

นิพนธ์ต้นฉบับ

อิทธิพลของการรบกวนต่อมวลชีวภาพเหนือดินป่าเต็งรัง บริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก จังหวัดลำปาง

วงศ์ธร พุ่มพวง^{1,2}, คณิศร โชติวุฒาภรณ์^{2*}, พงศกร กุลพัฒนปริษา², มัลลย์พร ตาเสน²,
ภาณุมาศ ลาตปาละ², ชีรวัฒน์ ทะนันไชย², สุกิด เรืองเรือ², ธนากร สิงห์เชื้อ² และสุธีระ เหมอิก³

รับต้นฉบับ: 12 กุมภาพันธ์ 2568

ฉบับแก้ไข: 31 มีนาคม 2568

รับลงพิมพ์: 22 เมษายน 2568

บทคัดย่อ

ความเป็นมาและวัตถุประสงค์: ป่าผลัดใบเขตร้อนเป็นระบบนิเวศที่มีความสำคัญอย่างยิ่งต่อการบริการทางระบบนิเวศ การปรากฏไฟป่าในในช่วงฤดูแล้งส่งผลให้ระบบนิเวศป่าผลัดใบมีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงมากเมื่อเปรียบเทียบกับป่าไม่ผลัดใบ ดังนั้น การเข้าใจถึงบริการทางระบบนิเวศ โดยเฉพาะกระบวนการสะสมมวลชีวภาพเหนือดินของป่าประเภทนี้จึงมีความสำคัญต่อการเข้าใจถึงกระบวนการกักเก็บคาร์บอนของโลก อย่างไรก็ตาม การศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบจากกิจกรรมมนุษย์ต่อโครงสร้าง องค์ประกอบชนิดไม้ และมวลชีวภาพเหนือดินยังคงมีอย่างจำกัด โดยเฉพาะในเขตสงวนชีวมณฑล และเนื่องจากป่าเต็งรังเป็นชนิดป่าที่มีความสำคัญแต่ได้รับความสนใจน้อย งานวิจัยนี้จึงมุ่งที่จะตอบคำถามที่สำคัญ 3 ประการ ประกอบไปด้วย (1) โครงสร้างป่า ความหลากหลายชนิด และมวลชีวภาพเหนือดินในแปลงถาวรป่าเต็งรัง บริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทากเป็นอย่างไร? (2) ข้อมูลสังคมพืชเชิงปริมาณดังกล่าวระหว่างพื้นที่กันชนและเขตแกนกลางแตกต่างกันหรือไม่? และ (3) ความสัมพันธ์ระหว่างมวลชีวภาพเหนือดินกับความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้เป็นอย่างไร?

วิธีการ: ทำการวางแผนตัวอย่างถาวรขนาด 1 เฮกเตอร์ จำนวน 2 แปลง แบ่งเป็นในเขตแกนกลาง (core area) ที่ไม่มีการใช้ประโยชน์ 1 แปลง และเขตกันชน (buffer zone) ที่มีการใช้ประโยชน์โดยมนุษย์ 1 แปลง แต่ละแปลงทำการสำรวจพรรณไม้ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกตั้งแต่ 1 เซนติเมตร จากนั้นทำการวิเคราะห์ค่าเชิงปริมาณของสังคมพืช ได้แก่ โครงสร้างป่า ความหลากหลายชนิด และมวลชีวภาพเหนือดิน รวมถึงวิเคราะห์ผลกระทบจากการใช้ประโยชน์ทรัพยากรป่าไม้ โดยเปรียบเทียบโครงสร้างป่าเต็งรังระหว่างเขตแกนกลางและเขตกันชน ด้วยวิธีเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Wilcoxon tank sum test เปรียบเทียบความแตกต่างองค์ประกอบชนิดด้วยเทคนิค non-metric multidimensional scaling (NMDS) และ PERMANOVA รวมถึงทำการทดสอบความสัมพันธ์ระหว่างมวลชีวภาพเหนือดินกับความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้ด้วยวิธี Spearman's correlation

ผลการศึกษา: โครงสร้างและองค์ประกอบชนิดไม้ของป่าเต็งรังระหว่างทั้งสองพื้นที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.001$) ในเขตพื้นที่กันชน พบความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้ ($DBH \geq 1$ cm) ทั้งหมด 2,470 ต้นต่อเฮกเตอร์ และ 20.98 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ ในขณะที่เขตแกนกลาง พบ 1,626 ต้นต่อเฮกเตอร์ และ 27.35 ตารางเมตรต่อเฮกเตอร์ ตามลำดับ โครงสร้างป่าในเขตแกนกลางแสดงให้เห็นถึงลักษณะของสังคมพืชที่มีความสมบูรณ์

