมพัทธ์ (Relative dominance; RDo)

3.2 ค่าความหลากหลายชนิด (Species diversity) โดยใช้สมการดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner index (1949) ดังนี้

$$H' = - \sum_{i=1}^S (pi) (\ln pi)$$

เมื่อ H' = ดัชนีความหลากหลายของชนิดไม้

S = จำนวนชนิดไม้ทั้งหมด

pi = สัดส่วนจำนวนต้นของชนิดไม้ i ต่อ

จำนวนต้นไม้ทั้งหมดของทุกชนิด

เมื่อ $i = 1, 2, 3, 4, 5, \dots, s$

3.3 การจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis) ทำการจำแนกหมู่ไม้ภายหลังการฟื้นฟูรวมถึงป่าธรรมชาติ (Figure 1) รวม 5 พื้นที่ คือ ไร่หมุนเวียน อายุ 1-2 ปี (SP01, SP02 และ SP03) ไร่หมุนเวียน อายุ 3-4 ปี (SP04, SP05 และ SP06) ไร่หมุนเวียน อายุ 7-8 ปี (SP07, SP08 และ SP09) ไร่หมุนเวียน อายุ 10-12 ปี (SP10, SP11 และ SP12) และป่าธรรมชาติ (SP13, SP14 และ SP15) โดยใช้หน่วยการวัดแบบระยะทาง (Distance measure) ตามวิธีของ Bray & Curtis (1957) เพื่อจัดกลุ่มหมู่ไม้ตามระดับความคล้ายคลึงขององค์ประกอบชนิดไม้ พร้อมสร้างแผนภาพต้นไม้ (Dendrogram) เพื่อใช้พิจารณาการจัดกลุ่มหมู่ไม้

(Legendre & Legendre, 2012) ด้วยการใช้โปรแกรมสำเร็จรูป PC-ORD version 6 (McCune & Mefford, 2011)

3.4 การจัดลำดับหมู่ไม้ (Ordination) การวิเคราะห์การจัดลำดับหมู่ไม้ใช้ข้อมูล 2 ชุด ได้แก่ ข้อมูลพรรณพืช และข้อมูลปัจจัยแวดล้อม ซึ่งประกอบด้วยสมบัติดิน (เนื้อดิน ความเป็นกรด-ด่าง และอินทรีย์วัตถุ) รวมถึงระดับความสูงของพื้นที่ เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการกระจายของหมู่ไม้ โดยวิธี Canonical Correspondence Analysis (CCA) (ter Braak, 1986) โดยใช้โปรแกรมสำเร็จรูป PC-ORD version 6

3.5 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ ทั้งส่วนโครงสร้างสังคมพืชและปัจจัยแวดล้อมในแต่ละพื้นที่ป่าฟื้นฟูตามช่วงอายุและป่าดิบเขาระดับต่ำ พร้อมเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างพื้นที่ด้วยการทดสอบ Kruskal-Wallis (McCune & Grace, 2002) ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. โครงสร้างและองค์ประกอบของสังคมพืช (Forest structure and species composition)

1.1 ป่าธรรมชาติ พบชนิดพรรณไม้ใหญ่ทั้งหมดจำนวน 35 วงศ์ 52 สกุล 70 ชนิด มีความหนาแน่น 1,073.33 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 32.06 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.69 ชนิดไม้เด่น 10 ลำดับแรก คือ ทะโล้ (*Schima wallichii*) มะกอก (*Lithocarpus dealbatus*) ก่อหรั่ง (*Castanopsis armata*) เหมือดคอย (*Symplocos macrophylla*) หว่าหินเฮล (*Syzygium helferi*)

ก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) รักเขา (*Gluta renghas*) ก่อตาควาย (*Quercus brandisiana*) พิกุลป่า (*Adinandra integerrima*) และกรมเขา (*Aporosa nigricans*) มีค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ 39.69 21.34 20.75 14.49 12.89 11.34 10.71 9.40 7.69 และ 7.10 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกัน (Table S1)

สำหรับไม้รุ่น (Sapling) พบชนิดไม้ทั้งหมดจำนวน 19 วงศ์ 31 สกุล 38 ชนิด มีความหนาแน่น 2,875 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 1.01 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.29 พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ ทะโล้ หัวหินเสลด เหมือดคอย ก่อข้างค่าง (*Lithocarpus garrettianus*) เมียดต้น (*Litsea martabanica*) ปอลาย (*Microcos paniculata*) กรมเขา (*Aporosa nigricans*) ก่อหรั่ง หัวเขา (*Syzygium toddlioides*) และรักเขา มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 28.84, 24.75, 21.03, 20.51, 18.46, 18.19, 14.58, 10.78, 8.89 และ 8.55 ตามลำดับ ชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกัน (Table S2)

ป่าธรรมชาติ มีการปกคลุมเรือนยอดเฉลี่ย 87.50 ± 2.09 % ความชื้นดินเฉลี่ย 26.43 ± 7.05 % และปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินเฉลี่ย 7.79 ± 2.55 % ซึ่งมีความสูงที่สุดในพื้นที่ศึกษา ขณะที่ความหนาแน่นรวมของดินมีค่าเฉลี่ย 0.71 ± 0.34 g cm⁻³ สะท้อนถึงสภาพแวดล้อมที่มีเสถียรภาพ มีการสะสมอินทรีย์วัตถุอย่างต่อเนื่อง และการที่มีลักษณะการปกคลุมเรือนยอดค่อนข้างปิด ส่งผลให้ชนิดไม้ทนร่ม ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และอบเชย (Lauraceae) สามารถครองพื้นที่ได้อย่างต่อเนื่อง ลักษณะดังกล่าวสอดคล้องกับผลการ

วิเคราะห์ CCA ที่แสดงให้เห็นว่าปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน ความชื้นในดิน และการปกคลุมเรือนยอด เป็นปัจจัยสำคัญที่สัมพันธ์กับการกระจายตัวของชนิดไม้ในสังคมพืชระยะปลายของการทดแทน โดยมีชนิดไม้ในกลุ่มวงศ์ก่อและวงศ์อบเชย เป็นองค์ประกอบหลัก ซึ่งเป็นกลุ่มไม้โครงสร้างที่ครอบครองพื้นที่ในระยะยาว และมีบทบาทสำคัญต่อเสถียรภาพของระบบนิเวศ สอดคล้องกับรายงานการศึกษาโครงสร้างป่าดิบเขาระดับต่ำหลายพื้นที่ในประเทศไทย (Marod *et al.*, 2014; Thinkampheang *et al.*, 2024) รวมถึงรายงานการศึกษาในป่าเขตร้อนโดยทั่วไปที่พบว่าโครงสร้างของป่าธรรมชาติมีความหลากหลายสูงและถูกยึดครองพื้นที่โดยชนิดไม้โครงสร้างในระยะปลายของการทดแทน (Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016) เนื่องจากสภาพแวดล้อมเหมาะต่อการตั้งตัวของไม้กลุ่มนี้

1.2 ไร่หมุนเวียนอายุ 1 ปี ไม้ใหญ่พบชนิด

พรรณไม้จำนวน 3 วงศ์ 3 สกุล 4 ชนิด มีความหนาแน่น 23.33 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 0.07 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 1.15 ชนิดไม้เด่น 4 ลำดับ ได้แก่ กระทิงก้านแดง (*Litsea pierrei*) พะยอม (*Shorea roxburghii*) หัวเขา และหัวหินเสลด มีค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ 133.67 60.43 55.05 และ 50.85 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ชนิดอื่น ๆ ที่พบมีค่าลดหลั่นกันไป (Table S3)

ในระดับไม้รุ่น พบชนิดพรรณไม้จำนวน 28 วงศ์ 41 สกุล 50 ชนิด มีความหนาแน่น 8,604.17 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 1.32 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ

Shannon-Weiner เท่ากับ 3.25 พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ ปลายसान (*Eurya acuminata*) พะยอม หว่าหินเสด ปลาย โคลงเคลง (*Osbeckia stellata*) ไคร้มันปู (*Glochidion sphaerogynum*) พังแหร (*Trema angustifloia*) มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) เต้าเหลื่อม (*Macaranga indica*) และทะเล่ มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 31.07, 27.85, 21.73, 18.96, 17.49, 16.26, 16.12, 14.65, 9.59 และ 9.19 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S4)

ด้านปัจจัยแวดล้อมในพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1 ปี มีการปกคลุมเรือนยอดเฉลี่ยเพียง $12.06 \pm 5.44\%$ ซึ่งเป็นเรือนยอดเปิด ความชื้นในดินเฉลี่ย $14.86 \pm 9.12\%$ และปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินเฉลี่ย $4.21 \pm 1.49\%$ ขณะที่ความหนาแน่นรวมของดินมีค่าเฉลี่ย $1.00 \pm 0.15 \text{ g cm}^{-3}$ ซึ่งสูงกว่าป่าธรรมชาติ สะท้อนถึงสภาพพื้นที่เปิดที่ยังได้รับอิทธิพลจากการเข้าใช้ที่ดิน ปัจจัยแวดล้อมนี้เอื้อต่อการครอบครองพื้นที่ของไม้เบิกนำ โดยการฟื้นตัวในระยะเริ่มต้นถูกกำหนดโดยกลไกการแตกหน่อจากตอไม้เดิม ซึ่งเป็นกลยุทธ์สำคัญในการฟื้นตัวภายหลังการรบกวน ลักษณะดังกล่าวเป็นผลจากไร่หมุนเวียนแบบถางและเผา (Slash-and-burn cultivation) ซึ่งทำให้เรือนยอดเดิมถูกกำจัดเกือบทั้งหมด ส่งผลให้พื้นที่ได้รับแสงโดยตรงและเกิดการเปลี่ยนแปลงของสภาพจุลภูมิอากาศอย่างชัดเจน ชนิดไม้เบิกนำที่สำคัญ เช่น ปลายसान พังแหรใหญ่ เต้าเหลื่อม และเอนอ้าวน ซึ่งสามารถเจริญเติบโตได้ดีภายใต้สภาพพื้นที่เปิดและมีการแข่งขันต่ำโดยเฉพาะในระบบนิเวศป่าเขตร้อนที่มีการใช้ประโยชน์ที่ดิน

อย่างต่อเนื่อง สอดคล้องกับการศึกษาในหลายพื้นที่ที่พบว่า การแตกหน่อจากตอไม้เป็นกลไกสำคัญในระยะเริ่มแรกของการฟื้นตัวหรือเริ่มต้นการทดแทน (Saikhammoon *et al.*, 2023; Chazdon, 2014) ซึ่งสามารถช่วยให้พรรณไม้ตั้งตัวได้รวดเร็วเนื่องจากมีระบบรากเดิมรองรับ (Poorter *et al.*, 2016) โดยเฉพาะในพื้นที่ที่มีการรบกวนไม่รุนแรง (Intermediate disturbances)

1.3 ไร่หมุนเวียนอายุ 4 ปี ไม้ใหญ่ พบชนิดพรรณไม้จำนวน 20 วงศ์ 31 สกุล 38 ชนิด มีความหนาแน่น 1,030.00 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 3.73 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 2.65 ชนิดไม้เด่น 10 ลำดับแรก คือ มะก้อ (*Lithocarpus dealbatus*) ทะเล่ ก่อหรั่ง ปลายसान (*Eurya acuminata*) ไคร้มันปู (*Glochidion sphaerogynum*) มะขามแป (*Archidendron clypearia*) ก้าว (*Tristaniaopsis burmanica*) หว่าหินเสด กายาน (*Styrax benzoides*) และ ก่อน้ำ (*Lithocarpus annamensis*) มีค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ 62.66 36.71 29.50 19.62 19.46 18.59 13.10 9.49 9.36 และ 8.39 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S5)

ระดับไม้รุ่น พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมดจำนวน 27 วงศ์ 42 สกุล 55 ชนิด ชนิดมีความหนาแน่น 12,854.17 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 4.56 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.36 พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ ปลายसान โคลงเคลง (*Osbeckia stellata*) หว่าหินเสด มะก้อ ก้วยฤาษี (*Diospyros glandulosa*) นวลเสียน (*Aporosa*

octandra) เหมือนดออย ทะโล้ มะเหล็ยมหิน (*Rhus succedanea*) และเต้าเลื่อม มีค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 41.02 23.93 23.83, 22.99 14.20 12.68 11.36 9.70 8.67 และ 8.48 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S6)

ในส่วนปัจจัยแวดล้อมในพื้นที่อายุ 4 ปี มีการปกคลุมเรือนยอด $66.70 \pm 19.58\%$ และมีปริมาณอินทรีย์วัตถุในดินเฉลี่ย $7.07 \pm 2.43\%$ ซึ่งสูงกว่าพื้นที่อายุ 1 ปี อย่างไรก็ตาม ความแปรปรวนของการปกคลุมเรือนยอดยังคงค่อนข้างสูง สะท้อนถึงการฟื้นตัวที่ยังไม่สม่ำเสมอของสังคมพืช เมื่อระยะเวลาการฟื้นตัวเพิ่มขึ้น กระบวนการตั้งตัวจากเมล็ดเริ่มมีบทบาทมากขึ้น ส่งผลให้ความหลากหลายของชนิดพรรณไม้เพิ่มขึ้น อย่างไรก็ตาม โครงสร้างของสังคมพืชยังคงสะท้อนถึงระยะเริ่มต้น เนื่องจากต้นไม้ส่วนใหญ่ยังอยู่ในขนาดเล็กและมีการแข่งขันสูง ผลดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิดของการฟื้นตัวของป่าในระยะต้น (Early succession) ที่เน้นการเพิ่มจำนวนของต้นไม้มากกว่าการสะสมมวลชีวภาพ (Chazdon, 2014; Norden *et al.*, 2015) ซึ่งเกิดจากการแข่งขันเพื่อทรัพยากรและการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของไม้เบิกนำ

1.4 ไร่หมุนเวียนอายุ 7 ปี ไม้ใหญ่พบชนิดพรรณไม้จำนวน 31 วงศ์ 50 สกุล 59 ชนิด มีความหนาแน่น 2,083.33 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 10.41 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.34 ชนิดไม้เด่น 10 ลำดับแรก ได้แก่ มะกอก ปลายสาน ทะโล้ พะยอม มะเหล็ยมหิน (*Rhus succedanea*) ก่อหรั่ง ไคร้มันปู หว่าเขา ค่าหุด (*Engelhardtia spicata*) และเหมือนดออย มีดัชนีค่าความสำคัญ

ของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ 45.98 24.67 21.71 16.55 15.54 14.59 11.88 10.52 9.74 และ 9.64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S7)

ระดับไม้รุ่น พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมดจำนวน 31 วงศ์ 43 สกุล 45 ชนิด ชนิด มีความหนาแน่น 5,916.67 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 3.30 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.22 พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ หว่าเขา ปลายสาน นวลเสียนกรมเขา (*Aporosa nigricans*) ไคร้มันปู ก่อหรั่ง เมี่ยงอีอาม (*Camellia oleifera*) กำลั้งช้างสาร (*Maesa montana*) ตองลาดใบยาว (*Actinodaphne sesquipedalis*) และโคลงเคลง ค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 34.65 30.91 26.79 17.39 14.98 10.18 9.90 9.87 9.75 และ 8.76 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S8)

ในส่วนปัจจัยแวดล้อม พื้นที่อายุ 7 ปี มีการปกคลุมเรือนยอดเฉลี่ย $75.99 \pm 7.73\%$ ความชื้นในดินเฉลี่ย $17.70 \pm 6.97\%$ และมีสัดส่วนอนุภาคดินเหนียวเฉลี่ย $31.67 \pm 6.66\%$ ซึ่งสูงที่สุดในพื้นที่ศึกษา ส่งผลให้ดินมีศักยภาพในการอุ้มน้ำเพิ่มขึ้นและเอื้อต่อการตั้งตัวของชนิดไม้ที่ทนร่มมากขึ้น สอดคล้องกับการเพิ่มขึ้นของชนิดไม้ดั้งเดิม เช่น ก่อหรั่ง มะกอก ค่าหุด และกรมเขา ซึ่งเริ่มมีบทบาทมากขึ้นในโครงสร้างของสังคมพืช ขณะที่ชนิดไม้เบิกนำเริ่มลดความสำคัญลงเมื่อเปรียบเทียบกับพื้นที่อายุ 1 และ 4 ปี โดยในระยะกลางของการฟื้นตัว บทบาทของไม้เบิกนำเริ่มลดลง ขณะที่ชนิดไม้ท้องถิ่นเพิ่มขึ้น แสดงถึงการเปลี่ยนผ่านของสังคมพืชไปสู่ระยะที่มีความ

ซับซ้อนมากขึ้น สอดคล้องกับการศึกษาป่าพื้นที่ฟู
ในเขตร้อนที่รายงานว่าชนิดไม้ที่พบจะเริ่มเข้ามา
แทนที่ไม้เบิกนำเมื่อสภาพแวดล้อมมีความ
เหมาะสมมากขึ้น (Poorter *et al.*, 2016;
Rozendaal *et al.*, 2019)

1.5 ไร่หมุนเวียนอายุ 10 ปี พบชนิดพรรณ
ไม้ใหญ่จำนวน 34 วงศ์ 61 สกุล 74 ชนิด มีความ
หนาแน่น 1,706.67 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด
24.95 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความ
หลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.64
ชนิดไม้เด่น 10 ลำดับแรก ได้แก่ พะยอม ทะโล้
มะกอก ไคร้มันปู กรมเขา นวลเสียน (*Aporosa
octandra*) ก่อหรั่ง ก่อตาควาย ค่าหุด และ
ปลายสาน มีความสำคัญของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ
29.79 27.02 18.60 17.08 15.68 14.44 14.40 14.26
9.82 และ 7.46 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ชนิดอื่น ๆ มี
ค่าลดหลั่นกันไป (Table S9)

ระดับไม้รุ่น พบชนิดไม้จำนวน 25 วงศ์
35 สกุล 39 ชนิด มีความหนาแน่น 2,666.67 ต้น
ต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 0.87 ตารางเมตรต่อ
เฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-
Weiner เท่ากับ 3.35 ชนิดพรรณไม้เด่นเมื่อ
พิจารณาจากดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก
ได้แก่ กรมเขา เหมือนดอย ติวส้ม (*Cratoxylum
formosum*) มะกอก นวลเสียน สะทิบ (*Phoebe
paniculata*) ปลายสาน ก้ายาน (*Styrax benzoides*)
ทะโล้ และกำลังช้างสาร ค่าดัชนีความสำคัญ
เท่ากับ 23.18 18.95 18.94 16.78 15.94 14.84
13.84 13.34 13.29 และ 13.15 เปอร์เซ็นต์
ตามลำดับ ส่วนชนิดอื่น ๆ มีค่าลดหลั่นกันไป
(Table S10)

ส่วนปัจจัยแวดล้อมในพื้นที่อายุ 10 ปี
มีการปกคลุมเรือนยอดเฉลี่ย $87.22 \pm 2.51\%$ ซึ่งมี
ค่าใกล้เคียงกับพื้นที่ป่าธรรมชาติ ($87.50 \pm 2.09\%$)
มากที่สุด สะท้อนถึงการฟื้นตัวของโครงสร้าง
เรือนยอดอย่างชัดเจน แม้ว่าปริมาณอินทรีย์วัตถุ
ในดินเฉลี่ย ($4.69 \pm 1.77\%$) แม้ว่ามีค่าต่ำกว่า
ป่าธรรมชาติ แต่โครงสร้างของสังคมพืชและ
องค์ประกอบชนิดพรรณไม้ได้พัฒนาไปสู่สภาพที่
ใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติมากขึ้น โดยเฉพาะการ
เพิ่มขึ้นของชนิดไม้ดั้งเดิมในวงศ์ก่อและอบเชย
แสดงให้เห็นว่า การฟื้นตัวของโครงสร้างป่าและ
องค์ประกอบชนิดพรรณไม้ อาจเกิดขึ้นได้เร็วกว่า
การฟื้นตัวของสมบัติดินบางประการ ซึ่งเป็น
ลักษณะที่พบได้ทั่วไปในป่าพื้นที่ฟูเขตร้อน
(Poorter *et al.*, 2016; Rozendaal *et al.*, 2019)
โดยเมื่อมีระยะเวลาการฟื้นตัวนานขึ้น สังคมพืช
เริ่มมีองค์ประกอบของชนิดไม้ใกล้เคียงกับป่า
ธรรมชาติ แสดงถึงศักยภาพในการฟื้นตัวผ่าน
กระบวนการทดแทนตามธรรมชาติ