มากกว่า และมีการกระจายของพรรณไม้ตามชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางแบบปกติ ขณะเดียวกันป่าเต็งรังบริเวณเขตกันชนพบการกระจายแบบกระจุกเดี่ยว ซึ่งเป็นการทดแทนตามธรรมชาติในรูปแบบที่ผิดปกติ จำนวนชนิดพรรณไม้ของเขตแกนกลางพบมากกว่าพื้นที่กันชน ในเขตแกนกลางพบพรรณไม้ทั้งหมด 30 วงศ์ 63 สกุล 76 ชนิด พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุด 5 อันดับแรก ได้แก่ พฤษภ (Albizia lebbek) เต็ง (Shorea obtusa) ชิงชัน (Dalbergia oliveri) รัง (Pentacme siamensis) และเหียง (Dipterocarpus obtusifolius) ส่วนพื้นที่กันชนพบพรรณไม้ 27 วงศ์ 42 สกุล 48 ชนิด พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุด 5 อันดับแรก ได้แก่ เหียง เต็ง เหมือดโลด (Aporosa villosa) ก้าว (Tristanopsis burmanica var. rufescens) และ รักใหญ่ (Gluta usitata) ค่าดัชนีความหลากหลายชนิด (Shannon-Wiener Index) ของเขตแกนกลางและกันชนมีค่าเท่ากับ 3.54 และ 2.27 ตามลำดับ ผลการศึกษา NMDS และ PERMANOVA แสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบชนิดของทั้งสองพื้นที่มีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน ($p < 0.001$) อาจเนื่องมาจากการรบกวนที่เกิดขึ้น ปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินของเขตแกนกลางมีค่าเท่ากับ 204.20 ตันต่อเฮกตาร์ ซึ่งมากกว่าพื้นที่กันชนที่มีค่าเท่ากับ 127.89 ตันต่อเฮกตาร์ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แสดงให้เห็นถึงลักษณะป่าที่มีความสมบูรณ์มากกว่าในเขตแกนกลางที่ปราศจากการรบกวน เมื่อพิจารณาการสะสมปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินรายต้นพบว่า เหียงมีการสะสมปริมาณมวลชีวภาพถึง 44% ของปริมาณทั้งหมดในพื้นที่กันชน ส่วนเขตแกนกลางพบว่า พฤษภ มีการสะสมมวลชีวภาพมากที่สุด (22%) นอกจากนั้น เฉพาะพื้นที่หน้าตัดเท่านั้นที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกอย่างมีนัยสำคัญกับปริมาณมวลชีวภาพเหนือดิน ($R > 0.8$, $p < 0.001$) ดังนั้น กลุ่มไม้ท้องถิ่นอย่างเหียง เต็ง รัง รวมถึงพฤษภที่มีสัดส่วนการสะสมมวลชีวภาพเหนือดินค่อนข้างสูง จึงถือเป็นไม้ที่มีความสำคัญต่อการบริการทางระบบนิเวศที่ควรแก่การอนุรักษ์ไว้

สรุป: อิทธิพลจากกิจกรรมของมนุษย์มีผลต่อโครงสร้าง องค์ประกอบชนิด และปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินของพรรณไม้ป่าเต็งรังบริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก พื้นที่แกนกลางที่ปราศจากการใช้ประโยชน์สะท้อนให้เห็นถึงระบบนิเวศที่มีความสมบูรณ์มากกว่า ดังนั้น องค์ความรู้นี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้วางแผนจัดการทรัพยากรป่าไม้ในบริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก จังหวัดลำปาง เพื่อให้เกิดความยั่งยืนต่อไป

คำสำคัญ: แปลงถาวร, การใช้ประโยชน์, ผลผลิตจากป่าที่ไม่ใช่เนื้อไม้, โครงสร้างป่า, ความหลากหลายชนิด

¹ ภาควิชาชีววิทยาป่าไม้ คณะวนศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์ กรุงเทพฯ 10900

² กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช กรุงเทพฯ 10900

³ คณะผลิตกรรมการเกษตร มหาวิทยาลัยแม่โจ้ เชียงใหม่ 50290

*ผู้รับผิดชอบบทความ: E-mail: suradat_ffor@hotmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2025.9.1.6179>

ORIGINAL ARTICLE

**Influence of disturbances on aboveground biomass of deciduous dipterocarp forest
in Huay Tak-Teak biosphere reserve, Lampang province**

Wongsatorn Phumphuang^{1,2}, Kanisorn Chowtiwuttakorn^{2*}, Pongsakorn Kulpattanapreecha², Malaiporn Tasen²,
Phanumard Ladpala², Theerawat Thananthaisong², Sukid Rueangruea², Thanakorn Singchua², and Sutheera Hermhuk³

Received: 12 February 2025

Revised: 31 March 2025

Accepted: 22 April 2025

ABSTRACT

Background and Objectives: Tropical deciduous forests (TDFs) play a crucial role in providing ecosystem services. Forest fires during the dry season make TDFs more sensitive to changes compared to evergreen forests. Of these, understanding biomass in TDFs is essential for assessing the global carbon budget. However, human activities are rapidly transforming the Earth's forest ecosystems through changes in land use and climate. These changes can impact the structure, dynamics, and diversity of TDFs. While numerous studies have focused on diversity metrics, research on the effects of human activities on forest structure, species composition, and aboveground biomass (AGB)—particularly within biosphere reserves—remains limited. This study examines forest structure, species composition, and AGB, with a focus on the impact of disturbances within a deciduous dipterocarp forest (DDF) in the Huay Tak-Teak Biosphere Reserve. Since DDFs receive less attention compared to other forest types in Thailand, this study aims to address three key questions: (1) What is the current state of forest structure, diversity, and AGB in permanent plots of DDFs? (2) How do these variables differ between core and buffer areas? and (3) What is the correlation between AGB and forest structural attributes (such as density and basal area)?

Methodology: In 2024, two permanent 1-hectare (ha) plots were established: one in the core area, where human activity is prohibited, and the other in the buffer zone, where human activity occurs. Each plot was subdivided into 25 subplots (20 m × 20 m). All trees with a diameter at breast height (DBH) of at least 1 cm were tagged, measured, and identified to the species level following standard protocols. To assess the effects of disturbances, we analyzed quantitative characteristics—including forest structure, species composition, and aboveground biomass—and compared these variables between the core and buffer zones. Differences in diversity were examined using non-metric multidimensional scaling (NMDS) and PERMANOVA. Additionally, we assessed the relationship between AGB, tree density, and basal area using Spearman's correlation.

Main Results: Results indicated significant differences in general forest characteristics between the core and buffer areas ($p < 0.001$). Tree density and basal area (≥ 1 cm DBH) were 1,626 individual ha^{-1} and 27.35 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ in the core area and 2,470 individual ha^{-1} and 20.98 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ in the buffer zone, respectively. The core area displayed old-growth forest characteristics, with a higher basal area, while the buffer zone exhibited secondary forest features, characterized by a high density of small trees. Natural regeneration, based on diameter class distribution, exhibited a reverse J-shaped distribution in the core area, indicating a stable population structure, whereas a unimodal distribution was observed in the buffer zone, suggesting a disturbed forest

with fewer young trees. Species richness was higher in the core area than in the buffer zone. The core area contained 76 species, 63 genera, and 30 families, with the five most dominant species (based on the importance value index) being *Albizia lebbeck*, *Shorea obtusa*, *Dalbergia oliveri*, *Pentacme siamensis*, and *Dipterocarpus obtusifolius*. In contrast, the buffer zone had 48 species, 42 genera, and 27 families, with the dominant species being *Dipterocarpus obtusifolius*, *Shorea obtusa*, *Aporosa villosa*, *Tristaniopsis burmanica* var. *rufescens*, and *Gluta usitata*. Species diversity, based on the Shannon-Wiener Index, was 3.54 in the core area and 2.27 in the buffer zone, indicating a significant difference in diversity. NMDS followed by PERMANOVA, revealed distinct species compositions between the core and buffer areas ($p < 0.001$), likely due to disturbances. Total AGB was 204.20 t ha⁻¹ in the core area and 127.89 t ha⁻¹ in the buffer zone, with the higher AGB in the core area reflecting a more intact forest ecosystem. In the buffer zone, *Dipterocarpus obtusifolius* contributed approximately 44% of the total AGB, making it the dominant biomass-accumulating species. In the core area, *Albizia lebbeck* was the highest biomass-accumulating species, contributing 22% of the total AGB. Finally, Spearman's correlation analysis revealed that basal area showed a significant positive correlation with AGB in both the core and buffer areas ($R > 0.8$, $p < 0.001$), whereas tree density exhibited no significant relationship with AGB. Therefore, conservation and management efforts should prioritize dominant species such as *Dipterocarpus obtusifolius*, *Shorea obtusa*, *Pentacme siamensis*, and *Albizia lebbeck* to maintain AGB and carbon stock in the Huay Tak-Teak Biosphere Reserve.

Conclusion: These findings suggest that human-induced disturbances significantly impact plant community characteristics in the DDF, with the buffer zone exhibiting features of a secondary forest with irregular regeneration. The results highlight the crucial role of tropical deciduous forests in accumulating AGB and conserving biodiversity within Thailand's forest ecosystems. While the findings indicate that this biosphere reserve may effectively conserve overall plant diversity, they also reveal key ecological shifts, such as a substantial loss of AGB due to the lower presence of large trees in the buffer zone. If this pattern is widespread across tropical forest reserves, it could hinder efforts to preserve forest structure and essential ecosystem services, such as carbon storage. Establishing long-term monitoring programs could enhance the assessment of AGB trends within the reserve over time, contributing to more informed conservation and management strategies.

Keyword: Permanent plot, utilization, non-timber forest product, forest structure, diversity

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

² Department of National Park, Wildlife and Plant Conservation, Bangkok, 10900 Thailand

³ Faculty of Agricultural Production Maejo University, Chiang Mai Province, 50290 Thailand

*Corresponding author: E-mail: suradat_ffor@hotmail.com

<https://doi.org/10.34044/tferj.2025.9.1.6179>

คำนำ (Introduction)

ป่าผลัดใบเขตร้อน (Tropical deciduous forests) ถือได้ว่าเป็นหนึ่งในระบบนิเวศป่าเขตร้อนที่ถูกคุกคามอย่างยิ่ง (Murphy & Lugo, 1986; Li *et al.*, 2006; Castillo-Campos *et al.*, 2008) โดยปัจจัยไฟป่าในช่วงฤดูแล้งส่งผลให้ระบบนิเวศป่าผลัดใบมีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงมากเมื่อเปรียบเทียบกับป่าไม้ผลัดใบ (Evergreen forests) (Marod *et al.*, 1999) เมื่อพิจารณาในเขตร้อน (tropical zone) มนุษย์มักตั้งถิ่นที่อยู่อาศัยบริเวณที่ใกล้เคียงกับป่าผลัดใบ เนื่องจากมีสภาพอากาศที่เหมาะสม และมีทรัพยากรที่เอื้อต่อการดำรงชีวิตพอสมควร (Bullock *et al.*, 1995) ด้วยเหตุนี้ การปรากฏของปัจจัยรบกวนในพื้นที่ป่าผลัดใบจึงแปรผันตรงกับความหนาแน่นของประชากรมนุษย์ ในขณะที่ประชากรมนุษย์นั้นจะแปรผกผันกับปริมาณพื้นที่ป่า ในช่วงที่ผ่านมา งานวิจัยเชิงวิทยาศาสตร์ที่เกี่ยวข้องกับการอนุรักษ์และจัดการป่าผลัดใบนั้นมีอยู่อย่างจำกัด แต่การบุกรุกทำลายเพื่อเปลี่ยนแปลงพื้นที่ป่าผลัดใบนั้นกลับปรากฏให้เห็นอย่างชัดเจนมาก (Bullock *et al.*, 1995; Majumdar *et al.*, 2012) จนก่อให้เกิดป่าเสื่อมโทรม (Degraded forest) หรือป่ารุ่นสอง (Secondary forest) ขึ้นมา ซึ่งมักเกิดขึ้นในบริเวณที่ป่าสมบูรณ์ถูกทำลายที่มีสาเหตุหลักมาจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยเฉพาะการตัดไม้ทำลายป่า รวมถึงการเปลี่ยนพื้นที่ป่าเป็นพื้นที่เกษตรกรรม (Castillo-Campos *et al.*, 2008; Majumdar *et al.*, 2012)