โดยรวมแล้ว เมื่อเปรียบเทียบโครงสร้าง
ของสังคมไม้ใหญ่ระหว่างพื้นที่ พบว่ามีการ
เปลี่ยนแปลงอย่างเป็นลำดับขั้นตามอายุของการ
ฟื้นตัว โดยพื้นที่ไร่หมุนเวียนระยะต้น (1-4 ปี)
มีโครงสร้างเรียบง่าย ความหนาแน่นและ
พื้นที่หน้าตัดต่ำ และถูกยึดครองโดยไม้ขนาดเล็ก
ขณะที่เมื่อมีระยะเวลาฟื้นตัวนานขึ้น (7-10 ปี)
พื้นที่มีแนวโน้มพัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีความ
ซับซ้อนมากขึ้น ทั้งในด้านจำนวนชนิด ความ
หนาแน่น และพื้นที่หน้าตัด แนวโน้มดังกล่าว
สะท้อนให้เห็นว่า ระยะเวลาเป็นปัจจัยสำคัญที่
กำหนดการพัฒนาโครงสร้างของป่า โดยในช่วง
แรกเป็นระยะของการเพิ่มจำนวนต้นไม้ ขณะที่ใน

ระยะต่อมาเป็นช่วงของการเพิ่มขนาดลำต้นและพื้นที่หน้าตัด ซึ่งเป็นตัวชี้วัดสำคัญของความสมบูรณ์ของโครงสร้างป่า สอดคล้องกับการศึกษาที่รายงานว่า การเพิ่มจำนวนต้นไม้เกิดขึ้นก่อนการเพิ่มมวลชีวภาพในระยะต้นของการฟื้นตัว (Chazdon, 2014; Norden *et al.*, 2015) นอกจากนี้ การที่โครงสร้างป่าในพื้นที่อายุ 10 ปี เริ่มมีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ แสดงให้เห็นว่าการฟื้นฟูตามธรรมชาติสามารถเกิดขึ้นได้ในระยะเวลาไม่กี่ทศวรรษ หากไม่มีการรบกวนหรือบุกรุกพื้นที่เพิ่มก็จะทำให้พื้นที่สามารถฟื้นฟูไปสู่สภาพป่าที่มีเสถียรภาพได้ในระยะยาว อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างในด้านขนาดของต้นไม้และพื้นที่หน้าตัดบ่งชี้ว่าการฟื้นตัวเชิงโครงสร้าง โดยเฉพาะการสะสมมวลชีวภาพที่ใช้ระยะเวลานานกว่า (Poorter *et al.*, 2016; Rozendaal *et al.*, 2019)

อย่างไรก็ตาม รูปแบบการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างสังคมในระดับไม้ใหญ่ในพื้นที่ศึกษาสอดคล้องกับแนวคิดของการทดแทนแบบทุติยภูมิ (Secondary succession) ที่ระบุว่า การพัฒนาของสังคมพืชเกิดขึ้นตามระยะเวลา โดยไม่เบิกนำมีบทบาทสำคัญในระยะต้น ก่อนที่จะถูกแทนที่ด้วยไม้ทนร่มในระยะต่อมา (Connell & Slatyer, 1977) นอกจากนี้ การศึกษาป่าฟื้นฟูในเขตร้อนหลาย ๆ พื้นที่ พบว่าความหลากหลายของชนิดไม้สามารถฟื้นตัวได้รวดเร็วในช่วง 10–20 ปีแรก ขณะที่การพัฒนาโครงสร้างป่า เช่น การเพิ่มขนาดลำต้นและมวลชีวภาพ ต้องใช้ระยะเวลานานกว่าหลายทศวรรษ (Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016; Rozendaal *et al.*, 2019)

ซึ่งสะท้อนถึงความแตกต่างของอัตราการฟื้นตัวระหว่างองค์ประกอบชนิดและโครงสร้างป่า

1.6 การเปรียบเทียบโครงสร้างสังคมพืชและปัจจัยแวดล้อมระหว่างช่วงอายุการฟื้นตัว

ผลการเปรียบเทียบลักษณะโครงสร้างสังคมพืช ระหว่างพื้นที่ไร้หมุนเวียนอายุ 1, 4, 7 และ 10 ปี กับพื้นที่ป่าธรรมชาติ พบว่าการฟื้นตัวของสังคมพืชมีแนวโน้มเปลี่ยนแปลงอย่างเป็นลำดับขั้นตามระยะเวลาการปล่อยทิ้งร้าง โดยพื้นที่ไร้หมุนเวียนอายุ 1 ปี มีชนิดไม้ ความหนาแน่น และพื้นที่หน้าตัดต่ำที่สุด ขณะที่พื้นที่ไร้หมุนเวียนอายุ 7 และ 10 ปี มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง และเริ่มมีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ ทั้งในด้านองค์ประกอบชนิดพรรณไม้และโครงสร้างของป่า (Table 1) ผลการทดสอบทางสถิติด้วย Kruskal–Wallis แสดงให้เห็นว่า จำนวนชนิดไม้ ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัด ค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon–Wiener และการปกคลุมเรือนยอด มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างช่วงอายุการฟื้นฟู ($p < 0.05$) ขณะที่ปัจจัยด้านภูมิประเทศและสมบัติดินส่วนใหญ่ ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ($p > 0.05$) แสดงว่าความแตกต่างของสังคมพืชมีสาเหตุหลักจากการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างเรือนยอดและอายุของไร้หมุนเวียนมากกว่าความแตกต่างของสภาพพื้นที่เดิมที่มีความใกล้เคียงกัน

ผลการทดสอบด้วยสถิติแบบไม่อาศัยพารามิเตอร์ (Kruskal–Wallis test) พบว่าตัวแปรปัจจัยสิ่งมีชีวิต (Biotic factors) ในส่วนของพืช มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างช่วงอายุการฟื้นตัว (Table 1) ทั้งด้านจำนวนชนิดไม้ ($p < 0.05$) ความหนาแน่นไม้ใหญ่

($p < 0.05$) พื้นที่หน้าตัด ($p < 0.01$) ค่าดัชนีความหลากหลาย Shannon–Wiener ($p < 0.05$) และการปกคลุมเรือนยอด ($p < 0.01$) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระยะเวลาการปล่อยทิ้งร้างมีอิทธิพลโดยตรงต่อการทดแทนของสังคมพืช สอดคล้องกับรายงาน

การศึกษาในป่าเขตร้อน ที่พบว่า การเพิ่มขึ้นของจำนวนชนิด ความหลากหลาย และพื้นที่หน้าตัดเป็นตัวบ่งชี้สำคัญของการฟื้นตัวของระบบนิเวศภายหลังจากการรบกวน (Connell & Slatyer, 1977; Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016)

Table 1. Structural characteristics and environmental factors of natural forest and shifting cultivation fallows of different ages in Namtok Mae Surin National Park, Mae Hong Son Province.

Variable	1 year	4 years	7 years	10 years	Natural forest	p-value
Species richness (species)	1.33 ± 0.58	18.33 ± 5.03	30.00 ± 8.72	37.00 ± 7.00	34.67 ± 7.37	0.020*
Tree density (trees ha ⁻¹)	23.33 ± 15.28	1030.00 ± 306.43	2083.33 ± 955.63	1706.67 ± 315.01	1073.33 ± 134.29	0.031*
Basal area (m ² ha ⁻¹)	0.34 ± 0.40	3.73 ± 1.41	10.41 ± 1.19	24.94 ± 3.23	32.05 ± 3.88	0.010*
Shannon–Wiener index (H')	0.23 ± 0.40	2.23 ± 0.64	2.81 ± 0.31	3.24 ± 0.11	2.97 ± 0.44	0.036*
Elevation (m a.s.l.)	1137.67 ± 167.85	1268.67 ± 30.92	1247.67 ± 74.57	1167.00 ± 84.50	1243.33 ± 30.09	0.404ns
Crown cover (%)	12.06 ± 5.44	66.70 ± 19.58	75.99 ± 7.73	87.22 ± 2.51	87.50 ± 2.09	0.016*
Soil moisture (%)	14.86 ± 9.12	17.34 ± 6.80	17.70 ± 6.97	15.98 ± 2.70	26.43 ± 7.05	0.420ns
Organic matter (%)	4.21 ± 1.49	7.07 ± 2.43	5.41 ± 1.23	4.69 ± 1.77	7.79 ± 2.55	0.204ns
Bulk density (g cm ⁻³)	1.00 ± 0.15	0.82 ± 0.21	1.01 ± 0.18	1.02 ± 0.09	0.71 ± 0.34	0.463ns
Sand (%)	51.33 ± 17.39	53.33 ± 10.21	51.33 ± 7.02	54.67 ± 5.03	53.67 ± 6.81	0.895ns
Silt (%)	19.00 ± 4.00	21.33 ± 4.04	17.00 ± 1.00	18.33 ± 3.51	21.00 ± 1.00	0.443ns
Clay (%)	29.67 ± 13.65	25.33 ± 6.35	31.67 ± 6.66	27.00 ± 7.81	25.33 ± 7.57	0.789ns

Remark: Values are expressed as mean ± standard deviation (n = 3). Differences among shifting cultivation ages were tested using the Kruskal–Wallis test. * Significant at $p < 0.05$; ns = not significant.

ขณะที่ปัจจัยสิ่งไม่มีชีวิต (Abiotic factors) พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) ทั้งระดับความสูงจากระดับน้ำทะเล ความชื้นในดิน ปริมาณอินทรีย์วัตถุในดิน ความหนาแน่นรวมของดิน และองค์ประกอบเนื้อดิน (ทราย ดินร่วน และดินเหนียว) แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ศึกษาทั้งหมดมีสภาพภูมิประเทศและคุณสมบัติดินพื้นฐานใกล้เคียงกัน

2. การสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติของพรรณไม้ (Natural tree regeneration)

รูปแบบการกระจายของต้นไม้ตามขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอก (DBH ≥ 4.5 ซม.)

ในพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1, 4, 7 และ 10 ปี รวมถึงป่าธรรมชาติ พบว่ามีการกระจายเป็นแบบการเพิ่มขึ้นแบบชี้กำลังลบ (Negative exponential growth form) หรือแบบ L-shape (Figure 2) ซึ่งมีความหนาแน่นสูงในชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกที่มีขนาดเล็กจำนวนมากและลดลงเมื่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกเพิ่มขึ้น หรือมีไม้ขนาดเล็กหรือไม้รุ่มมากกว่าไม้ใหญ่ (Ogawa *et al.*, 1965) ซึ่งเป็นลักษณะทั่วไปของป่าธรรมชาติที่มีการทดแทนหรือรักษาโครงสร้างป่าได้อย่างสมดุล (Bunyavejchewin *et al.*, 2001) โดยแต่ละช่วงอายุพบความแตกต่างของโครงสร้างของประชากรอย่างชัดเจน

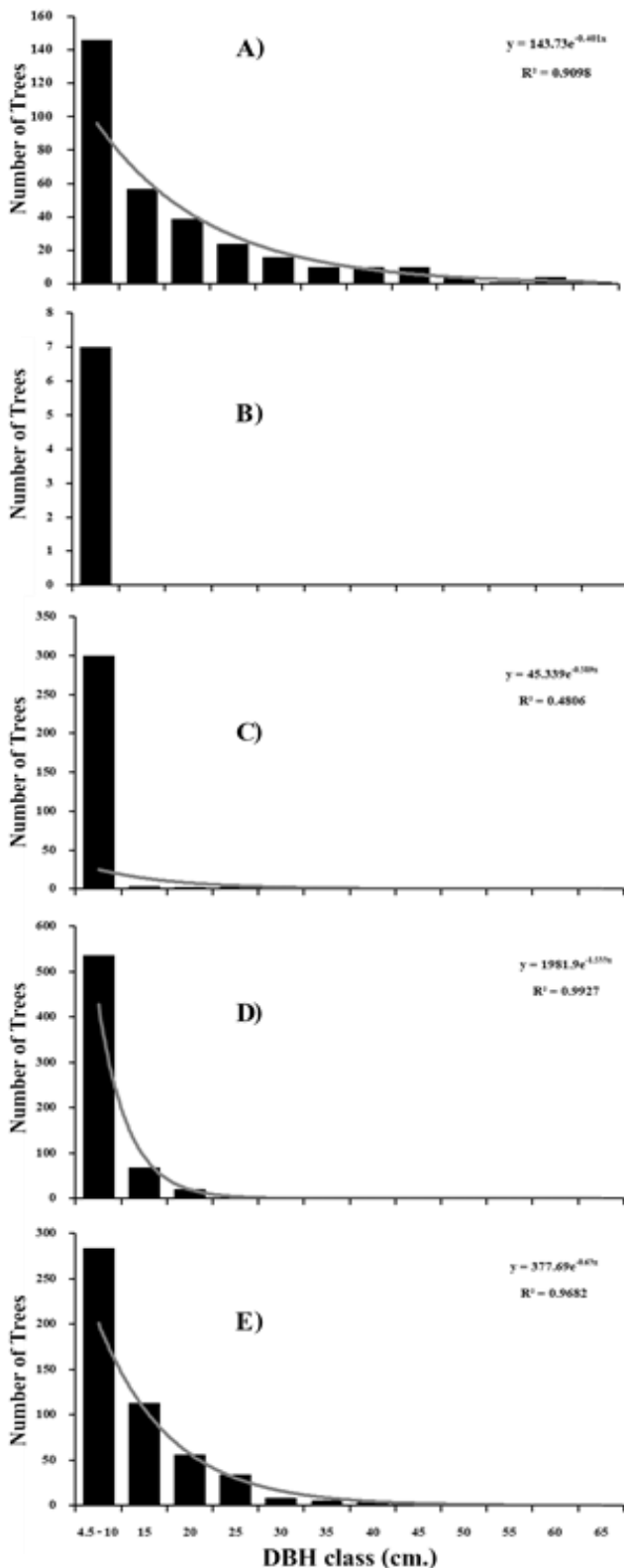


Figure 2. Diameter class distribution of existing trees indifferent areas: A) lower montane evergreen forest, B), C), D), and E) represented 1, 4, 7 and 10 years shifting cultivation, respectively.

โดยพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1, 4 และ 7 ปี ส่วนใหญ่มีการกระจายตัวต้นไม้กระจุกอยู่ในชั้นขนาดเล็ก (DBH < 10 ซม.) และไม้พุ่มหรือพุ่มต้นไม้ขนาดใหญ่ในปริมาณน้อยมาก ส่งผลให้โครงสร้างป่ามีชั้นเรือนยอดที่ยังไม่พัฒนา และขาดการกระจายของต้นไม้ในชั้นขนาดกลางถึงขนาดใหญ่ ในทางตรงกันข้าม พื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 10 ปี เริ่มปรากฏต้นไม้ในหลายชั้นขนาด โดยเฉพาะขนาดกลางและขนาดใหญ่ ส่งผลให้รูปแบบการกระจายของเส้นผ่านศูนย์กลางมีความต่อเนื่องมากขึ้น และมีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ ซึ่งแสดงรูปแบบ L-shape อย่างชัดเจน นอกจากนี้ ค่าสัมประสิทธิ์การถดถอย (R^2) ของสมการการกระจายแสดงให้เห็นว่าพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 7 และ 10 ปี รวมถึงป่าธรรมชาติ มีความสอดคล้องกับรูปแบบการกระจายแบบลดหลั่นในระดับสูง ($R^2 > 0.90$) ขณะที่พื้นที่อายุ 4 ปี มีความสอดคล้องต่ำกว่า ($R^2 = 0.481$) แสดงถึงโครงสร้างสังคมพืชที่ยังไม่พัฒนาอย่างสมบูรณ์ สอดคล้องกับการศึกษาของ Thinkampheang *et al.* (2024) ที่พบว่าพื้นที่ป่าในสวนโครงสร้างประชากรและพลวัตป่า ต้องอาศัยระยะเวลายาวนาน และมีความแปรผันตามสภาพแวดล้อม ซึ่งมีผลต่อการรอดตายและการเติบโตของพรรณไม้

3. การจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis)

ผลการจัดกลุ่มหมู่ไม้ในระดับไม้ใหญ่ เมื่อพิจารณาจุดตัดหมู่ไม้ (Cut-off point) จากแผนภูมิต้นไม้ ที่ร้อยละ 30 ของข้อมูลที่เหลืออยู่ (Information remaining) สามารถจำแนกกลุ่มหมู่ไม้ได้ 3 สังคมย่อย (Figure 3) มีรายละเอียดดังนี้

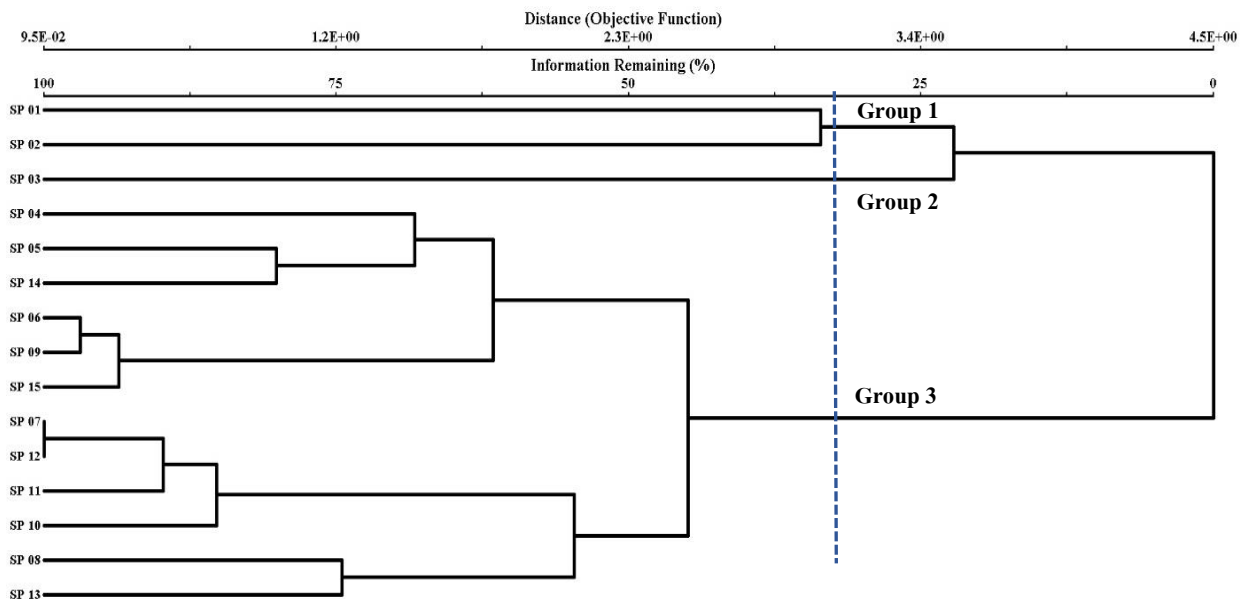


Figure 3 Cluster analysis of tree communities across shifting cultivation fallows (1, 4, 7, and 10 years) and natural forest in Namtok Mae Surin National Park, Mae Hong Son Province, Thailand.