ความแตกต่างของสังคมพืชนั้นเป็นหัวใจหลักของการศึกษาระบบนิเวศป่าไม้มาอย่างยาวนาน ส่วนใหญ่มุ่งประเด็นไปที่การศึกษาการกระจายเชิงพื้นที่ (Spatial distribution) องค์ประกอบชนิด (Species composition) และการจำแนกสังคมพืช (Classification of plant communities) (Bunyavejchewin *et al.*, 2003; Mohandass *et al.*, 2016; Thammanu *et al.*, 2021) โดยแท้จริงแล้ว สังคมพืชแต่ละหน่วยนั้นถูกแยกออกจากกัน โดยพิจารณาจากการปรากฏของชนิดไม้ดัชนี (Indicator species) รวมถึงองค์ประกอบชนิดที่มีความแตกต่างกันไปในแต่ละพื้นที่เป็นหลักกรณีป่าธรรมชาติสมบูรณ์ (Primary forest) มักถูกพบอยู่ในพื้นที่คุ้มครอง (Protected area) ที่จัดตั้งขึ้นเพื่อการอนุรักษ์ความหลากหลายทางธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม ลักษณะสังคมพืชส่วนใหญ่มักปรากฏให้เห็นถึงความเป็นป่าสมบูรณ์ (Intact forest) เช่นอุดมไปด้วยไม้เนื้อแข็งขนาดใหญ่ มีปริมาณพื้นที่หน้าตัดมาก มีความหลากหลายของชนิดไม้สูง รวมถึงมีการสืบต่อพันธุ์ของพรรณไม้อย่างปกติ (van Der Velden *et al.*, 2014; Mohanta *et al.*, 2020) อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาในป่าเสื่อมโทรมบางพื้นที่อาจพบที่มีความหนาแน่นของต้นไม้มาก โดยเฉพาะไม้ขนาดเล็ก และมีความหลากหลายชนิดต่ำ (Meng *et al.*, 2011) แต่หลาย ๆ พื้นที่กลับพบที่มีความหลากหลายของพรรณไม้สูง เนื่องจากการตั้งตัวของไม้เบิกนำซึ่งเป็นกลุ่มไม้ที่มีความหนาแน่นเนื้อไม้ต่ำ (Castillo-Campos *et al.*, 2008) สะท้อนให้เห็นว่า สังคมพืชหรือไม้ต้นที่เป็นโครงสร้างหลัก

ของระบบนิเวศป่าเขตร้อนนั้นสามารถทำหน้าที่เป็นตัวบ่งชี้การเปลี่ยนแปลงในระดับพื้นที่ได้ ซึ่งจะแปรผันอย่างยิ่งตามลักษณะพื้นที่ และปัจจัยรบกวน (Whitmore, 1990) ดังนั้น การเปรียบเทียบสังคมพืชป่าผลัดใบระหว่างพื้นที่ป่าธรรมชาติและป่าเสื่อมโทรมที่ได้รับอิทธิพลจากการรบกวน โดยเฉพาะการได้มาซึ่งข้อมูลเชิงลึกด้านมวลชีวภาพเหนือดิน (Aboveground biomass) ที่ในปัจจุบันมีแนวโน้มการศึกษามากยิ่งขึ้น (Mohanta *et al.*, 2020) และมักใช้คุณสมบัติในเชิงโครงสร้างป่า (ความหนาแน่นพื้นที่หน้าตัด และความสูง) และด้านสรีระวิทยา (ความหนาแน่นของเนื้อไม้) เป็นตัวแปรหลักของการได้มาซึ่งค่าดังกล่าว (Chave *et al.*, 2005; Chave *et al.*, 2014) จึงมีความน่าสนใจอย่างยิ่งที่จะสะท้อนให้เห็นถึงความแตกต่างของสังคมพืชป่าผลัดใบตามธรรมชาติและป่าผลัดใบเสื่อมโทรมที่ได้รับอิทธิพลจากการรบกวนโดยมนุษย์ในประเทศไทย

ป่าผลัดใบเป็นประเภทป่าที่พบได้มากที่สุดในประเทศไทย (Pongpattananurak, 2014) ซึ่งป่าเต็งรัง (Deciduous dipterocarp forest) เป็นหนึ่งในชนิดป่าผลัดใบหลักของประเทศไทยที่มีความสำคัญอย่างยิ่ง มีสัดส่วนพื้นที่ประมาณ 45 เปอร์เซ็นต์ของพื้นที่ป่าทั้งหมด มีปัจจัยแวดล้อมเฉพาะตัว เช่น ลักษณะดินค่อนข้างดื่น เป็นดินทราย (Sandy) ที่มีความเป็นกรดจัด (Acidic) ในขณะที่โครงสร้างของสังคมพืชพบกลุ่มไม้วงศ์ยาง (Dipterocarpaceae) เป็นไม้ดัชนีที่สำคัญ ซึ่งพรรณไม้จะมีการปรับตัวให้อยู่รอดในสถานะที่เกิดไฟป่าอยู่เป็นประจำ เช่น การมีเปลือกหนาและใบเหนียว (Bunyavejchewin *et al.*,

2011) ป่าเต็งรังนับว่าเป็นป่าที่มีความสำคัญทั้งในด้านเศรษฐกิจ สังคม และสิ่งแวดล้อม เนื่องจากอุดมไปด้วยพรรณไม้ที่สำคัญในทางนิเวศวิทยาและเศรษฐกิจหลายชนิด รวมถึงมีการปรากฏของผลิตภัณฑ์ที่ไม่ใช่เนื้อไม้ (Non-timber forest product) อีกจำนวนมาก (Thammanu, 2021) ด้วยเหตุนี้ป่าเต็งรังจึงมักพบกิจกรรมของมนุษย์ เช่น การเก็บหาของป่า (เห็ด หน่อไม้ ฯลฯ) อยู่เป็นระยะ ซึ่งการรบกวนที่มากเกินไปก็อาจส่งผลกระทบให้ระบบนิเวศสูญเสียความสมดุลได้ อย่างไรก็ตาม การศึกษาผลกระทบที่เกิดจากการรบกวนต่อสภาพสังคมพืชป่าเต็งรังของประเทศไทยนับว่ายังมีค่อนข้างน้อย