สังคมย่อยที่ 1 หมู่ไม้พะยอม-กระทัง ก้านแดง (*Shorea roxburghii* – *Litsea pierrei* stand) ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP01 และ SP02 ซึ่งเป็นพื้นที่ ไร่หมุนเวียนอายุ 1–2 ปี ที่เพิ่งผ่านการแผ้วถางเพื่อเตรียมพื้นที่เพาะปลูก ส่งผลให้โครงสร้างของหมู่ไม้มีลักษณะค่อนข้างเรียบง่ายและมีความหนาแน่นของไม้ใหญ่ต่ำ ใน SP01 พบไม้ใหญ่หลงเหลือจากสภาพป่าเดิมเพียงชนิดเดียว คือ พะยอม (SHOROX) ขณะที่ SP02 พบไม้ใหญ่เด่นเพียงชนิดเดียว คือ กระทังก้านแดง (LITPIE) การปรากฏของไม้ใหญ่เพียงไม่กี่ชนิดสะท้อนให้เห็นถึงผลกระทบของการใช้ประโยชน์พื้นที่ ซึ่งทำให้ไม้ส่วนใหญ่ถูกตัดฟันออกไป เหลือเพียงไม้เรือนยอดบางต้นที่ยังคงอยู่ในพื้นที่ ลักษณะของสังคมพืชในกลุ่มนี้แสดงว่าเป็นระยะต้นของการทดแทนของสังคมพืช (Early successional stage) โดยมีความหลากหลายของชนิดไม้ต่ำ และองค์ประกอบของหมู่ไม้ยังไม่พัฒนาเป็นโครงสร้างป่าที่สมบูรณ์

สังคมย่อยที่ 2 หมู่ไม้หว้าเขา-หว้าหินเสล (*Syzygium toddlioides* – *Syzygium helferi* stand) ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP03 ซึ่งเป็นพื้นที่ ไร่หมุนเวียนอายุ 1–2 ปี เช่นเดียวกับกลุ่มแรก แต่มีองค์ประกอบชนิดพรรณไม้แตกต่างออกไป โดยพบไม้ใหญ่ที่หลงเหลือจากการแผ้วถางจำนวน 2 ชนิด ได้แก่ หว้าเขา (SYZTOD) และหว้าหินเสล (SYZHEL) การปรากฏของไม้ในสกุลหว้า *Syzygium* ซึ่งเป็นไม้เรือนยอดของป่าดิบเขาระดับต่ำ แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ดังกล่าวยังคงมีการหลงเหลือของไม้ดั้งเดิมจากสภาพป่าเดิมบางส่วน อย่างไรก็ตาม จำนวนชนิดพรรณไม้ที่พบยังคงมีน้อยและโครงสร้างของหมู่ไม้ยังไม่ซับซ้อน สังคมพืชในกลุ่มนี้จึงสะท้อนลักษณะของพื้นที่ที่อยู่ใน ระยะเริ่มต้นของการทดแทนตามธรรมชาติของป่าหลังการรบกวน โดยมีองค์ประกอบของไม้เรือนยอดดั้งเดิมบางชนิดที่สามารถคงอยู่ภายหลังการใช้ประโยชน์พื้นที่

สังคมย่อยที่ 3 หนุ่ไม้ทะเลโด้-มะก่อ (*Schima wallichii* – *Lithocarpus dealbatus* stand) ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP04, SP05, SP06, SP07, SP08, SP09, SP10, SP11, SP12, SP13, SP14 และ SP15 ซึ่งครอบคลุมพื้นที่ ไร่หมุนเวียนหลายช่วงอายุของการฟื้นตัว รวมทั้งป่าธรรมชาติ แสดงให้เห็นถึงโครงสร้างของสังคมพืชที่มีความซับซ้อนมากขึ้นเมื่อเทียบกับสองกลุ่มแรก จากค่าดัชนีความสำคัญของแต่ละแปลง พบว่าพรรณไม้เด่นที่ปรากฏร่วมกันในกลุ่มนี้ ได้แก่ ทะโด้ (SCHWAL) มะก่อ (LITDEA) ก่อหรั่ง (CASARM) เหมือดคอย (SYMMAC) พะยอม (SHOROX) และปลายสาน (EURACU) ชนิดไม้ดังกล่าวเป็นไม้ระดับเรือนยอดของป่าดิบเขา ระดับต่ำ การปรากฏร่วมกันของชนิดไม้เบ็กนำ เช่น ทะโด้ (SCHWAL) ร่วมกับไม้เรือนยอดป่าดิบเขา เช่น มะก่อ (LITDEA) และ ก่อหรั่ง (CASARM) สะท้อนให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบสังคมพืชจากระยะฟื้นตัวของป่าไปสู่สังคมพืชที่มีใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ

ในระยะเริ่มต้นของการฟื้นตัว (1–2 ปี) การที่ไม่พบไม้เบ็กนำในระดับไม้ใหญ่ เนื่องจากลักษณะของระบบไร่หมุนเวียนที่มีรอบการใช้พื้นที่สั้น (2–3 ปี) ส่งผลให้ต้นไม้ไม่สามารถเติบโตจนมีขนาดไม้ใหญ่ได้ (Asanok *et al.*, 2012) อย่างไรก็ตาม การหลงเหลือของแม่ไม้บางชนิด เช่น พะยอม ซึ่งมีเมล็ดแบบมีปีกและสามารถกระจายโดยลม (Wind dispersal) มีบทบาทสำคัญในการกระจายเมล็ดเข้าสู่พื้นที่และเป็นที่แหล่งกำเนิดของการฟื้นตัวในระยะต่อมา (Bunyavejchewin *et al.*, 2016) กลไกดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิดของข้อจำกัดด้านการ

แพร่กระจายเมล็ด (Seed dispersal limitation) ซึ่งมีอิทธิพลต่อองค์ประกอบของสังคมพืชในระยะเริ่มต้นของการทดแทน (Chazdon, 2014) ในระยะต่อมา โดยเฉพาะในสังคมย่อยที่ครอบคลุมพื้นที่หลายช่วงอายุ พบว่ามีการเพิ่มขึ้นของชนิดไม้เรือนยอดในป่าดิบเขา เช่น มะก่อ และก่หรั่ง สะท้อนถึงการพัฒนาของสังคมพืชไปสู่ระยะกลางถึงระยะปลายของการทดแทน การปรากฏร่วมกันของไม้เบ็กนำ เช่น ทะโด้ กับไม้ทนร่มในวงศ์ก่อ (Fagaceae) แสดงถึงกระบวนการเปลี่ยนผ่านของสังคมพืช โดยไม้เบ็กนำมีบทบาทในการปรับปรุงสภาพแวดล้อม (Facilitator species) เช่น เพิ่มอินทรีย์วัตถุในดิน ลดความเข้มแสง และเพิ่มความชื้น ซึ่งเอื้อต่อการตั้งตัวของไม้ทนร่มในระยะต่อมา (Connell & Slatyer, 1977) และมีรายงานในป่าดิบเขาของประเทศไทยว่าการฟื้นฟูบริเวณขอบป่าหลังการทำไร่หมุนเวียนมักเริ่มจากชนิดไม้ทุติยภูมิและชนิดทั่วไปก่อนซึ่งเอื้อต่อการเข้ามาของชนิดไม้ป่าดั้งเดิม (Asanok *et al.*, 2012) โครงสร้างสังคมไม้ใหญ่ในพื้นที่ไร่หมุนเวียน สะท้อนถึงลักษณะของป่าทุติยภูมิ (Secondary forest) ที่เกิดจากการฟื้นตัวภายหลังการรบกวน โดยในช่วงเวลา 4–7 ปี เริ่มพบการเข้ามาของไม้เบ็กนำในชั้นเรือนยอด ซึ่งมีบทบาทสำคัญในการปรับปรุงสภาพแวดล้อม เช่น การเพิ่มอินทรีย์วัตถุในดินและการปรับสภาพแสง ซึ่งเอื้อต่อการตั้งตัวของพรรณไม้ท้องถิ่น และนำไปสู่การเพิ่มขึ้นของความหลากหลายของชนิดพรรณไม้ในระยะต่อมา (Asanok *et al.*, 2012; Saikhammoon *et al.*, 2023) แม้ว่าช่วงอายุ 7–8 ปี โครงสร้างไม้ใหญ่จะเริ่มพัฒนาแต่ยังคงมีขนาดลำต้นเล็กถึงปานกลาง อย่างไรก็ตามเมื่อเวลาการฟื้นตัวเพิ่มขึ้น 10–12 ปี

พบว่าสังคมพืชมีความหลากหลายและความซับซ้อนเพิ่มขึ้น เพราะมีการสืบต่อพันธุ์ที่ดีขึ้นตามการเปลี่ยนแปลงปัจจัยแวดล้อม สอดคล้องกับรายงานของ Chazdon (2014) ที่พบว่าการฟื้นตัวของป่าร้อนชื้นมีความแปรผันสูงและขึ้นอยู่กับบริบทของพื้นที่ (Site-specific conditions)

4. การจัดลำดับหมู่ไม้ (Ordination)

ผลการจัดลำดับหมู่ไม้ ในระดับไม้ใหญ่ พบว่ามีค่าความแปรผันรวม (Inertia) ระหว่างแกน เท่ากับ 4.59 โดย Eigenvalue ในแกนที่ 1 มีค่าสูงสุด (0.91) และลดหลั่นลงไปในแกนที่ 2 และ แกนที่ 3 ตามลำดับ ซึ่งแกนที่ 1

และแกนที่ 2 สามารถอธิบายความแปรผันสะสมได้ร้อยละ 32.0 สอดคล้องกับค่าสหสัมพันธ์ระหว่างชนิดไม้และปัจจัยแวดล้อมที่มีค่าสูง (Table 2) แสดงให้เห็นว่าใช้เป็นแกนหลักในการอธิบายการกระจายของหมู่ไม้ได้ดี

เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ของปัจจัยแวดล้อมกับแกนหลัก (Table 3) พบว่า แกนที่ 1 มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับ Elevation ($r = 0.859$), Crown cover ($r = 0.841$) และ OM ($r = 0.400$) แต่มีความสัมพันธ์เชิงลบกับ SM ($r = -0.147$) และ %Silt ($r = -0.255$) ส่วนแกนที่ 2 มีความสัมพันธ์เชิงลบกับ SM ($r = -0.792$) และ %Silt ($r = -0.549$)

Table 2 Correlation coefficients between ordination axes; tree species and environmental variables.

	Axis1	Axis2	Axis3
Eigenvalue	0.91	0.57	0.26
Variance in species data			
% of variance explained	19.70	12.30	5.50
Cumulative % explained	19.70	32.00	37.50
Pearson Correlation, Spp-Envt*	0.98	0.94	0.88

Remark: * Correlation between sample scores for an axis derived from the species data and the sample scores that are linear combinations of environmental variables.

Table 3. Correlation coefficients of environmental variables with each ordination axis.

Variable	Correlations*		
	Axis1	Axis2	Axis3
1 Elevation	0.859	0.199	0.109
2 Crown cover	0.841	-0.495	-0.064
3 OM (Organic matter)	0.4	-0.37	0.711
4 SM (Soil moisture)	-0.255	-0.549	0.46
5 % Silt	-0.147	-0.792	0.375

Remark: * Correlations are "intra-set correlations" of ter Braak (1986)

กลุ่มที่ 2 กลุ่มไม้กระถางกันแดง-พะยอม (*Litsea pierrei-Shorea roxburghii* stand) เป็นหมู่ไม้ที่ได้รับอิทธิพลจากความชื้นในดิน (SM) และ %Silt เป็นปัจจัยหลัก มักพบในพื้นที่เปิดหรือที่มีการรบกวน เช่น ไร่หมุนเวียนหรือพื้นที่ที่ถูกแผ้วถาง ซึ่งมีโครงสร้างเรือนยอดที่ไม่สมบูรณ์ แสดงสามารถส่องถึงพื้นดินได้มาก ดินมีการอัดตัวสูงและอินทรียัตถุในดินต่ำ แสดงถึงพื้นที่ยังอยู่ในระยะเริ่มฟื้นตัว ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP01, SP02 และ SP03 ซึ่งเป็นพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1-2 ปี ชนิดไม้สำคัญ คือ กระถางกันแดง (LITPIE) และพะยอม (SHOROX) ส่วนใหญ่เป็นไม้เบิกนำ

ผลการจัดลำดับหมู่ไม้ ในระดับไม้ใหญ่ แสดงให้เห็นการกระจายของหมู่ไม้ถูกกำหนดโดยปัจจัยแวดล้อมอย่างชัดเจน โดยเฉพาะระดับความสูง ความหนาแน่นของเรือนยอด และปริมาณอินทรียัตถุในดิน ซึ่งเป็นตัวแปรสำคัญที่ควบคุมโครงสร้างและองค์ประกอบของหมู่ไม้ในป่าดิบเขา (Chazdon, 2014; Poorter *et al.*, 2016) แสดงถึงสภาพแวดล้อมที่มีความเสถียรและมีเรือนยอดปิดทึบ ซึ่งเอื้อต่อการเติบโตของกล้าไม้และไม้หนุ่ม สอดคล้องกับการศึกษาป่าฟื้นฟูในเขตร้อนที่พบว่าชนิดไม้ทนร่มจะเข้ามาครอบครองพื้นที่เมื่อสภาพแวดล้อมมีความเหมาะสมมากขึ้น (Rozendaal *et al.*, 2019) ขณะที่หมู่ไม้ในพื้นที่ถูกรบกวนมีความสัมพันธ์กับปัจจัยด้านความชื้นดินและอนุภาคทรายแป้ง (% Silt) ในทิศทางที่สะท้อนถึงสภาพพื้นที่เปิดและมีความแปรปรวนสิ่งแวดล้อมสูง ชนิดไม้ส่วนใหญ่เป็นไม้เบิกนำที่ปรับตัวต่อสภาพแวดล้อมได้ดี และมีความทนทานทางนิเวศวิทยา (Ecological amplitude) กว้าง (Norden *et al.*, 2015) รูปแบบ

การจัดลำดับหมู่ไม้ดังกล่าวสะท้อนถึงการคัดกรองโดยสิ่งแวดล้อม (Environmental filtering) ซึ่งเป็นกลไกสำคัญที่กำหนดองค์ประกอบพรรณพืช โดยชนิดที่สามารถตั้งตัวได้ต้องมีลักษณะทางนิเวศที่สอดคล้องกับเงื่อนไขของพื้นที่นั้นๆ (Craine *et al.*, 2012; Kraft *et al.*, 2015) ส่งผลให้ชนิดพรรณไม้ในพื้นที่ถูกรบกวนและป่าธรรมชาติมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน

สรุป (Conclusion)

การฟื้นฟูตามธรรมชาติในไร่หมุนเวียนไปสู่สังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำดั้งเดิมนั้นระยะเวลาการปล่อยทิ้งร้างนับว่าเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดทิศทางการทดแทนสังคมพืช ซึ่งระยะแรกเริ่มจากชนิดไม้เบิกนำในสภาพป่าเปิด พัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีองค์ประกอบของไม้ทนร่มและชนิดไม้ดั้งเดิม เรือนยอดป่าเริ่มแน่นทึบ แสดงถึงการเปลี่ยนผ่านของระบบนิเวศไปสู่สถานะที่มีเสถียรภาพมากขึ้น ทำให้สภาพแวดล้อมเปลี่ยนแปลงไปในทิศทางที่เอื้อต่อการตั้งตัวของชนิดไม้ดั้งเดิม สะท้อนถึงบทบาทของการฟื้นฟูตามธรรมชาติในการเพิ่มความหลากหลายและเสถียรภาพของระบบนิเวศป่าไม้

การกระจายของสังคมพืชถูกกำหนดโดยปัจจัยแวดล้อมที่แตกต่างกัน ทั้งสมบัติดินและโครงสร้างเรือนยอด ซึ่งมีอิทธิพลต่อการคัดกรองชนิดไม้ให้เหมาะสมกับสภาพพื้นที่ ทำให้เกิดความแตกต่างของการปรากฏพรรณพืชในแต่ละสภาพแวดล้อม ระบบไร่หมุนเวียนที่ได้รับการปล่อยให้ฟื้นตัวตามธรรมชาติอย่างเพียงพอและไม่มีการรบกวนเพิ่มเติม สามารถพัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีโครงสร้างใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ

ได้ดี อย่างไรก็ตาม การฟื้นตัวเชิงโครงสร้างป่า โดยเฉพาะการเติบโตของไม้ขนาดใหญ่และการสะสมมวลชีวภาพ จำเป็นต้องใช้ระยะเวลาที่ยาวนานและมีความสัมพันธ์กับปัจจัยแวดล้อม ซึ่งเป็นประเด็นสำคัญต่อการวางแผนการฟื้นฟูป่าไม้ในพื้นที่ภูเขาของประเทศไทย

เอกสารอ้างอิง (References)

Asanok, L., D. Marod, A. Pattanavibool & T. Nakashizuka. 2012. Colonization of tree species along an interior–exterior gradient across the forest edge in a tropical montane forest, northwest Thailand. **Tropics** 21(3): 67–82. <https://doi.org/10.3759/tropics.21.67>

Bray, J. R. & J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs** 27(4): 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>

Bunyavejchewin, S., P. J. Baker & S. J. Davies. 2001. Stand structure of a seasonal dry evergreen forest at Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, western Thailand. **Journal of Tropical Forest Science** 13(3): 388–400.

Chazdon, R. L. 2014. *Second growth: The promise of tropical forest regeneration*. Chicago: University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>

Chazdon, R. L., E. N. Broadbent, D. M. A. Rozendaal, F. Bongers, A. M. A. Zambrano, T. M. Aide, P. Balvanera, J. M. Becknell, V. Boukili, P. H. S. Brancalion et al. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin

American tropics. **Science Advances** 2(5): e1501639.

<https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

Clements, F. E. 1916. **Plant succession: An analysis of the development of vegetation**. Washington, D.C.: Carnegie Institution of Washington.

Condit, R. 1998. **Tropical forest census plots: Methods and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with other plots**. Berlin: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-03664-8>

Connell, J. H. & R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111(982): 1119–1144. <https://doi.org/10.1086/283241>

Craine, J. M., B. M. J. Engelbrecht, C. H. Lusk, N. G. McDowell & H. Poorter. 2012. Resource limitation, tolerance, and the future of ecological plant classification. **Frontiers in Plant Science** 3: 246. <https://doi.org/10.3389/fpls.2012.00246>

Curtis, J. T. & R. P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the prairie–forest border region of Wisconsin. **Ecology** 32(3): 476–496. <https://doi.org/10.2307/1931725>

Dent, D. H., S. J. DeWalt & J. S. Denslow. 2013. Secondary forests of Central America and the Caribbean: Insights from long-term studies. **Forest Ecology and Management** 306: 30–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.021>

- Drury, W. H. & I. C. T. Nisbet. 1973. Succession. **Journal of the Arnold Arboretum** 54(3): 331–368.
- Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts I. Initial floristic composition—a factor in old-field vegetation development. **Vegetatio** 4: 412–417. <https://doi.org/10.1007/BF00275587>
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs et al. 2005. Global consequences of land use. **Science** 309(5734): 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fox, J., D. M. Truong, A. T. Rambo, N. P. Tuyen, L. T. Cuc & S. Leisz. 2000. Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. **BioScience** 50(6): 521–528. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0521:SCANOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0521:SCANOP]2.0.CO;2)
- Houghton, R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. In: P. Moutinho & S. Schwartzman (eds.). **Tropical deforestation and climate change**. E-Publishing Inc., New York, pp.13–21.
- Kale, M. P. 2011. Consequences of shifting cultivation on soil, water and forest resources in the Eastern Himalaya, India. **Environmental Monitoring and Assessment** 178: 523–535. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1706-6>
- Kraft, N. J. B., P. B. Adler, O. Godoy, E. C. James, S. Fuller & J. M. Levine. 2015. Community assembly, coexistence, and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology** 29(5): 592–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Legendre, P. & L. Legendre. 2012. **Numerical ecology**. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier.
- Lewis, S. L., D. P. Edwards & D. Galbraith. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. **Science** 349(6250): 827–832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka & T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology** 161(1): 41–57. <https://doi.org/10.1023/A:1020372401313>
- McCune, B. & J.B. Grace. 2002. **Analysis of Ecological Communities**. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- McCune, B. & M. J. Mefford. 2011. *PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data*. Version 6. MjM Software Design, Oregon, U.S.A.
- Mertz, O., C. Padoch, J. Fox, R. A. Cramb, S. J. Leisz, N. T. Lam & T. D. Vien. 2009. Swidden change in Southeast Asia: Understanding causes and consequences. **Human Ecology** 37: 259–264. <https://doi.org/10.1007/s10745-009-9245-2>
- Newton, A. C. 2007. **Forest ecology and conservation: A handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press.
- Norden, N., H. A. Angarita, F. Bongers, M. Martínez-Ramos, Í. Granzow-de la Cerda, M. van Breugel, E. Lebrija-Trejos, J. A. Meave, J. Vandermeer & G. B. Williamson et al. 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable.

- Proceedings of the National Academy of Sciences** 112(26): 8013–8018.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>
- Ogawa, H., K. Yoda, K. Ogino & T. Kira. 1965. Comparative ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand. II. Plant biomass. **Nature and Life in Southeast Asia** 4: 49–80.
- Pickett, S. T. A., S. L. Collins & J. J. Armesto. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. **The Botanical Review** 53(3): 335–371.
<https://doi.org/10.1007/BF02858321>
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. A. Zambrano, P. Balvanera, J. M. Becknell, P. H. S. Brancalion, E. N. Broadbent, R. L. Chazdon, D. Craven et al. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature** 530: 211–214.
<https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Rozendaal, D. M. A., F. Bongers, T. M. Aide, E. Alvarez-Dávila, N. Ascarrunz, P. Balvanera, J. M. Becknell, T. V. Bentes, P. H. S. Brancalion, G. A. L. Cabral, et al. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances** 5(3): eaau3114.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Saikhmoon, R., S. Sungkaew, S. Thinkampheang, W. Phumphuang, T. Kamyao & D. Marod. 2023. Forest restoration in an abandoned seasonally dry tropical forest in the Mae Klong watershed, western Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 21(5): 443–457.
<https://doi.org/10.32526/enrj/21/20230121>
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press.
- Smitinand, T. 2014. **Thai plant names**. Bangkok: Department of National Parks, Wildlife and Plant Conservation. (in Thai)
- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** 67(5): 1167–1179.
<https://doi.org/10.2307/1938672>
- Thinkampheang, S., T. Nakashizuka, W. Suksavate, P. Kachina, S. Hermhuk, L. Asanok, W. Phumphuang, B. Chouibumroong, J. Wu, H. Kurokawa & D. Marod. 2024. Impacts of climate change on forest restoration dynamics in the lower montane forest of Doi Suthep-Pui National Park, northern Thailand. **Biodiversitas** 25(12): 4829–4845.
<https://doi.org/10.13057/biodiv/d251219>
- Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. **The American Naturalist** 125(6): 827–852.
<https://doi.org/10.1086/284382>

นิพนธ์ต้นฉบับ

อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ภายใต้ช่องว่างระหว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดในป่าดิบเขาระดับต่ำ
อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่

มนัส พิมพรัตน์¹ และ อภิษฎา เรืองเกตุ^{2*}

รับต้นฉบับ: 26 มีนาคม 2569

ฉบับแก้ไข: 14 มิถุนายน 2569

รับลงพิมพ์: 16 มิถุนายน 2569

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ป่าธรรมชาติเป็นระบบนิเวศที่มีการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างพรรณไม้อย่างต่อเนื่องจากการผ่านกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติ ซึ่งกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติเป็นกลไกสำคัญในการรักษาโครงสร้างและความหลากหลายของพรรณไม้ โดยเฉพาะระยะกล้าไม้ถือเป็นช่วงสำคัญของวงจรชีวิตพรรณไม้ เนื่องจากต้องเผชิญกับการแข่งขันและการคัดเลือกโดยปัจจัยแวดล้อมที่เข้มข้น ซึ่งส่งผลกระทบต่อการงอก การเติบโต และการอยู่รอดของกล้าไม้ โดยเฉพาะระบบนิเวศป่าดิบเขาที่มีลักษณะเฉพาะและพบที่ระดับความสูงตั้งแต่ 1,000 เมตรจากระดับน้ำทะเล ซึ่งมีอากาศค่อนข้างชื้นและเย็น เรือนยอดหนาแน่นทึบ ทำให้แสงส่องถึงพื้นป่าได้จำกัด พรรณไม้ส่วนใหญ่จึงมีลักษณะทนร่ม อย่างไรก็ตามเมื่อเกิดช่องว่างระหว่างเรือนยอดจากการล้มตายของไม้ใหญ่ ส่งผลให้ความเข้มแสง อุณหภูมิ และความชื้นมีความแตกต่างไปจากพื้นที่ใต้เรือนยอด ความแตกต่างของปัจจัยแวดล้อมดังกล่าวอาจมีผลโดยตรงต่อกระบวนการงอกและการตั้งตัวของกล้าไม้ โดยชนิดไม้ที่ต้องการแสงมักมีอัตราการเกิดและเติบโตสูงในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด แตกต่างจากชนิดไม้ทนร่มที่ต้องการสภาพแสงน้อยกว่าและมักพบภายใต้เรือนยอด นอกจากนี้ ความแปรผันของความเข้มแสงและอุณหภูมิยังอาจส่งผลกระทบต่อการตายของกล้าไม้ สะท้อนให้เห็นถึงความสามารถในการปรับตัวของพรรณไม้แต่ละชนิดที่แตกต่างกัน ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงและอุณหภูมิกับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ในป่าดิบเขานับว่ามีการศึกษาค่อนข้างน้อย ดังนั้น วัตถุประสงค์การศึกษานี้ คือ 1) เพื่อเปรียบเทียบปัจจัยแวดล้อมด้านความเข้มแสงและอุณหภูมิระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด 2) เพื่อศึกษาอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ระหว่างพื้นที่ และ 3) เพื่อวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดของกล้าไม้ในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด ระหว่างปี พ.ศ. 2555 - 2558 เพื่อทำความเข้าใจบทบาทของปัจจัยแวดล้อมบางประการที่สนับสนุนการทดแทนตามธรรมชาติของพรรณไม้ในพื้นที่ป่าดิบเขาระดับต่ำ บริเวณลุ่มน้ำห้วยคอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่

วิธีการ: ดำเนินการในแปลงถาวรป่าดิบเขาระดับต่ำ ขนาด 16 เฮกแตร์ (400 x 400 เมตร) อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่ โดยสำรวจพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอด และพื้นที่ใต้เรือนยอด คัดเลือก พื้นที่ละ 9 จุด รวม 18 จุด ในแต่ละจุดวางแปลงตัวอย่างกล้าไม้ขนาด 1x1 เมตร จำนวน 5 แปลง รวม 90 แปลง สำรวจกล้าไม้ในแปลงตัวอย่างด้วยการติดหมายเลขกล้าไม้ทุกต้นภายในแปลงพร้อมจำแนกชนิด ติดตามการเกิดและการรอดตายของกล้าไม้ทุก ๆ เดือน ตั้งแต่เดือนสิงหาคม พ.ศ.2555 ถึง เดือนธันวาคม พ.ศ. 2558 วิเคราะห์ข้อมูลความหลากหลายกล้าไม้ ความหนาแน่นกล้าไม้ อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ และความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการเกิดของกล้าไม้ ในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด ด้วยสถิติ Spearman's rank correlation ในโปรแกรม R

ผลการศึกษา: พบกล้าไม้ทั้งหมด 105 ชนิด 80 สกุล 48 วงศ์ มีความหนาแน่นของกล้าไม้ 293,222 ต้นต่อเฮกตาร์ ส่วนใหญ่เป็นกล้าไม้ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และวงศ์อบเชย (Lauraceae) เมื่อพิจารณาแยกแต่ละพื้นที่ พบกล้าไม้ในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด จำนวน 77 ชนิด 62 สกุล 39 วงศ์ ส่วนพื้นที่ใต้เรือนยอด จำนวน 70 ชนิด 53 สกุล 36 วงศ์ โดยกล้าก่อเดี่ยว (*Castanopsis acuminatissima*) พบมากที่สุดทั้งสองพื้นที่ มีความหนาแน่น 210,000 และ 136,444 ต้นต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ สำหรับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดพบว่า มีความผันแปรตามช่วงเวลา (ปี พ.ศ. 2555 – 2558) และตามช่วงเวลาและฤดูกาลด้วย โดยช่วงปลายฤดูฝนถึงต้นฤดูแล้งพบการเกิดของกล้าไม้สูงที่สุด ขณะที่การตายของกล้าไม้เกิดขึ้นเป็นช่วง ๆ แต่มีการอัตราการตายน้อยกว่าการเกิดของกล้าไม้ตลอดระยะเวลาศึกษา เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ที่มีจำนวนต้นมากกว่า 10 ต้นระหว่างปี พ.ศ. 2556 – 2558 จำนวน 11 ชนิด พบว่า อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้มีความแตกต่างกันตามชนิด โดยกล้าไม้ในวงศ์ Fagaceae คือ ก่อเดี่ยว (*Castanopsis acuminatissima*) และก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) พบกล้าไม้ทั้งในบริเวณช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด แสดงถึงความสามารถในการตั้งตัวได้ในสภาพความเข้มแสงที่แตกต่างกัน ส่วนกล้าไม้ในวงศ์ Lauraceae ได้แก่ เมียดต้น (*Litsea martabanica*) และอินทวา (*Persea gamblei*) พบกล้าไม้ในบริเวณใต้เรือนยอดมากกว่าบริเวณช่องว่างเรือนยอด ในขณะที่ เชียด (*Cinnamomum iners*) พบกล้าไม้เฉพาะในบริเวณช่องว่างเรือนยอด แสดงถึงความต้องการแสงที่สูงกว่าสภาพใต้เรือนยอด ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ทั้ง 11 ชนิดในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดพบว่าไม่แตกต่างทางสถิติ ($p > 0.05$) แต่ก่อเดี่ยว (*Castanopsis acuminatissima*) ก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) และหว้าลิง (*Syzygium tetragonum*) มีแนวโน้มชอบพื้นที่ที่มีความเข้มแสงน้อย ในขณะที่ เต้าเลื่อม (*Macaranga indica*) และเหมือดจืด (*Memecylon plebejum*) มีแนวโน้มชอบพื้นที่ที่มีความเข้มแสงมาก

สรุป: อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้มีแปรผันตามลักษณะความต้องการทางนิเวศ โดยเฉพาะความต้องการแสงของพรรณไม้แต่ละชนิด โดยความแตกต่างของสภาพแสงระหว่างบริเวณช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดมีผลต่อการตั้งตัวของกล้าไม้ในป่าดิบเขา ดังนั้น การเกิดช่องว่างระหว่างเรือนยอดจึงมีบทบาทสำคัญต่อกระบวนการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติ การคงอยู่ของความหลากหลายพรรณไม้และพลวัตป่าในระบบนิเวศป่าเขตร้อน

คำสำคัญ: ช่องว่างระหว่างเรือนยอด; ป่าดิบเขา; พลวัตป่าไม้

¹ สำนักจัดการทรัพยากรป่าไม้ที่ 7 (ขอนแก่น) กรมป่าไม้ ขอนแก่น 40000

² สาขาวิชาเกษตรศาสตร์และสหกรณ์ มหาวิทยาลัยสุโขทัยธรรมาธิราช นนทบุรี 11120

* ผู้รับผิดชอบบทความ: apisada.rue@stou.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6653>

ORIGINAL ARTICLE

**Seedling Recruitment and Mortality Rates under Gap and Crown Canopy
in Lower Montane Forest at Doi Suthep – Pui National Park, Chiang Mai Province**

Manas Pimrat¹ and Apisada Rueangket^{2*}

Received: 26 March 2026

Revised: 14 June 2026

Accepted: 16 June 2026

ABSTRACT

Background and Objectives: Natural forests are dynamic ecosystems in which the structure and composition of plant communities continuously change through the process of natural regeneration. This regeneration process is an important ecological mechanism that maintains forest structure, species composition, and plant diversity over long periods of time. The seedling stage represents a critical phase in the life cycle of forest plants because seedlings must cope with intense competition and environmental filtering, which influence germination, growth, and survival. This process is particularly important in ecosystems with specific environmental characteristics, such as montane forests, which generally occur at elevations higher than 1,000 meters above mean sea level and are characterized by cool and humid conditions as well as dense forest canopies that limit light penetration to the forest floor. As a result, many plant species exhibit shade-tolerant characteristics. However, disturbances such as the fall or death of large trees can create forest gaps, which alter local environmental conditions, including light intensity, temperature, and humidity. These environmental differences influence seed germination and seedling establishment. Light-demanding species generally exhibit higher recruitment and growth rates in forest gap areas, whereas shade-tolerant species are better able to establish and survive under low-light conditions beneath the crown canopy. In addition, variations in light intensity and temperature also affect seedling mortality rates, reflecting the adaptive capacity of each species under different environmental conditions. However, quantitative information on the relationships between light intensity and temperature and the recruitment and mortality rates of seedlings in montane forest remain limited. Therefore, this study aims to: 1) compare light intensity and temperature between forest gap areas and crown canopy areas; 2) examine the recruitment and mortality rates of different seedling species in both habitat types; and 3) analyze the relationship between light intensity and seedling recruitment rates in both habitat types during 2013 - 2015. This study is expected to enhance the understanding of some role of environmental factors in natural regeneration processes of plant communities in a lower montane forest at Huai Kog Ma watershed, Doi Suthep–Pui National Park, Chiang Mai Province.

Methodology: The study was conducted in a 16-hectare permanent plot measuring 400×400 meters located within Doi Suthep–Pui National Park, Chiang Mai Province. Two types of forest environments were investigated: forest gap areas and areas under crown canopy. Nine sampling locations were selected for each type of environment, resulting in a total of 18 study locations. At each location, five seedling subplots measuring 1×1 meter were established, giving a total of 90 seedling plots. All seedlings occurring within each subplot were tagged and identified to species level. Each seedling was assigned an identification number in order to monitor its survival and recruitment over time. Field observations were conducted monthly from August 2012 to December 2015. During each monitoring period, newly recruited seedlings and dead seedlings were recorded. The collected data were then analyzed to calculate seedling species diversity, seedling density, recruitment rates, and mortality rates in both forest gap areas and crown canopies. The relationships between environmental factors and seedling recruitment were examined in both gap and crown canopy using Spearman’s rank correlation in R.

Main Results: A total of 105 seedling species belonging to 80 genera and 48 families were recorded during the study period, with an overall seedling density of 293,222 individuals. ha^{-1} . Most seedlings belonged to the families Fagaceae and Lauraceae, which are dominant components of montane forests in northern Thailand. When the two habitat types were considered separately, 77 species representing 62 genera and 39 families were recorded in forest gap areas, whereas 70 species representing 53 genera and 36 families were found under the forest canopy. In both environments, *Castanopsis acuminatissima* were the most abundant species, with seedling densities of 210,000 and 136,444 individuals. ha^{-1} under forest gap and crown canopy conditions, respectively. Seedling recruitment and mortality in both forest gap and under crown canopies varied among years and also showed seasonal variation. The highest seedling recruitment was observed during the late rainy season to the early dry season, indicating that favorable moisture conditions during the rainy season may enhance seed germination and early seedling establishment. In contrast, seedling mortality occurred intermittently throughout the study period and remained lower than recruitment overall. When focusing on species with more than 10 individuals recorded between 2013 and 2015, a total of 11 species were analyzed. The results showed that recruitment and mortality rates differed among species. Seedlings in the family Fagaceae, including *Castanopsis acuminatissima* and *Castanopsis tribuloides* were found in both forest gaps and crown canopies, indicating that these species are able to establish under a wide range of light intensity. For species in the family Lauraceae, including *Litsea martabanica* and *Persea gamblei*, seedling recruitment occurred more frequently under the forest canopy than in forest gaps, reflecting the shade-tolerant characteristics of these species. In contrast, *Cinnamomum iners* seedlings were found only in forest gap areas, suggesting that this species requires higher light availability for successful establishment.

The relationships between light intensity and seedling recruitment and mortality of all 11 species did not differ significantly between forest gap and under crown canopy conditions ($p > 0.05$). However, *Castanopsis acuminatissima*, *Castanopsis tribuloides* and *Syzygium tetragonum* showed a tendency to occur under lower light conditions, whereas *Macaranga indica* and *Memecylon plebejum* tended to be associated with higher light intensities.

Conclusion: Seedling recruitment and mortality rates varied among species which related to the ecological niches, in particular species light demanding. Differences in light availability between under gap and crown canopy had influenced seedling establishments in montane evergreen forest. The formation of canopy gaps therefore play an important role in natural regeneration processes and contributes to the maintenance of plant diversity and forest dynamics in tropical forest ecosystems.

Keywords: Forest gap; montane forest; forest dynamics

¹ Forest Resource Management Office No.7 (Khonkaen), Royal Forest Department, Khonkaen 40000, Thailand

² School of Agriculture and Cooperatives, Sukhothai Thammathirat Open University, Nonthaburi 11120, Thailand

* **Corresponding author:** apisada.rue@stou.ac.th

<https://doi.org/10.34044/tferj.2026.10.1.6653>

คำนำ (Introduction)

ป่าธรรมชาติเป็นระบบนิเวศที่มีพลวัตของโครงสร้างพรรณไม้เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องผ่านกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติ (Natural regeneration) ซึ่งมีบทบาทสำคัญต่อการคงอยู่ของโครงสร้างป่าและความหลากหลายของชนิดไม้ในระยะยาว ระยะกล้าไม้ถือเป็นช่วงสำคัญของวงจรชีวิตพรรณไม้ เนื่องจากเป็นระยะที่มีการแข่งขันและการคัดเลือกโดยปัจจัยแวดล้อมสูง ส่งผลให้การงอก การเจริญเติบโต และการอยู่รอดของกล้าไม้มีความแตกต่างกันไปตามชนิดไม้และสภาพแวดล้อม (Swaine & Whitmore, 1988; Whitmore, 1989; Liu, 2025)

ป่าดิบเขา (Montane evergreen forest) โดยทั่วไปพบกระจายในพื้นที่ความสูงมากกว่า 1,000 เมตร จากระดับน้ำทะเล โดยมีสภาพภูมิอากาศที่ค่อนข้างชื้นและเย็น โครงสร้างของป่าดิบเขามักมีเรือนยอดหนาแน่น (Ruangpanit, 2005; Marod & Kutintara, 2009) ทำให้แสงที่ส่องถึงพื้นป่ามีค่อนข้างจำกัด ส่งผลให้พรรณไม้จำนวนมากในระบบนิเวศนี้มีลักษณะทนร่มและตั้งตัวได้ดีภายใต้สภาพแสงต่ำได้เรือนยอดป่า อย่างไรก็ตาม การล้มตายของไม้ใหญ่หรือการรบกวนตามธรรมชาติสามารถก่อให้เกิดช่องว่างระหว่างเรือนยอด (Forest gap) ซึ่งทำให้บริเวณดังกล่าวมีความเข้มแสง และอุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้น จึงทำให้เกิดความแตกต่างของสภาพแสง อุณหภูมิ และความชื้นระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด (Brokaw, 1985; Whitmore, 1989)

การเพิ่มขึ้นของความเข้มแสงในบริเวณช่องว่างเรือนยอดป่า ช่วยกระตุ้นการงอกของ

เมล็ดและการตั้งตัวของกล้าไม้ โดยเฉพาะกลุ่มไม้เบิกนำ (Pioneer species) ที่มีความต้องการแสงสูง เช่น เต่าเลื่อม (*Macaranga indica*) เมียดต้น (*Litsea martabanica*) ปลา ย สาน (*Eurya acuminata*) และ เห มื อ ด จี ด ง (*Memecylon plebejum*) เป็นต้น ขณะที่ชนิดไม้ทนร่มสามารถอยู่รอดได้ดีในสภาพแสงต่ำได้เรือนยอด (Swaine & Whitmore, 1988) นอกจากนี้ ความแปรผันของความเข้มแสงและอุณหภูมิยังส่งผลต่ออัตราการตายของกล้าไม้ สะท้อนให้เห็นถึงความสามารถในการปรับตัวของพรรณไม้แต่ละชนิดภายใต้สภาพแวดล้อมที่แตกต่างกัน (Du *et al.*, 2007; Xue *et al.*, 2023)

งานวิจัยที่ผ่านมาแสดงให้เห็นว่า ป่าดิบเขาระดับต่ำในอุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุยมีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ ทั้งในด้านพลวัตป่า การเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบชนิดไม้ และการสืบต่อพันธุ์ของพรรณไม้ ซึ่งล้วนเชื่อมโยงกับการเกิดและการอยู่รอดของกล้าไม้ (Thinkampheang *et al.*, 2024; Rueangket *et al.*, 2025; Marod *et al.*, 2025) การศึกษาพลวัตของกล้าไม้บริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดในป่าดิบเขาระดับต่ำ จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งเพื่ออธิบายผลของสภาพแวดล้อมท้องถิ่นต่อการตั้งตัว การเจริญเติบโต และการอยู่รอดของกล้าไม้ ซึ่งเป็นข้อมูลพื้นฐานสำคัญต่อการคาดการณ์การเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างป่าในอนาคต ดังนั้นวัตถุประสงค์การศึกษาครั้งนี้ คือ 1) เพื่อเปรียบเทียบปัจจัยแวดล้อมด้านความเข้มแสงและอุณหภูมิระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด 2) เพื่อศึกษาอัตราการเกิดและการตาย

ของกล้าไม้ระหว่างพื้นที่ และ 3) เพื่อต้องการทราบบทบาทของปัจจัยแวดล้อมบางประการต่อการเติบโตพันธุ์ของพืชในป่าดิบเขาระดับต่ำ โดยการตรวจสอบความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดกล้าไม้ระหว่างสองพื้นที่ (ช่วงปี พ.ศ. 2556-2558) องค์ความรู้ที่ได้จะนำไปประยุกต์ใช้เพื่อคัดเลือกชนิดพืชที่เหมาะสมต่อการฟื้นฟูระบบนิเวศป่าดิบเขาของประเทศต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

ใช้พื้นที่แปลงถาวรป่าดิบเขาระดับต่ำ (Lower montane forest permanent plot, LMFP) ขนาด 16 เฮกแตร์ (18° 54' N–98° 54' E) ที่สร้างไว้บริเวณลุ่มน้ำห้วยคอกม้า เขตสงวนชีวมณฑลแม่สา-คอกม้า อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่ มีความสูง 1,250-1,540 เมตร (Marod *et al.*, 2022) ในช่วงฤดูฝน (พฤษภาคม–ตุลาคม) มีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ย 335.2 มิลลิเมตร และอุณหภูมิระหว่าง 18.93–21.79 องศาเซลเซียส

และในช่วงฤดูแล้ง (พฤศจิกายน – เมษายน) มีปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยต่ำสุด 10 มิลลิเมตร และมีอุณหภูมิเฉลี่ย 14.79–22.35 องศาเซลเซียส (Glomvinya *et al.*, 2016)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

2.1 คัดเลือกพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด (Gap canopy) และพื้นที่ใต้เรือนยอด (Under crown canopy) พื้นที่ละ 9 จุด (รวม 18 จุด) พื้นที่ช่องว่างเรือนยอดต้องมีร่องรอยไม้ล้มเกิดเป็นช่องว่างและแสงส่องลงสู่พื้นป่าค่อนข้างสูง มีขนาดพื้นที่เฉลี่ย 700 ± 269.26 ตารางเมตร (Table 1) ในแต่ละจุดวางแปลงตัวอย่างกล้าไม้ ขนาด 1 x 1 เมตร จำนวน 5 แปลง รวมทั้งหมด 90 แปลงตัวอย่าง (Figure 1)

2.2 ติดตั้งเครื่องมือ Hobo Data Loggers ทุกจุดสำรวจ เพื่อตรวจวัดภูมิอากาศท้องถิ่น (อุณหภูมิและความเข้มแสง) เก็บข้อมูลรายชั่วโมง ตั้งแต่สิงหาคม พ.ศ.2555 ถึง ธันวาคม พ.ศ. 2558 และนำค่ามาเฉลี่ยเป็นรายเดือนสำหรับวิเคราะห์ร่วมกับอัตราการเกิดและตายของกล้าไม้

Table 1 Selected forest gap sizes in the lower montane forest permanent plot (LMFP).