ดังนั้น การศึกษาโดยใช้แปลงถาวร (Permanent plot) ในพื้นที่ 2 ลักษณะ คือ พื้นที่ป่าธรรมชาติ และพื้นที่ที่เกิดการรบกวน เพื่อศึกษาอิทธิพลจากการรบกวนต่อลักษณะสังคมพืชในป่าเต็งรัง พื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก จังหวัดลำปาง ซึ่งเป็นพื้นที่ที่มีการใช้ประโยชน์โดยมนุษย์อย่างเข้มข้น (Thai-utsa, 1968; Chaisunthornkitti *et al.*, 2013) โดยเฉพาะอย่างยิ่ง การมุ่งประเด็นไปที่ผลกระทบต่อโครงสร้างป่า (ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัด) ความหลากหลาย และปริมาณมวลชีวภาพเหนือดิน นำไปสู่ตอบคำถามงานวิจัยที่สำคัญ 3 ประการ คือ 1) ลักษณะโครงสร้าง ความหลากหลาย และปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินในพื้นที่ป่าเต็งรัง พื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทากเป็นอย่างไร? 2) ข้อมูลเชิงปริมาณดังกล่าวมีความแปรผันอย่างไร เมื่อเปรียบเทียบระหว่างพื้นที่ป่า

ธรรมชาติ และพื้นที่ป่าที่เกิดการรบกวน? และ
3) ความสัมพันธ์ระหว่างมวลชีวภาพเหนือดินกับ
โครงสร้างป่า (ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัด)
เป็นอย่างไร? ผลที่ได้นำมาซึ่งข้อมูลสังคมพืชป่าเต็ง
รังที่สามารถใช้ในการจัดการได้อย่างมีประสิทธิภาพต่อไป

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

ดำเนินการศึกษาในพื้นที่สงวนชีวมณฑล
ป่าสัก-ห้วยตาก (Huay Tak-Teak biosphere reserve,
HTT) ซึ่งตั้งอยู่ในอำเภอลำปาง มีขนาด
เนื้อที่ประมาณ 184,000 ไร่ สภาภูมิประเทศเป็น
ยอดเขาสูงชันสลับซับซ้อน ตั้งขึ้นเป็นป่าสาธิตเพื่อ
การศึกษาวิจัยการจัดการสวนป่าอย่างประณีต
ประกอบไปด้วยระบบนิเวศป่าเต็งรัง ป่าผสมผลัด
ใบ และป่าดิบแล้งบางส่วน ปัจจุบันส่วนหนึ่งของ
พื้นที่สงวนชีวมณฑลแห่งนี้เป็นที่เตรียมการ
ประกาศเป็นอุทยานแห่งชาติถ้ำผาไท (Figure 1)

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

ในปี พ.ศ. 2567 ทำการวางแปลงถาวร
ขนาด 1 เฮกเตอร์ (100 เมตร × 100 เมตร) จำนวน
2 แปลง ภายในป่าเต็งรังของพื้นที่สงวนชีวมณฑล
ป่าสัก-ห้วยตาก จังหวัดลำปาง ประกอบไปด้วยเขต
แกนกลาง (Core area) 1 แปลง เป็นตัวแทนของ
พื้นที่ป่าธรรมชาติที่มีลักษณะเป็นพื้นที่ลาดชัน
(Slope) และเขตกันชน (Buffer zone) 1 แปลงซึ่ง
เป็นตัวแทนของป่าที่มีการรบกวนที่มีลักษณะเป็น
พื้นที่ราบ (Flat) ในพื้นที่แปลงถาวรแต่ละแปลง

แบ่งแปลงย่อยออกเป็นขนาด 20 เมตร × 20 เมตร
(รวม 25 แปลงย่อยต่อ 1 แปลงถาวร) ทำการสำรวจ
องค์ประกอบของพรรณไม้ในแต่ละแปลงย่อย โดย
มีการติดหมายเลขต้นไม้ (Tagged number) ในพืชมี
เนื้อไม้ (Woody plant) ที่มีวิสัยเป็นไม้ต้น (tree) ไม้
ต้นขนาดเล็ก (Shrubby tree) และไม้พุ่ม (Shrub) ที่มี
ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางเพียงอก (Diameter at breast
height, DBH) ตั้งแต่ 1 เซนติเมตร วัดขนาดความโต
ความสูงทั้งหมด ระบุชนิด บันทึกพิกัดตำแหน่งของ
ต้นไม้ในแปลงตัวอย่าง (Manokaran *et al.*, 1990)

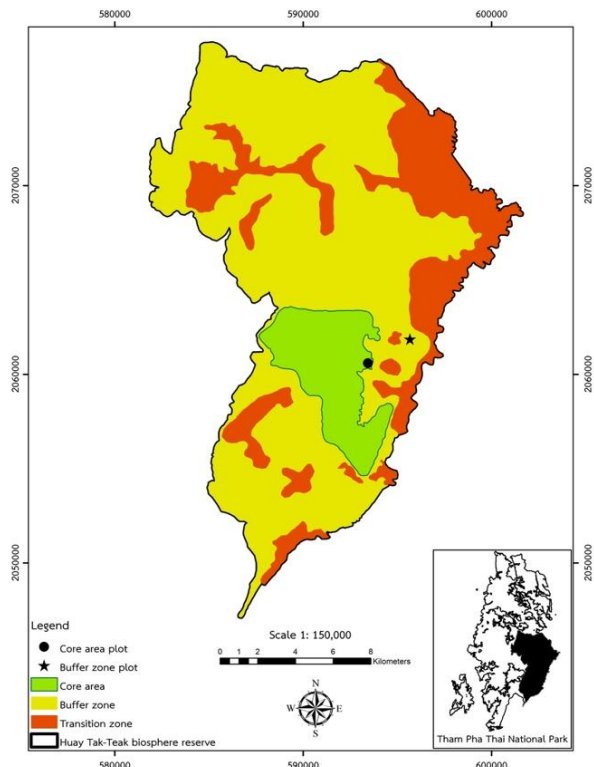


Figure 1 Study area and plot location

3. การวิเคราะห์ข้อมูล (Data analysis)