Sampling point	Area (m ²)	Vegetation cover
1	1000	M
2	1000	M
3	1000	G
4	900	G
5	600	G
6	500	G
7	500	G
8	400	G
9	400	G
Mean	700 ± 269.26	

Remarks: M = coverage by wild banana (*Musa acuminanta*), G = forest gap

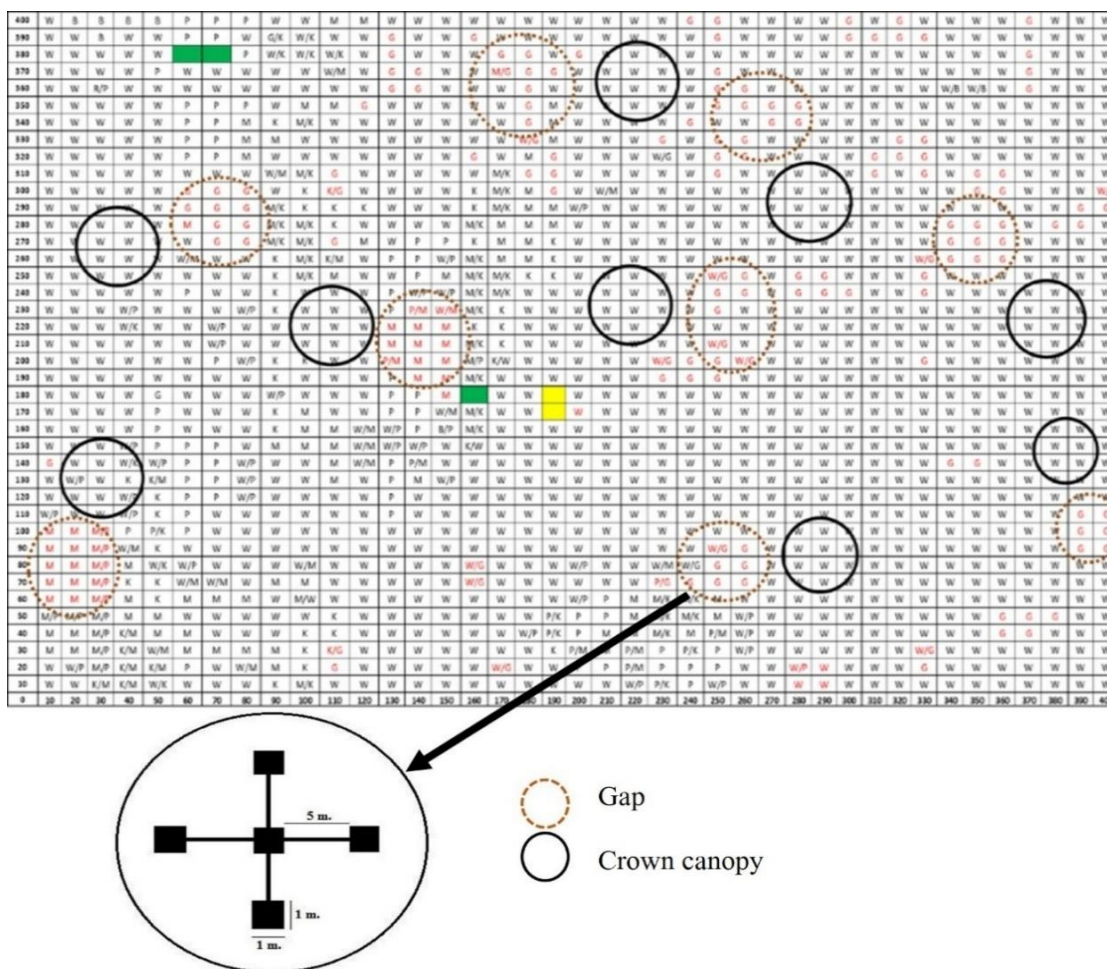


Figure 1 Map of vegetation cover and the layout of seedling sampling plots under gap and crown canopy in the permanent plot. Abbreviate shown vegetation covers; (W) woody, (P) palm, (M) wild banana, (B) bamboo cover, (K) *Calathea*, and (G) gap, respectively.

2.3 สำรวจกล้าไม้ในแปลงตัวอย่างตั้งแต่เริ่มมีใบงอกจากเมล็ด ทำการติดหมายเลขกล้าไม้ทุกต้น จำแนกชนิด พร้อมติดตามการเกิดและการรอดตายของกล้าไม้ทุก ๆ เดือน ตั้งแต่เดือนสิงหาคม พ.ศ.2555 ถึง เดือนธันวาคม พ.ศ. 2558

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

3.1 ทดสอบความแตกต่างของปัจจัยสิ่งแวดล้อม (อุณหภูมิและความเข้มแสงเฉลี่ยรายวัน) ระหว่างพื้นที่ได้ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด ด้วยสถิติ t-test ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ($p < 0.05$) โดยใช้โปรแกรม R (R Core

Team, 2025) เพื่อคัดเลือกปัจจัยแวดล้อมที่แสดงความแตกต่างระหว่างพื้นที่ และนำไปวิเคราะห์ความสัมพันธ์กับการเกิดกล้าไม้ในข้อ 3.3

3.2 คำนวณความหลากหลาย โดยใช้สมการ Shannon-Weiner (Marod & Kutintara, 2009) ส่วนอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ตามสูตรของ Lieberman & Lieberman (1987) ดังนี้

ความหลากหลาย (Species diversity)

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i) \ln (p_i)$$

เมื่อ H' = ค่าดัชนีความหลากหลายชนิดของ Shannon-Wiener

S = จำนวนชนิดทุกชนิดในสังคมพืช

p_i = สัดส่วนของจำนวนชนิดที่ i ต่อผลรวมของจำนวนทั้งหมดทุกชนิดในสังคมพืช เมื่อ $i = 1, 2, 3, \dots, S$

อัตราการเกิด (R , %)

$$R = 100 \left[\frac{(\ln Nt - \ln St)}{t} \right]$$

เมื่อ Nt = จำนวนต้นไม้ที่เพิ่มขึ้นเมื่อทำการสำรวจใหม่ในช่วงเวลานั้น

St = จำนวนต้นไม้เมื่อเริ่มสำรวจ

t = จำนวนระยะเวลาที่ทำการวัดซ้ำ

\ln = Natural log หรือ มีค่าเท่ากับ 0.3010

อัตราการตาย (M , %)

$$M = 100 \left[\frac{(\ln No - \ln Ni)}{t} \right]$$

เมื่อ No = จำนวนต้นไม้เริ่มดำเนินสำรวจ

Ni = จำนวนต้นไม้ที่รอดตายเมื่อสำรวจซ้ำ

t = จำนวนระยะเวลาที่ทำการวัดซ้ำ

\ln = Natural log หรือ ล็อกฐานสอง

มีค่าเท่ากับ 0.3010

จากนั้นคัดเลือกชนิดกล้าไม้สำหรับการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ในขั้นตอนถัดไป โดยพิจารณาเฉพาะชนิดกล้าไม้ที่สำรวจพบมากกว่า 10 ต้น ตลอดช่วงการศึกษาระหว่างปี พ.ศ. 2556 - 2558 เพื่อให้มีจำนวนข้อมูลเพียงพอสำหรับการวิเคราะห์ทางสถิติ ผลการคัดเลือกพบกล้าไม้จำนวน 11 ชนิด ได้แก่ ก่อเดือย ก่อใบเลื่อม นวลหว้าลิง หว่าหิน, อินทวา เต่าเลื่อม เมียดต้น หมือดจืด เขียด และหมือดคนตัวผู้ ซึ่งนำไปใช้ในการวิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างการเกิดของกล้าไม้กับความเข้มแสงในขั้นตอนต่อไป

3.3 วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับการเกิดของกล้าไม้ ในพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอด และได้เรือนยอด ด้วยสถิติ Spearman's rank correlation โดยใช้โปรแกรม R (R Core Team, 2025) โดยเลือกวิเคราะห์เฉพาะปัจจัยแวดล้อมที่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างพื้นที่ ในที่นี้ใช้ปัจจัยความเข้มแสง เนื่องจากมีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) ระหว่างพื้นที่ภายหลังการทดสอบขณะที่อุณหภูมิไม่พบความแตกต่างทางสถิติ จึงไม่นำมาวิเคราะห์ในขั้นตอนนี้

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. ปัจจัยแวดล้อมในพื้นที่ศึกษา

ผลการทดสอบความแตกต่างของปัจจัยแวดล้อมระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและพื้นที่ใต้เรือนยอด มีรายละเอียด ดังนี้

1.1 อุณหภูมิ อุณหภูมิเฉลี่ยรายวันระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดในช่วงปี พ.ศ. 2556–2558 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.82$ และ $p = 0.50$ ตามลำดับ) โดยมีค่าใกล้เคียงกันที่ 19.64 ± 2.45 และ 19.48 ± 2.35 องศาเซลเซียส ตามลำดับ อุณหภูมิต่ำสุดพบในเดือนธันวาคม พ.ศ. 2556 และสูงสุดในเดือนเมษายน พ.ศ. 2558 ในทั้งสองพื้นที่ อย่างไรก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบระหว่างช่วงฤดูฝน (พฤษภาคม – ตุลาคม) และช่วงฤดูแล้ง (พฤศจิกายน – เมษายน) ภายในพื้นที่เดียวกันพบว่าอุณหภูมิเฉลี่ยรายวันแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.0001$) กล่าวคือ ในช่วงฤดูแล้งของทั้งสองพื้นที่ที่มีอุณหภูมิต่ำกว่าช่วงฤดูฝน โดยบริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด

อุณหภูมิเฉลี่ยในช่วงฤดูแล้งเท่ากับ 19.14 ± 3.35 และ 18.93 ± 3.21 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ส่วนช่วงฤดูฝนเท่ากับ 20.42 ± 1.37 และ 20.26 ± 1.33 องศาเซลเซียส ตามลำดับ

อุณหภูมิบริเวณพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แม้ว่าบริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอดจะมีแนวโน้มอุณหภูมิเฉลี่ยสูงกว่าเล็กน้อย โดยทั่วไปแล้ว ช่องว่างระหว่างเรือนยอดสามารถทำให้สภาพภูมิอากาศระดับจุลภาค (Microclimate) ภายในป่าเปลี่ยนแปลงได้ เนื่องจากการเปิดของเรือนยอดทำให้รังสีดวงอาทิตย์ส่องถึงพื้นป่าเพิ่มขึ้น ส่งผลให้อุณหภูมิและความชื้นแสงในบริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอดสูงกว่าพื้นที่ใต้เรือนยอด (Asanok *et al.* 2017; De Frenne *et al.*, 2021) อย่างไรก็ตาม ในการศึกษาครั้งนี้แม้ช่องว่างระหว่างเรือนยอดจะมีขนาดค่อนข้างใหญ่ แต่อุณหภูมิยังคงใกล้เคียงกับพื้นที่ใต้เรือนยอด อาจเนื่องจากในระหว่างช่วงที่ศึกษา พบว่า แม้ขนาดของช่องว่างระหว่างเรือนยอดจะไม่ได้เล็กลงอย่างเห็นได้ชัด แต่พบการฟื้นตัวของพรรณไม้ภายในช่องว่างระหว่างเรือนยอดโดยเฉพาะชนิดไม้เบิกนำที่เจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็ว ได้แก่ เต่าเลื่อม เมียดต้น หมือดจืดง หว่าลิง และหว่าหิน รวมถึงชนิดไม้ดั้งเดิม เช่น ก่อใบเลื่อม และก่อเดือย สอดคล้องกับการศึกษาของ Stickley & Fraterrigo (2021) พบว่า การปกคลุมของพืชชั้นล่างมีส่วนช่วยลดอุณหภูมิบริเวณช่องว่างเรือนยอด โดยช่วยลดการสะสมความร้อนบริเวณพื้นป่า นอกจากนี้ พื้นที่ศึกษาตั้งอยู่ในป่าดิบเขาที่มีระดับความสูงมากกว่า 1,000 เมตรจากระดับน้ำทะเล

ซึ่งโดยทั่วไปมีอุณหภูมิก่อนข้างต่ำและมีสภาพภูมิอากาศค่อนข้างหนาวเย็นตลอดทั้งปีรวมทั้งมีหมอกปกคลุม ส่งผลให้ความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและพื้นที่ใต้เรือนยอดไม่เด่นชัดมากนัก สอดคล้องกับรายงานของ Lawton (1990) ที่กล่าวว่า ป่าที่ได้รับอิทธิพลของเมฆและหมอกอย่างต่อเนื่องทำให้สภาพแวดล้อมมีความชื้นสูงจึงส่งผลให้อุณหภูมิระหว่างบริเวณช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดมีความแตกต่างกันน้อยมาก

1.2 ความชื้นแสง ความชื้นแสงเฉลี่ยรายวันระหว่างพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด มีความแปรผันตลอดระยะเวลาศึกษา และมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.001$) โดยพบว่าภายใต้พื้นที่ช่องว่างเรือนยอดมีค่าความชื้นแสงเฉลี่ยสูงกว่าใต้เรือนยอด ($7,918 \pm 5131.044$ และ $4,277.50 \pm 2353.76$ ลักซ์ ตามลำดับ) ความชื้นแสงในพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอดมีค่าสูงสุดในเดือนมีนาคม พ.ศ. 2556 และต่ำสุดในเดือนมกราคม พ.ศ. 2558 มีค่าเท่ากับ 28,193.94 และ 321.68 ลักซ์ ตามลำดับ ในขณะที่ภายใต้เรือนยอดมีความชื้นแสงเฉลี่ยรายวันสูงสุดอยู่ในเดือนมีนาคม พ.ศ. 2558 และต่ำสุดในเดือนมกราคม พ.ศ. 2558 มีค่าเท่ากับ 15,750.12 และ 282.90 ลักซ์ ตามลำดับ ความชื้นแสงมีแนวโน้มลดลงในปี พ.ศ. 2557 และ 2558 ทั้งภายใต้เรือนยอดและช่องว่างระหว่างเรือนยอด (Figure 2) บริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอดมีค่าความชื้นแสงสูงกว่าพื้นที่ใต้เรือนยอดอย่างชัดเจน เนื่องจากการเปิดของเรือนยอดทำให้รังสีดวงอาทิตย์สามารถส่องผ่านลงสู่พื้นป่าได้มากขึ้น จึงมีความชื้นแสงสูงกว่าบริเวณที่มีเรือนยอดปก

คลุม และมีบทบาทสำคัญต่อสภาพแวดล้อมของ การงอกและการเจริญเติบโตของพรรณไม้ (Brokaw, 1985; Montgomery & Chazdon, 2001) นอกจากนี้ แนวโน้มการลดลงของความเข้มแสง

Light intensity (Lux)

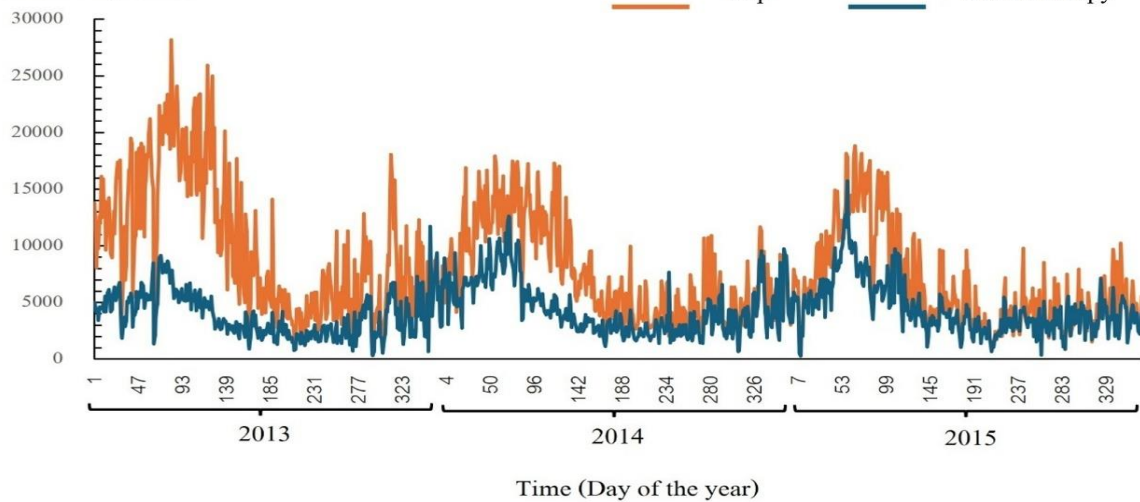


Figure 2 Daily mean light intensity (Lux) during 2013 – 2015 at lower montane forest permanent plot, Huai Kog Ma watershed, Chiang Mai province.