ในแต่ละแปลง ทำการวิเคราะห์ความ
มากมายของพรรณไม้ตามลำดับชั้นอนุกรมวิธาน
(Taxon richness) รวมถึงความหนาแน่น (Density)

พื้นที่หน้าตัด (Basal area) การกระจายของพรรณไม้ตามชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง (Diameter class distribution) ค่าดัชนีความสำคัญของพรรณไม้ (Important value index, IVI) (Curtis & McIntosh, 1950; Mohandass *et al.*, 2016) และค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon–Wiener Index (H') (Kent, 2011)

ดำเนินการคำนวณมวลชีวภาพเหนือดิน (Aboveground biomass, AGB) รายต้นของป่าเต็งรังตามสูตรของ Chave *et al.* (2014) ดังนี้

$$AGB = 0.0673 (WD \times DBH^2 \times H)^{0.976}$$

โดย AGB คือ มวลชีวภาพเหนือดิน (ตัน) WD คือ ความหนาแน่นเนื้อไม้ (g/cm^3) DBH คือ ขนาดความโตจากเส้นผ่านศูนย์กลาง (เซนติเมตร) H คือ ความสูงของต้นไม้ (เมตร) สำหรับค่า WD ของการศึกษานี้ใช้ค่าจาก the Global Wood Density Database (Chave *et al.*, 2009) ในระดับชนิด ขณะที่ชนิดไม้ต้นบางชนิดที่ไม่ปรากฏค่า WD ในฐานข้อมูลดังกล่าวทำการคำนวณโดยใช้ค่าเฉลี่ยของทุกชนิดในระดับสกุล (Genus) นั้น (30%) และหากยังไม่พบค่าในระดับสกุล จะใช้ค่าเฉลี่ยของทุกชนิดไม้ในระดับวงศ์ (Family) (7%) มาคำนวณ WD ให้มีความใกล้เคียงกับชนิดนั้น ๆ ต่อไป

การวิเคราะห์ทางสถิติ (Statistical analysis)

ดำเนินการเปรียบเทียบข้อมูลเชิงปริมาณ ได้แก่ ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัด และมวลชีวภาพเหนือดิน ระหว่างเขตกันชนและเขตแกนกลาง ด้วยวิธีการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย Wilcoxon rank sum test

โดยโปรแกรมวิเคราะห์ทางสถิติ R (Version 4.4.1) (R Core Team, 2025)

ดำเนินการเปรียบเทียบองค์ประกอบชนิดไม้ระหว่างเขตแกนกลางและกันชน โดยใช้วิธี Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ซึ่งใช้ค่าความแตกต่างจาก Bray and Curtis จากนั้นทำการทดสอบความแตกต่างทางสถิติด้วยวิธี Permutational multivariate ANOVA (PERMANOVA) (999 permutations) ทั้งหมดนี้ดำเนินการภายใต้ Vegan package (Oksanen *et al.*, 2020) และวิเคราะห์สหสัมพันธ์ (Spearman's correlation) ระหว่างมวลชีวภาพเหนือพื้นดินกับขนาดพื้นที่หน้าตัดและความหนาแน่น ทั้งในเขตแกนกลางและเขตกันชน

ผลและวิจารณ์ (Results and Discussion)

1. โครงสร้างป่า

ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของพรรณไม้มีความแตกต่างกันไปทั้งในด้านชั้นขนาดและเขตพื้นที่ (Table 1) ในเขตพื้นที่กันชน พบความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้ ($DBH \geq 1$ cm) ทั้งหมด 2,470 ต้นต่อเฮกแตร์ และ 20.98 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ ตามลำดับ ในขณะที่เขตแกนกลาง พบ 1,626 ต้นต่อเฮกแตร์ และ 27.35 ตารางเมตรต่อเฮกแตร์ ตามลำดับ ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดต้นไม้ทั้งสองพื้นที่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.001$, Wilcoxon) การกระจายตามชั้นขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง (DBH class distribution) ในเขตกันชนมีการกระจายแบบระฆังคว่ำเดียว (Unimodal distribution) โดยไม้ใน

ชั้นขนาด 5–10 cm DBH มีจำนวนมากที่สุด ตรงกันข้ามกับเขตแกนกลางที่มีการกระจายแบบเลขชี้

กำลังเชิงลบ (Negative exponential form หรือ Reversed-J shape) (Figure 2)

Table 1 Horizontal forest structure (density and basal area) of core and buffer areas in HTT

	Minimum DBH			
	1 cm	5 cm	10 cm	30 cm
Buffer area				
Density (individual ha ⁻¹)	2,470	1,846	689	14
Basal area (m ² ha ⁻¹)	20.98	20.30	15.30	1.37
Core area				
Density (individual ha ⁻¹)	1,626	1,192	692	81
Basal area (m ² ha ⁻¹)	27.35	26.92	24.55	8.97

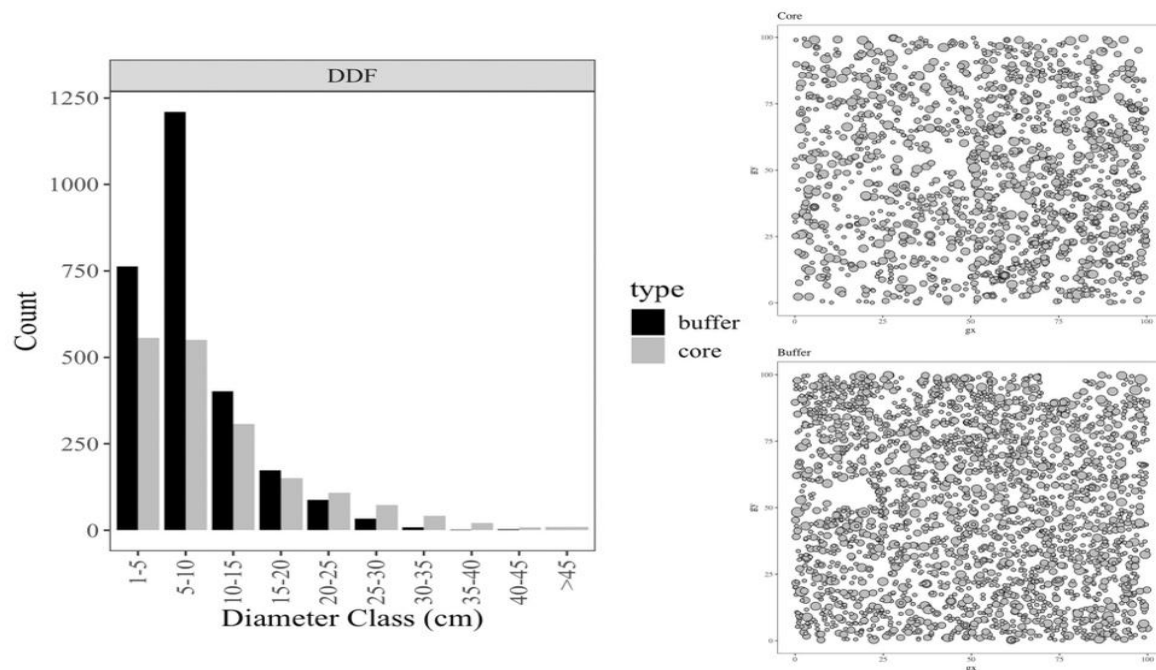


Figure 2 DBH class distributions and spatial scatter plots of tree species in buffer and core areas in HTT.

โครงสร้างทางด้านราบ (Horizontal structure) มีความแปรผันไปตามแต่ละเขตพื้นที่ เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่น พบว่าความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดของต้นไม้ในเขตแกนกลางที่ขนาด ≥ 10 cm DBH ค่อนข้างใกล้เคียง

กับป่าเต็งรังธรรมชาติของ Bunyavejchewin *et al.* (2011) ซึ่งรายงานว่าความหนาแน่นของไม้ขนาดดังกล่าวอยู่ในช่วงระหว่าง 269–646 ต้นต่อเฮกตาร์ และพื้นที่หน้าตัดอยู่ในช่วงราว 20–25 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ อย่างไรก็ตาม เมื่อพิจารณาในเขตกันชน

พรรณไม้ขนาด ≥ 5 cm DBH นั้นมีความหนาแน่นมากเมื่อเปรียบเทียบกับป่าเต็งรัง จากการศึกษาร่วมของ Larkern *et al.* (2017) (1,572 ต้นต่อเฮกเตอร์) และ Lamotte *et al.* (1998) (602 ต้นต่อเฮกเตอร์) โดยเฉพาะไม้ขนาดเล็ก (5–10 cm DBH) ที่มีสัดส่วนมากที่สุด ซึ่งลักษณะดังกล่าวเป็นลักษณะของสังคมพืชที่ฟื้นตัวภายหลังจากการถูกรบกวน (Shorohova

et al., 2009) พื้นที่เขตกั้นชนมักพบการเก็บหาของป่าโดยมนุษย์ รวมถึงอิทธิพลจากการสัมปทานทำไม้ในอดีต กลุ่มพรรณไม้เหล่านี้อาจโตขึ้นมาพร้อมกันภายหลังจากการรบกวนดังกล่าว กลุ่มไม้วงศ์ยาง (Dipterocarpaceae) ได้แก่ เหียงและเต็ง มีความหนาแน่นคิดเป็นสัดส่วนมากกว่าร้อยละ 50 ของจำนวนทั้งหมดในพื้นที่กั้นชน (Table 2)

Table 2 List of 20 dominant tree species with IVI (%), mean diameter at breast height (DBH, cm), density (D, individual), basal area (BA, m²), total aboveground biomass (AGB, t) in buffer and core areas in HTT.

Scientific name	IVI	DBH $\pm$ SD	D	BA	AGB
Buffer area					
<i>Dipterocarpus obtusifolius</i> Teijsm. ex Miq.	78.78	10.71 $\pm$ 6.33	726	9.17	56.27
<i>Shorea obtusa</i> Wall. ex Blume	54.44	8.76 $\pm$ 4.43	664	4.90	32.60
<i>Aporosa villosa</i> (Wall. ex Lindl.) Baill.	32.24	5.95 $\pm$ 3.56	361	1.73	4.20
<i>Tristaniaopsis burmanica</i> (Griff.) Peter G. Wilson & J. T. Waterh. var. <i>rufescens</i> (Hance) J.	14.96	5.29 $\pm$ 2.64	163	0.51	1.88
<i>Gluta usitata</i> (Wall.) Ding Hou	13.83	10.13 $\pm$ 7.10	79	0.98	6.61
<i>Dipterocarpus tuberculatus</i> Roxb.	11.92	7.90 $\pm$ 6.31	81	0.65	5.37
<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	8.75	8.46 $\pm$ 7.21	40	0.40	2.53
<i>Irvingia malayana</i> Oliv. ex A. W. Benn.	7.57	14.87 $\pm$ 10.62	17	0.59	6.56
<i>Pentacme siamensis</i> (Miq.) Kurz	6.78	8.97 $\pm$ 6.79	40	0.40	3.17
<i>Canarium subulatum</i> Guillaumin	6.13	8.23 $\pm$ 6.45	27	0.25	1.19
<i>Quercus kerrii</i> Craib	5.73	10.47 $\pm$ 6.29	24	0.30	1.93
<i>Craibiodendron stellatum</i> (Pierre) W. W. Sm.	5.37	6.35 $\pm$ 2.77	23	0.10	0.36
<i>Memecylon scutellatum</i> (Lour.) Hook. & Arn. var. <i>scutellatum</i>	4.65	4.24 $\pm$ 2.95	29	0.07	0.31
<i>Dalbergia oliveri</i> Gamble ex Prain	4.33	5.07 $\pm$ 3.81	25	0.09	0.54
<i>Dillenia obovata</i> (Blume) Hoogland	4.01	5.51 $\pm$ 2.27	17	0.05	0.17
<i>Gardenia sootepensis</i> Hutch.	3.64	3.63 $\pm$ 2.23	24	0.04	0.13
<i>Buchanania lanzan</i> Spreng.	3.57	4.82 $\pm$ 1.53	15	0.03	0.06
<i>Dalbergia lakhonensis</i> Gagnep.	3.42	9.58 $\pm$ 6.63	15	0.18	1.25
<i>Symplocos racemosa</i> Roxb.	3.33	5.75 $\pm$ 2.76	15	0.05	0.15