อย่างไรก็ตาม การศึกษาครั้งนี้ไม่ได้เก็บ ข้อมูลการเปลี่ยนแปลงขนาดช่องว่างระหว่าง เรือนยอดหรือระดับการปกคลุมของเรือนยอด โดยตรง จึงไม่สามารถยืนยันได้ว่าการลดลงของ ความเข้มแสงเกิดจากกระบวนการปิดช่องว่าง เรือนยอด (Gap closure) หรือการเติบโตของ พรรณไม้ภายในช่องว่างโดยตรง ทั้งนี้ Asanok *et al.* (2017) รายงานว่าสังคมพืชที่เรือนยอดเปิด หรือขาดความต่อเนื่องบริเวณพื้นล่างป่าจะได้รับ แสงสว่างมากกว่าป่าที่มีเรือนยอดปิด เนื่องจาก เรือนยอดที่แน่นทึบบดบังแสงส่องจากดวง อาทิตย์ก่อให้เกิดร่มเงาบริเวณพื้นล่างป่ามากขึ้น

2. ความหลากหลายและความหนาแน่นกล้าไม้

ผลการศึกษาความหลากหลายกล้าไม้ ระหว่างปี พ.ศ. 2555 – 2558 พบกล้าไม้จำนวน 105 ชนิด 80 สกุล 48 วงศ์ มีความหนาแน่นกล้า

ในช่วงปี พ.ศ. 2557–2558 อาจสะท้อนถึงการ เปลี่ยนแปลงของโครงสร้างพรรณพืชภายในและ บริเวณโดยรอบช่องว่างระหว่างเรือนยอด ซึ่งอาจ ส่งผลให้ปริมาณแสงที่ส่องถึงพื้นป่าลดลง

ไม้ทั้งหมด 293,222 ต้นต่อเฮกแตร์โดยพบกล้าไม้ ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และวงศ์อบเชย (Lauraceae) มากที่สุด คือ วงศ์ละ 10 ชนิด รองลงมา คือ วงศ์ เปกล้า (Euphorbiaceae) และวงศ์ส้ม (Rutaceae) วงศ์ละ 7 ชนิด (Figure 3) เมื่อพิจารณาแยกแต่ละ พื้นที่ พบว่าพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอด มี จำนวนชนิดไม้สูงกว่าพื้นที่ใต้เรือนยอด พบกล้า ไม้ 77 ชนิด 62 สกุล 39 วงศ์ โดยกล้าก่อเดี่ยว (*Castanopsis acuminatissima*) มีความหนาแน่น มากสุด (210,000 ต้นต่อเฮกแตร์) รองลงมาคือ หว่าลิง (*Syzygium tetragonum*) ก่อใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) เมียดต้น (*Litsea martabarnica*) เห มี อ ค จี ค ง (*Memecylon plebejum*) เชียด (*Cinnamomum iners*) เต้าเลื่อม (*Macaranga indica*) อินทวา (*Persea gamblei*) เหมีอดคนตัวผู้ (*Helicia nilagirica*) และนวล (*Garcinia merguensis*) มีค่าความหนาแน่นเท่ากับ

9,556, 6,222, 5,556, 2,889, 2,222, 2,222, 2,222, 1,778 และ 1,556 ต้นต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ ส่วนพื้นที่ใต้เรือนยอด พบกล้าไม้ 70 ชนิด 53 สกุล 36 วงศ์ กล้าไม้ก่อเดี่ยว มีความหนาแน่นมากที่สุด (136,444 ต้นต่อเฮกเตอร์) รองลงมาคือ มะมือ (*Choerospondias axillaris*) หว่าลิ้ง เมียงผี

(*Pyrenaria diospyricarpa*) หว่าหิน (*Syzgium pyrifolium*) ก่อใบเลื่อม นวล เมียดต้น อินทวา และเหมือดคนตัวผู้ มีค่าความหนาแน่นเท่ากับ 15,111, 14,000, 9,778, 8,889, 6,667, 6,000, 4,889, 2,222 และ 2,000 ต้นต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ

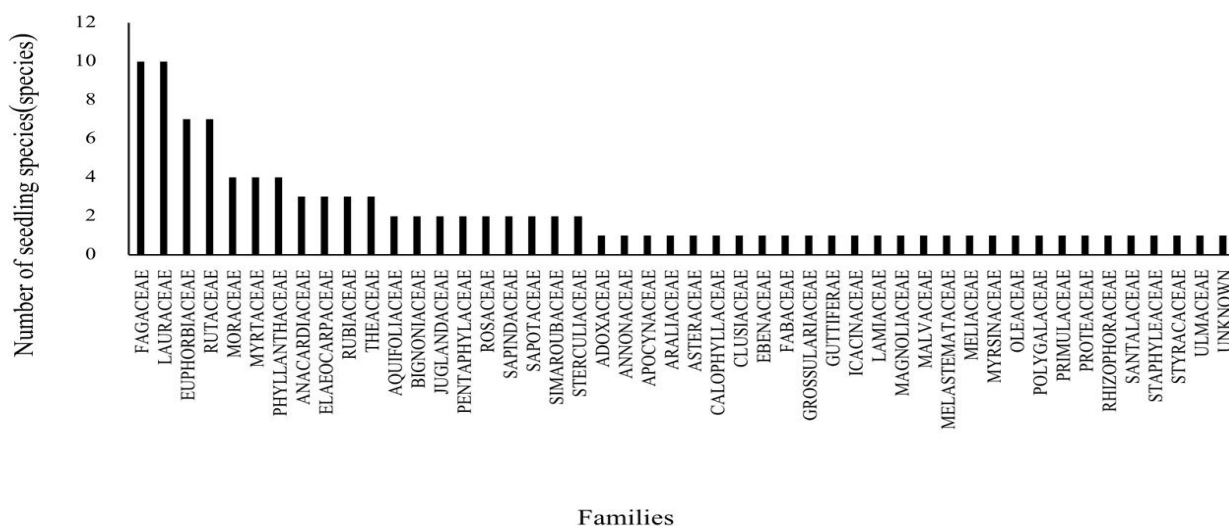


Figure 3 Number of seedling species in lower montane forest permanent plot, Huai Kog Ma watershed.

การพบชนิดกล้าไม้ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และวงศ์อบเชย (Lauraceae) มากทั้งพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอดและพื้นที่ใต้เรือนยอด เนื่องจากเป็นวงศ์ที่สำคัญและเป็นวงศ์เด่นของป่าดิบเขาในประเทศไทย (Santisuk, 1988; Rueangrua, 2009; Lumsonjitt *et al.*, 2021; Marod *et al.*, 2022) ซึ่งในพื้นที่ศึกษามีรายงานของ Marod *et al.* (2022) ระบุว่า ก่อเดี่ยว มีค่าดัชนีความสำคัญสูงสุด ขณะที่ความหนาแน่นของต้นไม้และพื้นที่หน้าตัดไม้ ในวงศ์ Fagaceae มีค่าสูงสุด (186.31 ต้นต่อเฮกเตอร์ และ 9.69 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ) ส่วนไม้ในวงศ์ Lauraceae มีความหนาแน่น และพื้นที่หน้าตัด รองลงมา (92.69 ต้นต่อเฮกเตอร์ และ 4.11 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ) ในพื้นที่จึงมีแม่ไม้ทั้งสองวงศ์ผลิตเมล็ดเป็นจำนวนมาก

2. อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้

ผลการศึกษาพบว่า การเกิดของกล้าไม้มีความผันแปรระหว่างช่วงเวลา โดยในปีแรกพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอดมีความหนาแน่นของกล้าไม้ 669.83 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (พื้นที่แปลงศึกษา) สูงกว่าพื้นที่ใต้เรือนยอด ซึ่งมีความหนาแน่นเฉลี่ยของกล้าไม้ 604.50 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร ขณะที่ในปีที่สองมีแนวโน้มในทิศทางตรงกันข้าม โดยความหนาแน่นของกล้าไม้ใต้เรือนยอดมีค่าใกล้เคียงหรือสูงกว่าในช่วงเวลา (ความหนาแน่นเฉลี่ยกล้าไม้ มีค่าเท่ากับ 999.83 และ 949 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร ตามลำดับ) ในภาพรวมความหนาแน่นกล้าไม้มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตลอดช่วงการศึกษา (Figure 4)

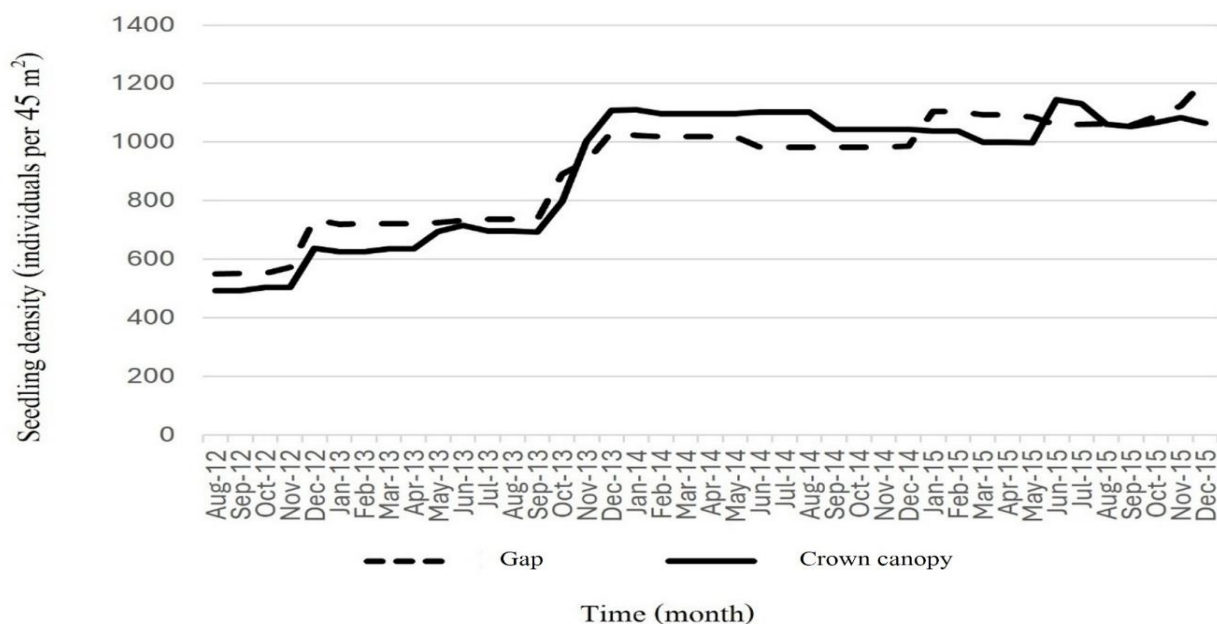


Figure 4 Seedling density during 2012–2015 in lower montane forest permanent plot, Huai Kog Ma watershed.

ความผันแปรของการเกิดกล้าไม้ สะท้อนถึงการเปลี่ยนแปลง โครงสร้างเรือนยอดในพื้นที่ศึกษา โดยการล้มตายของไม้ใหญ่บางส่วนทำให้พื้นที่ใต้เรือนยอดเดิมกลายเป็นพื้นที่เปิดโล่ง ในการศึกษาครั้งนี้พบพื้นที่เปิดโล่งหรือพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอดมีขนาดพื้นที่เฉลี่ย 700 ± 269.26 ตารางเมตร ส่งผลให้ปริมาณแสงเพิ่มขึ้นและเอื้อต่อการงอกและการตั้งตัวของกล้าไม้ กลไกดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิดพลวัตของช่องว่างระหว่างเรือนยอด (Gap dynamics) ซึ่งมีบทบาทสำคัญต่อการฟื้นตัวและการทดแทนของพรรณไม้ในป่าธรรมชาติ (Denslow, 1987; Whitmore, 1989; Xue *et al.*, 2023) ทั้งนี้การเกิดช่องว่างเรือนยอดจัดเป็นการรบกวนตามธรรมชาติที่เกิดขึ้นเพียงชั่วคราว และสามารถฟื้นตัวได้เมื่อพรรณไม้โดยรอบและไม้รุ่นใหม่เจริญเติบโตเข้ามาปกคลุมพื้นที่เปิดโล่ง ส่งผลให้สภาพแวดล้อมภายในป่าค่อย ๆ กลับเข้าสู่สภาวะเดิม จากการศึกษาพบว่ากล้าไม้บางชนิด เช่น

ก่อเดือย ก่อใบเลื่อม เมียดต้น และนวล สามารถพบได้ทั้งพื้นที่ใต้เรือนยอดและช่องว่างเรือนยอด สอดคล้องรายงานของ Asanok *et al.* (2012) ที่ระบุว่า ก่อเดือย ถูกจัดเป็นชนิดไม้ทั่วไป (Generalist species) พบได้ทั้งในป่าปฐมภูมิ ป่าทุติยภูมิ และพื้นที่เปิดโล่ง แสดงถึงการมีช่วงความทนทานทางนิเวศวิทยา (Ecological amplitude) ที่กว้าง ส่วนก่อก่อใบเลื่อมเป็นชนิดไม้กึ่งเบิกนำ (late pioneer species) ที่ต้องการแสงระดับปานกลาง ในขณะที่เมียดต้น มีศักยภาพสูงในการแพร่กระจายและเข้ายึดครองพื้นที่รบกวนได้เร็ว จึงสามารถตั้งตัวได้ดีมากในพื้นที่เปิดโล่ง ดังนั้นชนิดไม้เหล่านี้ตั้งตัวสำเร็จในทั้งสองพื้นที่เป็นเพราะความสามารถในการปรับตัวเข้ากับสภาพปัจจัยแวดล้อมระดับจุลภาคที่แปรปรวนตามขอบป่าได้อย่างดีนั่นเอง

เมื่อพิจารณาการเกิดและตายของกล้าไม้ ร่วมกับช่วงเวลาและฤดูกาล (Figure 5) พบว่าการมีความผันแปรตามช่วงเวลา โดยการเกิดของกล้า

ไม่มีจำนวนสูงกว่าการตายของกล้าไม้ในหลายช่วงเวลาทั้งในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและพื้นที่ใต้เรือนยอด ในพื้นที่ช่องว่างระหว่างเรือนยอด (Figure 5A) พบการเกิดของกล้าไม้สูงสุด 191 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (ธันวาคม พ.ศ. 2555)

รองลงมา 160 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (ตุลาคม พ.ศ. 2556) และ 136 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (มกราคม พ.ศ. 2558) สำหรับการตายของกล้าไม้พบสูงสุด 71 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (พฤศจิกายน พ.ศ. 2556)

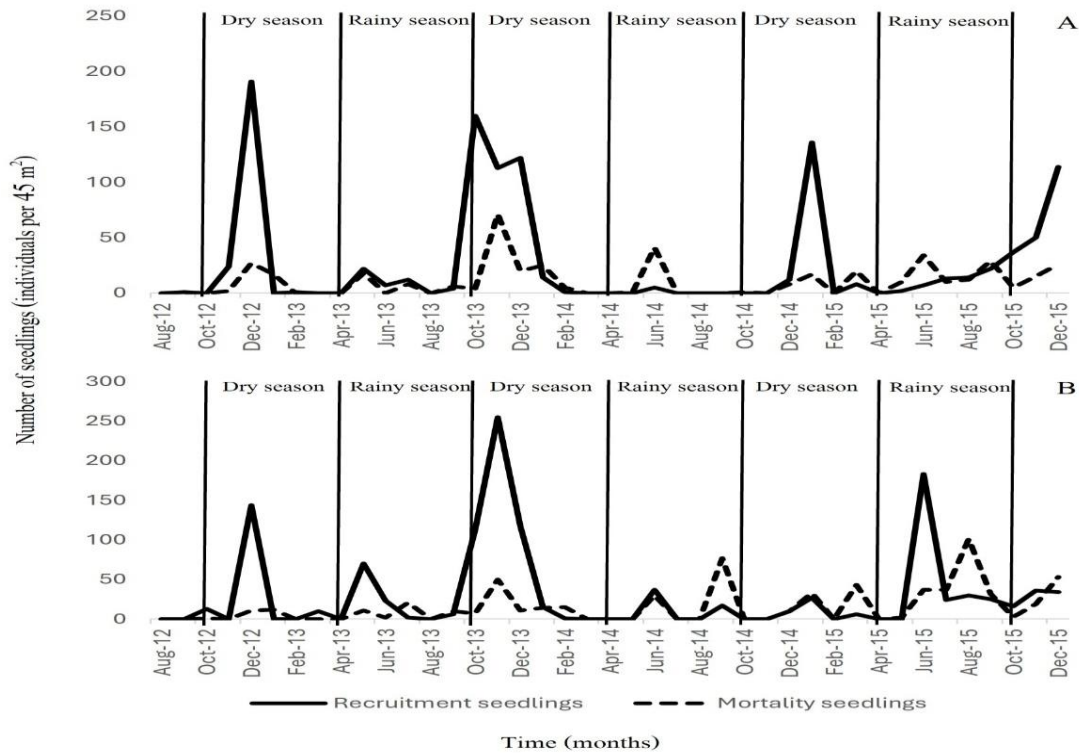


Figure 5 Number of seedling recruitment and mortality in A) gap canopy and B) crown canopy, respectively.

สำหรับพื้นที่ใต้เรือนยอด (Figure 5B) พบการเกิดของกล้าไม้สูงสุด 255 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (พฤศจิกายน พ.ศ. 2556) รองลงมา 183 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (มิถุนายน พ.ศ. 2558) และ 144 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (ธันวาคม พ.ศ. 2555) ขณะที่การตายของกล้าไม้มีค่าสูงสุดประมาณ 101 ต้นต่อพื้นที่ 45 ตารางเมตร (สิงหาคม พ.ศ. 2558) ในภาพรวมการเกิดของกล้าไม้มีเพิ่มสูงขึ้นในช่วงปลายฤดูฝนถึงต้นฤดูแล้ง ขณะที่การตายเกิดขึ้นเป็นช่วง ๆ และมีค่าน้อยกว่าการเกิดของกล้าไม้ตลอดช่วงเวลาที่ศึกษา

กล้าไม้ชนิดที่มีการเกิดใหม่ทั้งฤดูแล้งและฤดูฝน คือ ก่อใบเลื่อม เนื่องจากแม่ไม้มีการ

ออกดอกและติดผล 2 ช่วงฤดูกาล ในช่วงเดือนกรกฎาคม-ตุลาคม และ มกราคม (Rueangket, 2016) นอกจากนี้ พลวัตกล้าไม้ในปี พ.ศ. 2558 พบว่ากล้าไม้ในกลุ่มไม้ผลัดใบ เช่น มะมือ มิกกล้า ไม้งอกเป็นจำนวนมาก แต่ไม่สามารถตั้งตัวได้ ส่งผลให้มีการตายเป็นจำนวนมากในเดือนถัดมา ซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Marod *et al.* (2002) ที่รายงานว่าการงอกของกล้าไม้ในป่าธรรมชาติเกิดขึ้นเป็นช่วง ๆ ตามฤดูกาลของการผลิตเมล็ด และมีอัตราการตายสูงในระยะเริ่มต้นของการเติบโต โดยเฉพาะในฤดูแล้ง

เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ตลอดระยะเวลา 3 ปี (พ.ศ. 2555 –

พ.ศ. 2558) พบว่า อัตราการเกิดของกล้าไม้เฉลี่ยรายปีมีค่าสูงกว่าอัตราการตายเฉลี่ยรายปีทั้งในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด (ร้อยละ 2.50 ± 2.06 และ 1.18 ± 0.44 ต่อปี ตามลำดับ) และพื้นที่ใต้เรือนยอด (ร้อยละ 3.12 ± 2.64 และ 1.80 ± 0.92 ต่อปี ตามลำดับ) โดยเฉพาะก่อดอกและก่อบใบเลื่อม เนื่องจากเมล็ดสามารถงอกได้ภายใต้เรือนยอดของแม่ไม้ ส่งผลให้กล้าไม้มีการเกิดใหม่ได้ทั้งปี แต่เมื่อเข้าสู่ช่วงฤดูแล้งมีอัตราการตายเพิ่มขึ้น โดยก่อดอกมีอัตราการเกิดและการตายร้อยละ 3.40 และ 1.71 ต่อปี ตามลำดับ ส่วนก่อบใบเลื่อมมีค่าร้อยละ 2.81 และ 1.32 ต่อปี ตามลำดับ

เมื่อพิจารณาอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ที่มีจำนวนต้นมากกว่า 10 ต้น ระหว่างปี พ.ศ. 2556 - 2558 ทั้งหมด 11 ชนิด คือ ก่อดอก

(*Castanopsis acuminatissima*) ก่อบใบเลื่อม (*Castanopsis tribuloides*) หว่าลิง (*Syzygium tetragonum*) หว่าหิน (*Syzygium tetragonum*) นวล (*Garcinia merguensis*) อินทวา (*Persea gamblei*) เต้าเลื่อม (*Macaranga indica*) เมียดต้น (*Litsea martabarnica*) เหมีอดจืด (*Memecylon plebejum*) เขียด (*Cinnamomum iners*) และเหมีอดคนตัวผู้ (*Helicia nilagirica*) (Table 2) พบว่ากล้าไม้มีอัตราการเกิดในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดสูงกว่าใต้เรือนยอด แต่มีอัตราการตายในทิศทางตรงกันข้าม คือ ก่อบใบเลื่อม เขียด เหมีอดจืด หว่าลิง และหว่าหิน ส่วนกล้าไม้ที่มีอัตราการเกิดในพื้นที่เรือนยอดสูงกว่าช่องว่างเรือนยอด แต่มีอัตราการตายในทิศทางตรงกันข้าม คือ นวล เต้าเลื่อม ก่อดอก เมียดต้น อินทวา และเหมีอดคนตัวผู้

Table 2 Recruitment rate and mortality rate of dominant seedlings in gap and crown canopy during 2013 – 2015

Botanical Name	Family	Gap		Crown canopy	
		Recruitment rate (%.yr ⁻¹)	Mortality rate (%.yr ⁻¹)	Recruitment rate (%.yr ⁻¹)	Mortality rate (%.yr ⁻¹)
<i>Macaranga indica</i>	Euphorbiaceae	1.64	2.21	5.78	0.00
<i>Castanopsis acuminatissima</i>	Fagaceae	2.62	1.08	3.40	1.71
<i>Castanopsis tribuloides</i>	Fagaceae	5.58	1.47	2.81	1.32
<i>Garcinia merguensis</i>	Guttiferae	1.87	0.93	4.53	1.23
<i>Cinnamomum iners</i>	Lauraceae	1.81	1.84	0.00	0.00
<i>Litsea martabarnica</i>	Lauraceae	2.57	1.62	3.23	1.12
<i>Persea Gamblei</i>	Lauraceae	1.32	0.70	1.85	1.55
<i>Memecylon plebejum</i>	Melastomataceae	1.23	0.84	0.62	0.00
<i>Syzygium tetragonum</i>	Myrtaceae	3.50	0.38	1.42	0.74
<i>Syzygium claviflorum.</i>	Myrtaceae	2.24	1.31	0.89	1.59
<i>Helicia nilagirica</i>	Proteaceae	1.13	1.75	1.28	1.36
Average		2.50	1.18	3.12	1.80

ผลการศึกษาพบว่าเต้าเลื่อมมีอัตราการเกิดในพื้นที่ใต้เรือนยอด ($5.78\% \text{ yr}^{-1}$) สูงกว่าพื้นที่

ช่องว่างเรือนยอด ($1.64\% \text{ yr}^{-1}$) ขณะที่อัตราการตายในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด ($2.21\% \text{ yr}^{-1}$) สูงกว่า

พื้นที่ใต้เรือนยอด ซึ่งไม่สอดคล้องกับลักษณะทั่วไปของไม้เบิกนำที่มักตอบสนองต่อสภาพแสงสูง ทั้งนี้อาจสะท้อนว่าการเกิดและการรอดตายของกล้าไม้ในพื้นที่ศึกษาถูกกำหนดโดยหลายปัจจัยร่วมกัน นอกเหนือจากความเข้มแสง เช่น ความชื้นในดิน การแข่งขันกับพืชชนิดอื่น หรือสภาพแวดล้อมภายในพื้นที่ นอกจากนี้ การตอบสนองของกล้าไม้ต่อสภาพแสงอาจแตกต่างกันตามระยะการเติบโตและสภาพแวดล้อมเฉพาะของป่าดิบเขา จึงควรมีการศึกษาเพิ่มเติมเพื่ออธิบายกลไกที่มีผลต่อการเกิดและการรอดตายของกล้าไม้ในพื้นที่ดังกล่าว

ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ทั้ง 11 ชนิดในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและ ใต้เรือนยอด พบว่า

ในทุกชนิดกล้าไม้ ความสัมพันธ์ดังกล่าวไม่มีนัยสำคัญทางสถิติ ($p > 0.05$) ทั้งสองพื้นที่ (Table 3) แต่กล้าไม้บางชนิดมีแนวโน้มความสัมพันธ์ในเชิงลบระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิด คือ ก่อใบเลื่อม ก่อเดือย และหว้าลิง แสดงให้เห็นว่ากล้าไม้กลุ่มนี้มีแนวโน้มชอบพื้นที่ที่มีความเข้มแสงต่ำ หรือบริเวณใต้เรือนยอด ในขณะที่ เต่าเลื่อมและเหมือดจืด ชอบพื้นที่ที่มีความเข้มแสงสูง หรือบริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอด นอกจากนี้ยังพบกล้าไม้บางชนิดไม่สามารถคำนวณค่าสหสัมพันธ์ภายใต้พื้นที่เรือนยอดได้ (แสดงค่าเป็น NA) เนื่องจาก ไม่มีการเปลี่ยนแปลงของข้อมูลอัตราการเกิดและการตายในช่วงเวลาที่ศึกษา ส่งผลให้ไม่มีความแปรปรวนเพียงพอสำหรับการวิเคราะห์ข้อมูล

Table 3 Spearman's rank correlation coefficients (r,) between light intensity and seedling recruitment and mortality under gap and crown canopies.

Species	Gap				Crown canopy			
	Recruitment (r,)	p-value	Mortality (r,)	p-value	Recruitment (r,)	p-value	Mortality (r,)	p-value
<i>Castanopsis acuminatissima</i>	-0.231	0.176	-0.068	0.690	-0.066	0.702	-0.191	0.264
<i>Castanopsis tribuloides</i>	-0.099	0.563	-0.126	0.465	-0.013	0.937	-0.083	0.630
<i>Cinnamomum iners</i>	-0.146	0.396	-0.200	0.242	NA	NA	NA	NA
<i>Garcinia merguensis</i>	-0.135	0.431	0.140	0.416	0.104	0.548	-0.0205	0.905
<i>Helicia nilagirica</i>	-0.102	0.554	0.210	0.219	-0.044	0.796	0.061	0.723
<i>Litsea martabanica</i> (-0.027	0.873	0.012	0.945	-0.092	0.590	0.172	0.315
<i>Macaranga indica</i>	0.156	0.365	-0.109	0.526	-0.106	0.539	NA	NA
<i>Memecylon plebejum</i>	0.106	0.537	0.022	0.896	-0.171	0.319	NA	NA
<i>Persea Gamblei</i>	-0.049	0.775	0.106	0.539	-0.083	0.627	-0.081	0.635
<i>Syzygium claviflorum</i>	0.049	0.777	0.011	0.950	-0.212	0.215	-0.096	0.577
<i>Syzygium tetragonum</i>	-0.209	0.221	0.315	0.061	-0.104	0.548	-0.031	0.854

Remark: NA indicates that the correlation could not be computed due to lack of variation in the data.

กล้าไม้ที่มีการงอกและเจริญเติบโตได้ดีในพื้นที่ที่มีความเข้มแสงมาก เช่น บริเวณช่องว่าง

ระหว่างเรือนยอด มักเป็นชนิดเบิกนำ (Pioneer species) ส่วนกล้าไม้ที่สามารถงอกและ

เจริญเติบโตได้ดีในพื้นที่ที่มีความเข้มแสงน้อย ภายใต้เรือนยอด มักเป็นกลุ่มชนิดไม้ทนร่ม (Shade-tolerant species) ส่วนใหญ่เป็นชนิดไม้ท้องถิ่น (Native species) (Marod, 2012) ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า เต่าเลื่อม และเหมือดจืด มีลักษณะที่มีแนวโน้มเป็นไม้เบิกนำ สอดคล้องกับรายงานของ Elliott *et al.* (2013) ที่กล่าวว่าไม้ในสกุล *Macaranga* เป็นไม้เบิกนำและแนะนำให้นำไปใช้ในการฟื้นฟูป่าโดยเฉพาะพื้นที่ป่าดิบเขา ขณะที่ ก่อเดือย ก่อใบเลื่อม และหว้าลิง เป็นกล้าไม้ที่มีแนวโน้มเป็นไม้ทนร่ม อย่างไรก็ตามมีรายงานการศึกษาที่พบว่า ไม้วงศ์ก่อในสกุล *Castanopsis* สามารถงอกและตั้งตัวได้ในสภาพแสงต่ำและสภาพแสงที่เพิ่มขึ้นปานกลาง บริเวณช่องว่างระหว่างเรือนยอด สะท้อนถึงลักษณะทางนิเวศที่พบบ่อยในไม้เด่นของป่าดิบเขตร้อนที่จัดอยู่ในกลุ่มไม้ทนร่มแต่สามารถตอบสนองต่อช่องว่างของเรือนยอดได้ดี (Whitmore, 1989; Du *et al.*, 2007; Xue *et al.*, 2023; Witno *et al.*, 2024) ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาครั้งนี้ ส่วนชนิดไม้เขียว พบการเกิดของกล้าไม้เฉพาะในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด อาจสะท้อนว่าการงอกและการตั้งตัวของกล้าไม้ชนิดนี้ต้องการสภาพแสงที่ค่อนข้างสูง สอดคล้องกับรายงานของ Vandekerkhove *et al.* (1993) อย่างไรก็ตาม การที่ไม่พบความสัมพันธ์อย่างมีนัยสำคัญระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ แสดงให้เห็นว่าพลวัตกล้าไม้ในป่าดิบเขา อาจไม่ได้ถูกกำหนดโดยปัจจัยแสงเพียงอย่างเดียว สอดคล้องกับการศึกษาของ Sri-Ngernyuang *et al.* (2003) และ Noguchi *et al.* (2007) ที่รายงานว่า การกระจายตัวของ

พรรณไม้ในป่าดิบเขา มีความสัมพันธ์กับสภาพแวดล้อมในระดับจุลภาคและลักษณะภูมิประเทศ ดังนั้น การเกิดช่องว่างระหว่างเรือนยอด อาจเป็นเพียงหนึ่งในหลายปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการงอกเมล็ด การตั้งตัว และการรอดตายของกล้าไม้ในกระบวนการสืบต่อพันธุ์ตามธรรมชาติ

สรุป (Conclusion)

ความหลากหลายชนิดของกล้าไม้ในพื้นที่ศึกษา พบทั้งหมด 105 ชนิด 80 สกุล 48 วงศ์ ส่วนใหญ่เป็นกล้าไม้ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และวงศ์อบเชย (Lauraceae) ยพบชนิดกล้าไม้ในพื้นที่ใต้ช่องว่างเรือนยอดสูงกว่าใต้เรือนยอด โดยในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอด พบ 77 ชนิด 62 สกุล 39 วงศ์ ส่วนพื้นที่ใต้เรือนยอด พบ 70 ชนิด 53 สกุล 36 วงศ์ ทั้งสองพื้นที่ที่มีความหนาแน่นของกล้าก่อเดือยมากที่สุด (210,000 และ 136,444 ต้นต่อเฮกตาร์ ตามลำดับ) อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ทั้งในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด มีความผันแปรตามช่วงเวลาและฤดูกาลด้วย ช่วงปลายฤดูฝนถึงต้นฤดูแล้งพบการเกิดของกล้าไม้สูงที่สุด ขณะที่การตายของกล้าไม้เกิดขึ้นเป็นช่วง ๆ อย่างไรก็ตามมีอัตราตายน้อยกว่าการเกิดตลอดการศึกษา ส่วนความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มแสงกับอัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ ตัวอย่าง (จำนวน 11 ชนิด) พบว่าไม่มีนัยสำคัญทางสถิติของความสัมพันธ์ในระดับกล้าไม้ทุกชนิดทั้งในพื้นที่ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอด อย่างไรก็ตาม สามารถจำแนกได้ว่า ก่อเดือย ก่อใบเลื่อม และหว้าลิง มีแนวโน้มเป็นชนิดพืชที่ชอบความเข้มแสงน้อย ส่วนเต่าเลื่อม และเหมือดจืด เป็นชนิดพืชที่ต้องการแสงมาก

ดังนั้น ผลการศึกษาครั้งนี้ชี้ให้เห็นว่า อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ แสดงถึงความแตกต่างของลักษณะทางนิเวศและความต้องการแสงของพรรณไม้แต่ละชนิด โดยการเกิดช่องว่างระหว่างเรือนยอดมีบทบาทสูงต่อกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติของพรรณไม้ในระบบนิเวศป่าดิบเขา

เอกสารอ้างอิง (References)

- Asanok, L., D. Marod, A. Pattanavibool, T. Nakashizuka. 2012. Colonization of tree species along an interior-exterior gradient across the forest edge in a tropical montane forest, northwest Thailand. **Tropics** 21(3): 67-80. <https://doi.org/10.3759/tropics.21.67>
- Asanok, L., J. Kotkangphlu, S. Rodkongrai, D. Janduang, P. Ketdee & M. Kamsuk. 2017. The influencing of canopy gap and conspecific adult tree determined the characteristic of dominant species in Ban Se Pa La freshwater swamp forest, Umphang district, Tak province. **Thai Forest Ecological Research Journal** 1(1): 19-26 (in Thai).
- Brokaw, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology** 66(3): 682-687. <https://doi.org/10.2307/1940529>
- De Frenne, P., J. Lenoir, M. Luoto, B. R. Scheffers, F. Zellweger, J. Aalto, M. B. Ashcroft, D. M. Christiansen, G. Decocq, K. De Pauw, S. Govaert, C. Greiser, E. Gril, A. Hampe, T. Jucker, D. H. Klimes, I. A. Koelemeijer, J. J. Lembrechts, R. Marrec, C. Meeussen, J. Ogée, J. Tyystjärvi, P. Vangansbeke & K. Hylander. 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. **Global Change Biology** 27: 2279-2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- Denslow, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 18: 431-451. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.002243>
- Du, X., Q. Guo, X. Gao & K. Ma. 2007. Seed rain, soil seed bank, seed loss and regeneration of *Castanopsis fargesii* (Fagaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Forest Ecology and Management** 238(2007): 212-219. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.018>
- Elliott, S. D., D. Blakesley & K. Hardwick. 2013. **Restoring Tropical Forest: a practical guide**. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Glomvinya, S., C. Tantasirin, P. Tongdeenok & N. Tanaka. 2016. Changes in rainfall characteristics at Huai Kog-ma Watershed, Chiang Mai province. **Thai Journal of Forestry** 35: 66-77. (in Thai)
- Lawton, R. O. 1990. Canopy gaps and light penetration into a wind-exposed tropical lower montane rain forest. **Canadian Journal of Forest Research** 20: 659-667. <https://doi.org/10.1139/x90-088>
- Lieberman, D. & M. Lieberman. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology** 3: 347-358. <https://doi.org/10.2307/2261127>

- Liu, J. 2025. Progress in research on the effects of environmental factors on natural forest regeneration. **Frontiers in Forests and Global Change** 8: 1525461. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1525461>
- Lumsonjitt, K., S. Khamyong, N. Anongrak & P. Kachina. 2021. Species diversity, quantitative features and forest condition in montane forest at Doi Suthep-Pui national park, Chiang Mai province. **KKU Science Journal** 49(4): 324-335. (in Thai)
- Noguchi, H., A. Itoh, T. Mizuno, K. Sri-ngernyuang, M. Kanzaki, S. Teejuntuk, W. Sungpalee, M. Hara, T. Ohkubo, P. Sahunalu, P. Dhammanonda & T. Yamakura. 2007. Habitat divergence in sympatric Fagaceae tree species of a tropical montane forest in northern Thailand. **Journal of Tropical Ecology** 23: 549-558. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004403>
- Marod, D. 2012. **Applied Forest Ecology**. Kasetsart University Press, Bangkok. (in Thai)
- Marod, D. & U. Kutintara. 2009. **Forest Ecology**. Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok. (in Thai)
- Marod, D., U. Kutintara, H. Tanaka & T. Nakashizuka. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology** 161:41-57. <https://doi.org/10.1023/A:1020372401313>
- Marod, D., S. Thinkampeang, W. Phumpuang, A. Yarnvudhi, J. Thongsawi, P. Kachina, T. Nakashizuka, H. Kurokawa & S. Heumhuk. 2025. Relationship between climate changes and forest dynamics along altitudinal gradients at Doi Suthep-Pui National Park, Northern Thailand. **Forests** 16(1). <https://doi.org/10.3390/f16010114>
- Marod, D., P. Duengkae, S. Sangkaew, P. Racharak, W. Suksavate, S. Uthairatsamee, L. Asanok, T. Kamyo, S. Thinkampeang, S. Heumhuk, P. Kachina, J. Thongsawi, W. Phumpuang, P. Paansri, W. Nuipakdee, P. Nakmuenwai & S. Pattanakiat. 2022. Population structure and spatial distribution of tree species in lower montane forest, Doi Suthep-Pui national park, northern Thailand. **Environment and Natural Resources Journal** 20(6): 644-663. <https://doi.org/10.32526/enrj/20/202100168>
- Montgomery, R. A. & R. L. Chazdon, 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. **Ecology** 82(10): 2707-2718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2707:FSCAAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2707:FSCAAL]2.0.CO;2)
- R Core Team. 2025. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available source: <http://www.R-project.org>. (Accessed: April 10, 2025)
- Ruangpanit, N. 2005. **Forest and forestry in Thailand**. Academic promotion centre publishing house, Bangkok. (in Thai)
- Rueangket, A. 2016. **Interaction between plant phenology of lower montane evergreen forest and herbivores at Doi Suthep-Pui**

- national park, Chiang Mai province.** M.S. Thesis, Kasetsart University. Bangkok, Thailand. (in Thai)
- Rueangket, A., S. Siri, Y. Ponpituk, S. Thinkampheang & P. Duengkae. 2025. Relationship between fruiting phenology and climatic factors in lower montane forest at Doi Suthep-Pui National Park, Chiang Mai Province. **Thai Forest Ecological Research Journal** 9(2): 157-172.
<https://doi.org/10.34044/tferj.2025.9.2.6304>
- Rueangruea, S. 2009. **Vegetation structure of montane forests in Thailand.** M.S. Thesis, Kasetsart University. Bangkok, Thailand. (in Thai)
- Santisuk, T. 1988. **An Account of the Vegetation of Northern Thailand.** Royal Forest Department, Bangkok.
- Sri-Ngernyuang, K., M. Kanzaki, T. Mizuno, H. Noguchi, S. Teejuntuk, C. Sungpalee, M. Hara, T. Yamakura, P. Sahunalu, P. Dhanmanonda & S. Bunyavejchewin. 2003. Habitat differentiation of Lauraceae species in a tropical lower montane forest in northern Thailand. **Ecological Research** 18: 1-14.
<https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2003.00539.x>
- Stickley, S.F. & J. M. Fraterrigo. 2021. Understory vegetation contributes to microclimatic buffering of near-surface temperatures in temperate deciduous forests. **Landscape Ecology** 36: 1197-1213.
<https://doi.org/10.1007/s10980-021-01195-w>
- Swaine, M. D. & T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation** 75: 81-86.
<https://doi.org/10.2307/2265545>
- Thinkampheang, S., T. Nakashizuka, W. Suksavate, P. Kachina, S. Hermhuk, L. Asanok, W. Phumphuang, B. Chouibumroong, J. Wu, H. Kurokawa & D. Marod. 2024. Impacts of climate change on forest restoration dynamics in the lower montane forest of Doi Suthep-Pui National Park, Northern Thailand. **Biodiversitas** 25: 4829-4845.
<https://doi.org/10.13057/biodiv/d251219>
- Vandekerkhove, K., R. De Wulf & N. N. Chinh. 1993. Dendrological composition and forest structure in Nam Bai Cat Tien national park, Vietnam. **Silva Gandavensis** 58: 41-84.
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology** 70(3): 536-538.
<https://doi.org/10.2307/2260477>
- Witno, H. A. K., A. Prabowo & A. U. B. Putri. 2024. The generation potential of Kasa (*Castanopsis acuminatissima* Blume) in Kalaena nature reserve, East Luwu Regency. **Media Konservasi** 29(4): 557-568.
<https://doi.org/10.29244/medkon.29.4.557>
- Xue, G., J. Wu, B. Zhou, X. Zhu, J. Zeng, Y. Ma, Y. Wang & H. Jia. 2023. Effects of shading on the growth and photosynthetic fluorescence characteristics of *Castanopsis hystrix* seedlings of top community-building species in southern subtropical China. **Forests** 14(1659).
<https://doi.org/10.3390/f14081659>

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย

วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย (Thai Forest Ecological Research Journal, TFERJ) ISSN 2586-9566 (Print) และ ISSN 2985-0789 (Online) จัดทำโดย ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย (Cooperative Centre of Thai Forest Ecological Research Network, CC T-FERN) ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ รับผิดชอบต่อผู้เขียนทั้งภายในและภายนอกมหาวิทยาลัยฯ รวมทั้งภายนอกประเทศ บทความที่เสนอเพื่อขอรับการพิจารณาอาจเขียนได้ทั้งภาษาไทยหรือภาษาอังกฤษ แต่บทความต้องมีทั้งสองภาษา และเอกสารอ้างอิงต้องเป็นภาษาอังกฤษ นโยบายการจัดพิมพ์ของวารสารฯ เพื่อเป็นสื่อกลางเผยแพร่ผลงานวิจัยวิทยาศาสตร์พื้นฐานและการประยุกต์ทางป่าไม้ ได้แก่ นิเวศวิทยาป่าไม้ ความหลากหลายทางชีวภาพ การจัดการป่าไม้ วนวัฒนวิทยา ความสัมพันธ์เชิงระบบ และลักษณะทางสัณฐานและทางกายภาพของพืชและสัตว์ป่า วารสารฯ จัดพิมพ์ปีละ 2 ฉบับ (มกราคม-มิถุนายน และ กรกฎาคม-ธันวาคม) โดยมีกำหนดออกในเดือนมิถุนายน และธันวาคม

คำแนะนำสำหรับผู้เขียน

การส่งต้นฉบับ ต้นฉบับต้องไม่เคยลงตีพิมพ์และไม่ได้อยู่ระหว่างกระบวนการพิจารณาตีพิมพ์ในวารสารหรือสิ่งตีพิมพ์อื่นใด ผลงานจัดอยู่ในงานเขียนประเภทใดประเภทหนึ่ง ดังต่อไปนี้ (1) บทความวิจัยหรือนิพนธ์ต้นฉบับ (research/original article) เป็นการเสนอผลงานวิจัยแบบสมบูรณ์ที่ผู้เขียนได้ดำเนินการวิจัยด้วยตนเอง และ (2) บทความวิชาการ (review article) เป็นบทความทางวิชาการที่นำเสนอสาระซึ่งผ่านการวิเคราะห์หรือประมวลจากการตรวจเอกสาร ทั้งนี้เรื่องที่เป็นบทความวิจัย และบทความสื่อสารอย่างสั้นจะได้รับพิจารณาให้ลงตีพิมพ์ก่อนเรื่องที่เป็นบทความวิจารณ์

การเตรียมต้นฉบับ

ต้นฉบับ

ต้นฉบับเขียนเป็นภาษาไทยหรือภาษาอังกฤษ ผ่านการตรวจทานการใช้ภาษาและคำสะกดต่าง ๆ อย่างถี่ถ้วน ความยาวไม่เกิน 16 หน้ากระดาษ A4 (รวมรูปภาพและตาราง) โดยมีระยะห่างบรรทัดเป็นสอง (double space) และใช้หน่วยวัดในระบบเอสไอ (SI system or International Units)

การพิมพ์

1. การพิมพ์ใช้ตัวอักษร Angsana New ขนาด 16
2. หัวข้อหลัก เช่น คำนำ อุปกรณ์และวิธีการ ฯลฯ ใช้อักษรตัวหนาและจัดกึ่งกลางหน้า
3. หัวข้อย่อย ใช้อักษรตัวหนาและจัดชิดซ้าย
4. ใส่หมายเลขหน้า บริเวณด้านล่าง จัดกึ่งกลางหน้ากระดาษ และใส่หมายเลขบรรทัดในแต่ละหน้า

รายละเอียดของเนื้อหา

หน้าแรก (Title page) เป็นหน้าที่แยกออกจากเนื้อหาอื่น ๆ ประกอบด้วย

1. ชื่อเรื่อง เรื่องที่เขียนเป็นภาษาไทย ให้ระบุชื่อเรื่องทั้งภาษาไทยและภาษาอังกฤษ ชื่อเรื่องควรกระชับและตรงกับเนื้อเรื่อง จัดให้อยู่กึ่งกลางหน้ากระดาษ
2. ชื่อผู้เขียน ให้ระบุชื่อเต็มทั้งภาษาไทยและภาษาอังกฤษ โดยไม่ต้องระบุเพศ ศ หรือ ตำแหน่ง

3. สถานที่ทำงานของผู้เขียน ให้ระบุสถานที่ทำงานและที่อยู่ของผู้เขียนทุกท่าน (ทั้งภาษาไทยและอังกฤษ) พร้อมระบุ ผู้รับผิดชอบหลัก (Corresponding author) และ E-mail address ด้วย

เนื้อหา ประกอบด้วยหัวข้อหลัก ดังนี้

1. บทคัดย่อ สรุปสาระสำคัญของผลงานไว้โดยครบถ้วน และ ต้องมีบทคัดย่อเป็นภาษาอังกฤษ (Abstract) ไม่น้อยกว่า 800 คำ พร้อมระบุคำสำคัญ (Keywords) ไม่เกิน 5 คำ ท้ายบทคัดย่อ

2. คำนำ (Introduction) อธิบายความสำคัญของปัญหา การตรวจเอกสาร (literature review) เฉพาะส่วนที่เกี่ยวข้องกับงานวิจัยเท่านั้น และวัตถุประสงค์ของงานวิจัย

3. อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods) โดยเขียนให้กระชับและชัดเจน ไม่พรรณนาวิธีการวิเคราะห์ ใช้วิธีการอ้างอิงชื่อหรือองค์กร เช่น ใช้ตามวิธีของ AOAC (1990)

4. ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion) ผลการทดลองและวิจารณ์ผลเขียนในส่วนเดียวกัน

5. สรุป (Conclusion)

6. กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement) ถ้ามีไม่ควรเกิน 50 คำ

7. เอกสารอ้างอิง (References) การอ้างอิงวารสาร ให้พิมพ์ชื่อเต็มวารสาร การเรียบเรียงวารสารให้เรียบเรียงตามลำดับอักษรในภาษาไทย และตามด้วยภาษาอังกฤษ ก่อนส่งต้นฉบับควรตรวจทานเอกสารอ้างอิงในเนื้อหาและในท้ายบท ควรตรงกันและถูกต้องตามรูปแบบการเขียนเอกสารอ้างอิง ดังตัวอย่าง

(กรณี เอกสารอ้างอิงเป็นภาษาไทยต้องแปลให้เป็นภาษาอังกฤษเพื่ออ้างอิงในบทความ)

7.1 การอ้างอิง (Citation) ในเนื้อหาใช้ระบบ name-and-year system

7.2 การเรียงลำดับ ต้องเรียงตามลำดับตัวอักษรชื่อผู้เขียน เอกสารทั้งหมดที่ถูกอ้างอิงในเนื้อหาต้องปรากฏในรายการเอกสารอ้างอิงท้ายบทความด้วย

หนังสือ และตำรา

Kramer, P.J. and T.T. Kozlowski. 1979. **Physiology of Woody Plants**. Academic Press, New York.

วารสาร

Kongsom, C. and I. A. Munn. 2003. Optimum rotation of *Eucalyptus camaldulensis* plantations in Thailand based on financial return and risk. **Thai Journal of Forestry** 22 (1): 29-35.

Nikles, D. G. 1993. Breeding methods for production of interspecific hybrids in clonal selection and mass propagation programmes in the tropics and subtropics, pp. 218-252. In J. Davidson (ed.) **Regional Symposium on Recent Advances in Mass Clonal Multiplication of Forest Trees for Plantation Programmes**. December 1-8, 1992. FAO/UN, Bogor.

รายงานการประชุมสัมมนาทางวิชาการ

Nuyim, T. 2001. Potentiality of *Melaleuca cajuputi* Powell cultivation to develop for economic plantation purpose. pp. 167-175. In **Proceedings of the 7th of silvicultural seminar: Silviculture for Commercial Plantations**. 12 – 14 December 2001. Kasetsart University, Bangkok. (in Thai)

ข้อมูลสารสนเทศจากแหล่งข้อมูลอิเล็กทรอนิกส์

Sillery, B. 1998. **Urban rain forest: An African jungle come to life on New York's west side, Popular Science.** Available source: <http://www.epnet.com/hostrial/ligin.htm> (Accessed: March 27, 1998)

8. ภาพ (Figure) และตาราง (Table) ต้องมีเนื้อหาและคำอธิบายเป็นภาษาอังกฤษ ให้แสดงเฉพาะข้อมูลที่สำคัญ พร้อมทั้งแนบไฟล์ต้นฉบับของภาพและตาราง ออกจากเนื้อหา

การส่งต้นฉบับ

ผู้เขียนต้องส่งไฟล์ต้นฉบับที่จัดเตรียมเนื้อหาตามรูปแบบของวารสาร ผ่านระบบวารสารออนไลน์ทางเว็บไซต์ <https://kuojs.lib.ku.ac.th/index.php/tferj> ซึ่งผู้เขียนสามารถสมัคร (Register) เข้าใช้งานระบบได้ จากนั้นส่งบทความ (manuscript submission) เพื่อเข้ารับการพิจารณา ประกอบด้วย

1. ไฟล์ต้นฉบับในรูปแบบไฟล์ MS word doc พร้อม ไฟล์ .pdf
2. ไฟล์รูปภาพ (ถ้ามี) ซึ่งรูปแบบไฟล์ภาพที่ใช้เป็น .tiff หรือ .jpeg เท่านั้น ให้ใช้ภาพที่มีความละเอียดอย่างน้อย 300 dpi ขึ้นไป
3. ไฟล์แบบฟอร์ม นำ ส่ง บทความ วิจัย (สามารถดาวน์โหลดได้ <https://kuojs.lib.ku.ac.th/index.php/tferj>) และหากมีปัญหาในการใช้ระบบ กรุณาติดต่อมาที่ E-mail: dokrak.m@ku.ac.th

4. ให้ผู้เขียนแนะนำชื่อและ Email ผู้ทรงคุณวุฒิที่ผู้เขียนต้องการให้ทางวารสารพิจารณาคัดเลือกอย่างน้อย 3 ท่าน ในระบบวารสารออนไลน์ ทั้งนี้การคัดเลือกผู้ทรงฯ อาจไม่ใช่รายชื่อที่ผู้เขียนนำเสนอ

กระบวนการพิจารณาบทความ

เจ้าของบทความต้องเสนอชื่อ ที่อยู่และอีเมลล์ (E-mail address) ผู้ทรงคุณวุฒิที่มีความเชี่ยวชาญในสาขานั้น ๆ จำนวน 3 ท่าน มาพร้อมกับต้นฉบับบทความ ทั้งนี้ กองบรรณาธิการอาจจะพิจารณาเลือกผู้ทรงคุณวุฒิที่มีความแนะนำมาหรือไม่ก็ได้ ต้นฉบับที่ส่งมาตีพิมพ์จะนำเข้าสู่กระบวนการพิจารณาดังนี้

1. การพิจารณากลั่นกรองบทความ (Peer review) ทุกบทความจะได้รับการกลั่นกรองเบื้องต้นจากกองบรรณาธิการ เพื่อพิจารณาถึงความสำคัญของบทความ ความเหมาะสมต่อวารสาร รวมถึงคุณภาพของเนื้อหาทางด้านวิทยาศาสตร์และข้อมูลที่น่าเสนอ บทความที่ไม่ผ่านเกณฑ์มาตรฐานจะถูกปฏิเสธ (Reject) โดยไม่จำเป็นต้องส่งพิจารณาตรวจทาน บทความที่ผ่านเกณฑ์เบื้องต้น ทางหัวหน้าบรรณาธิการ (Editor in Chief) จะแต่งตั้ง รองบรรณาธิการ (Associate editor) ทำหน้าที่ประเมินบทความร่วมกับ ผู้ทรงคุณวุฒิ (Reviewers) ที่ถูกเลือกในแต่ละสาขาเพื่อพิจารณากลั่นกรอง (Peer review) ในระบบปกปิดอย่างน้อยสองท่าน (double blinded system) ต่อหนึ่งบทความ ข้อเสนอแนะจากผู้ทรงคุณวุฒิจะได้รับการทบทวนจาก รองบรรณาธิการ และส่งต่อไปยังผู้เขียนเพื่อดำเนินการแก้ไขบทความตามคำแนะนำดังกล่าวและส่งผลงานที่ปรับแก้ไขแล้วมายังระบบวารสารออนไลน์ เพื่อการตัดสินใจขั้นสุดท้ายสำหรับการ ยอมรับ (Accept) หรือ ปฏิเสธ (Reject) บทความนั้น ๆ จะใช้เวลาในการพิจารณาทบทวนบทความประมาณ 2 เดือน นับจากวันที่ส่งบทความ หากเกินกว่ากำหนดนี้ผู้เขียนสามารถสอบถามมายังกองบรรณาธิการเพื่อรับทราบเหตุผลได้

2. บทความที่ถูกปฏิเสธ (Rejected manuscripts) ทางกองบรรณาธิการจะส่งคืนเอกสารทั้งหมด รวมถึงข้อคิดเห็นจากผู้ทรงคุณวุฒิให้กับผู้เขียนผ่านระบบรับส่งวารสารออนไลน์ เพื่อเป็นประโยชน์ในการปรับปรุงและส่งผลงานไปตีพิมพ์ยังวารสารอื่น ๆ ที่มีความเหมาะสม

3. บทความที่ได้รับการยอมรับตีพิมพ์ (Accept for publication) กองบรรณาธิการสงวนสิทธิ์ในการตรวจแก้ไขต้นฉบับที่จะส่งไปตีพิมพ์ตามที่เห็นสมควร โดยจัดส่งต้นฉบับก่อนการตีพิมพ์ (Draft proof) ให้ผู้เขียนตรวจสอบความถูกต้อง **ทั้งนี้ต้องไม่มีการแก้ไขรายละเอียดใด ๆ ในส่วนของเนื้อหาและชื่อเจ้าของบทความ** พร้อมดำเนินการชำระค่าตีพิมพ์บทความจำนวน 2,500 บาท สำหรับบทความภาษาไทย และ 4,000 บาท สำหรับบทความภาษาอังกฤษ จากนั้น ทางกองบรรณาธิการจะทำเผยแพร่ออนไลน์บทความก่อนฉบับตีพิมพ์ (Online in progress) ในรูปแบบภาพสี (color photos) จากนั้นจะทำการรวมบทความเพื่อตีพิมพ์เล่มวารสาร (บทความตีพิมพ์ในรูปแบบขาวดำ) และนำเล่มวารสารเผยแพร่ผ่านทางเว็บไซต์ วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย (<https://kuojs.lib.ku.ac.th/index.php/tferj>) ซึ่งผู้เขียน หรือผู้ที่สนใจสามารถ download ผลงานในรูปแบบ PDF ได้

จริยธรรมในการตีพิมพ์ผลงาน

กองบรรณาธิการ วารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย มีความมุ่งมั่นที่จะรักษามาตรฐานการตีพิมพ์ผลงาน ตลอดจนหลักปฏิบัติที่เกี่ยวข้องกับการประเมินและการเผยแพร่ผลงานในวารสารฯ ด้วยเหตุนี้ ผู้เกี่ยวข้องทุกฝ่ายจึงต้องดำเนินการตามแนวทางจริยธรรม (Ethic) ในการตีพิมพ์ผลงานที่กำหนดไว้อย่างเคร่งครัด (<https://publicationethics.org/>) ทั้งในส่วนของผู้เขียนในการเสนอบทความเพื่อรับการพิจารณา ผู้ทรงคุณวุฒิในการประเมินบทความ และรวมถึงบรรณาธิการและกองบรรณาธิการที่ต้องพิจารณาคำเนินไปได้อย่างรวดเร็วและเป็นธรรมกับทุกบทความที่ส่งมารับการพิจารณาเพื่อตีพิมพ์ในวารสารฯ

ลิขสิทธิ์ของบทความ

บทความที่ส่งตีพิมพ์ในวารสารวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย ต้องเป็นบทความที่ไม่ลอกเลียนบทความอื่นที่ตีพิมพ์แล้ว และเป็นบทความที่ไม่เคยตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารใดมาก่อน ลิขสิทธิ์ของบทความต้นฉบับ ถือเป็นกรรมสิทธิ์ของ ศูนย์ประสานงานเครือข่ายวิจัยนิเวศวิทยาป่าไม้ประเทศไทย ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ ห้ามนำข้อความทั้งหมดหรือบางส่วนไปพิมพ์ซ้ำ เว้นเสียแต่จะได้ระบุการอ้างอิง (Citation) เป็นลายลักษณ์อักษร และความรับผิดชอบ เนื้อหาของต้นฉบับที่ปรากฏในวารสารนิเวศวิทยาป่าไม้เมืองไทย นั้น จะเป็นการรับผิดชอบของผู้เขียน ทั้งนี้จะไม่รวมความผิดพลาดที่เกิดจากเทคนิคการพิมพ์



สารบัญ

นิพนธ์ต้นฉบับ (Original article)

- การประยุกต์อัลกอริทึมป่าสุ่มและข้อมูลดาวเทียมหลายช่วงเวลาในการจำแนกชนิดป่า จังหวัดเชียงใหม่ 1
อัฐวีร์ พิมพา, สุธีระ เข็มฮัก, วิชญ์ภาส สังพาลี และ วีระภาส คุณรัตนศิริ
- ความสัมพันธ์ระหว่างขนาดความโตที่มีพูนกับขนาดความโตที่คำนวณจากพื้นที่หน้าตัดจริง
ของตะแบกนา (*Lagerstroemia floribunda* Jack) ในภาคตะวันออกเฉียงเหนือของประเทศไทย 23
ธรรมนุญ เต็มไชย
- ความหนาแน่นและพื้นที่อาศัยที่เหมาะสมของกระทิง (*Bos gaurus* H. Smith) ในเขตห้ามล่าสัตว์ป่าภูฟ้า
จังหวัดน่าน 35
เฉลิมพล กันแก้ว, สุกัลักษณ์ ศิริ, มณฑล นอแสงศรี และ ยวดี พลพิทักษ์
- แบบจำลองการใช้พื้นที่และปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเลือกใช้พื้นที่ของช้างป่า (*Elephas maximus*) ตามฤดูกาล
ในอุทยานแห่งชาติทุ่งแสลงหลวง จังหวัดพิษณุโลก 53
แดงระวี พรหมรักษ์, ยวดี พลพิทักษ์, วรรณมา มั่งกิตะ และ สุกัลักษณ์ ศิริ
- การประเมินการเปลี่ยนแปลงเชิงปริภูมิเวลาของสังคมพืชในป่าผสมผลัดใบ มหาวิทยาลัยมหิดล
วิทยาเขตกาญจนบุรี 77
ปฐมพต ฉินสวัสดิ์พันธุ์, สุระ พัฒนเกียรติ, พิสุทธิ นาคหมื่นไวย,
ศิริสิทธิ์ วงศ์วาสนา, ธัญภัทร ศาสตราบุรุษ และ ธรรมรัตน์ พุทธไทย
- การยกระดับมูลค่าเศรษฐกิจฐานรากจากการใช้ประโยชน์วัดดูดิบ ในห่วงโซ่มูลค่าธุรกิจการเพาะเห็ดโคนน้อย
จังหวัดเชียงใหม่ 95
วุฒิพงษ์ ถั่วตระกูล, เพ็ญวรรณ์ พันธุ์ภัทรชัย และ อริย์รัช อักษรชัย
- ลักษณะโครงสร้างสังคมพืช และอิทธิพลของปัจจัยแวดล้อมต่อการกักเก็บคาร์บอนของป่าดิบเขาระดับต่ำ
ในพื้นที่ป่าชุมชน จังหวัดแม่ฮ่องสอน 115
แหลมไทย อาษานอก, เพ็ญพิไลย์ เปียนคิด, วราลี ศรีเกื้อ, กันตพงศ์ เครือมา, เกียรติศักดิ์ นิยมท่าเสา,
จิราพร ปักเขตานัง, สุกัลักษณ์ ศิริ, ยวดี พลพิทักษ์, อิศริย์ ฮาวปิ่นใจ และ ต่อลาก คำโย
- ความหลากหลายชนิด การประเมินปริมาณการกักเก็บคาร์บอน และการดูดซับคาร์บอนไดออกไซด์ ในป่าดิบแล้งและ
ป่าผสมผลัดใบ ของสวนพฤกษศาสตร์และสวนรุกขชาติบางแห่งในประเทศไทย 137
สิริภูมิ ศรีสุวรรณ, วรลด์ แจ่มจำรูญ, นันทวรรณ สุป็นดี และ สุชาพร จงดี
- การทดแทนตามธรรมชาติของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน
บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ภาคเหนือของประเทศไทย 157
สิริภูมิ ศรีสุวรรณ, วรลด์ แจ่มจำรูญ, นันทวรรณ สุป็นดี และ สุชาพร จงดี
- อัตราการเกิดและการตายของกล้าไม้ภายใต้ช่องว่างเรือนยอดและใต้เรือนยอดในป่าดิบเขาระดับต่ำ
อุทยานแห่งชาติดอยสุเทพ-ปุย จังหวัดเชียงใหม่ 181
มนัส พิมพรัตน์ และ อภิษฎา เรืองเกตุ