Table 2 (continued)

Scientific name	IVI	DBH $\pm$ SD	D	BA	AGB
<i>Wendlandia tinctoria</i> (Roxb.) DC.	3.28	5.03 $\pm$ 2.56	11	0.04	0.13
Others (28)	23.29	162.03	74	0.43	2.48
Core area					
<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	25.51	26.24 $\pm$ 15.38	64	4.85	44.01
<i>Shorea obtusa</i> Wall. ex Blume	25.42	21.24 $\pm$ 8.47	105	4.31	42.07
<i>Dalbergia oliveri</i> Gamble ex Prain	20.38	9.28 $\pm$ 5.75	175	1.71	13.39
<i>Pentacme siamensis</i> (Miq.) Kurz	19.89	15.16 $\pm$ 10.24	100	2.78	26.60
<i>Dipterocarpus obtusifolius</i> Teijsm. ex Miq.	17.34	14.62 $\pm$ 8.02	105	2.29	15.06
<i>Mitragyna rotundifolia</i> (Roxb.) Kuntze	13.57	7.26 $\pm$ 5.62	113	0.79	3.48
<i>Canarium subulatum</i> Guillaumin	11.20	11.58 $\pm$ 6.80	70	0.99	4.39
<i>Lannea coromandelica</i> (Houtt.) Merr.	11.03	12.11 $\pm$ 8.35	61	1.08	4.24
<i>Wendlandia tinctoria</i> (Roxb.) DC.	8.92	7.40 $\pm$ 4.35	50	0.50	2.36
<i>Haldina cordifolia</i> (Roxb.) Ridsdale	8.76	8.79 $\pm$ 5.90	64	0.58	2.55
<i>Pterocarpus macrocarpus</i> Kurz	8.67	16.94 $\pm$ 9.44	35	1.09	8.56
<i>Vitex peduncularis</i> Wall. ex Schauer	8.10	5.64 $\pm$ 3.65	50	0.24	0.84
<i>Cratoxylum formosum</i> (Jacq.) Benth. & Hook. f. ex Dyer subsp. <i>pruniflorum</i> (Kurz)	7.78	12.73 $\pm$ 9.46	42	0.90	7.28
<i>Gluta usitata</i> (Wall.) Ding Hou	7.41	9.74 $\pm$ 7.33	55	0.65	4.97
<i>Tristaniaopsis burmanica</i> (Griff.) Peter G. Wilson & J. T. Waterh. var. <i>rufescens</i> (Hance) J.	6.69	8.09 $\pm$ 4.24	49	0.50	2.26
<i>Morinda coreia</i> Buch.-Ham.	6.14	7.27 $\pm$ 6.40	31	0.26	1.15
<i>Wrightia arborea</i> (Dennst.) Mabb.	6.11	3.75 $\pm$ 3.50	48	0.12	0.44
<i>Aporosa villosa</i> (Wall. ex Lindl.) Baill.	5.40	8.43 $\pm$ 4.21	29	0.24	0.61
<i>Gardenia sootepensis</i> Hutch.	4.79	8.86 $\pm$ 6.31	26	0.28	1.53
<i>Dalbergia cultrata</i> Graham ex Benth.	4.53	6.00 $\pm$ 3.70	32	0.12	0.63
Others (56)	72.34	482.59	322	3.09	17.79

ซึ่งทั้งสองชนิดนี้นอกจากจะเป็นไม้ดัชนี (Indicator species) ของป่าเต็งรังแล้ว (Bunyavejchewin *et al.*, 2011) ยังเป็นพรรณไม้ที่สามารถพบเจอได้ทั่วไปในพื้นที่ป่าเปิดโล่งที่ผ่านการรบกวน (Gardner *et al.*,

2000; Pandey & Shukla, 2001; Larpkern *et al.*, 2017) ดังนั้น รูปแบบโครงสร้างป่านี้สะท้อนให้เห็นถึงอิทธิพลของการรบกวนที่ส่งผลให้โครงสร้างป่าเกิดความผิดปกติ โดยเฉพาะในเขตพื้นที่กันชน

2. องค์ประกอบของชนิดพรรณไม้

องค์ประกอบของชนิดพรรณไม้ทั้งสองพื้นที่ที่มีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน ในเขตกันชน พบพรรณไม้ทั้งหมด (≥ 1 cm DBH) 27 วงศ์ 42 สกุล 48 ชนิด พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากค่าดัชนีความสำคัญมากที่สุด 5 อันดับแรก ได้แก่ เหียง (*Dipterocarpus obtusifolius*) เต็ง (*Shorea obtusa*) เหมือดโลด (*Aporosa villosa*) ก้าว (*Tristania burmanica* var. *rufescens*) และ รักใหญ่ (*Gluta usitata*) (Table 2) ความหลากหลายชนิด พบอยู่ในระดับปานกลาง ($H' = 2.27$) ส่วนเขตแกนกลางพบพรรณไม้ทั้งหมด 30 วงศ์ 63 สกุล 76 ชนิด พรรณไม้เด่น 5 อันดับแรก ได้แก่ พญาสัตบรรณ (*Albizia lebbek*) เต็ง (*Shorea obtusa*) ชิงชัน (*Dalbergia oliveri*) รัง (*Pentacme siamensis*) และเหียง (*Dipterocarpus obtusifolius*) (Table 2) ความหลากหลายชนิด พบอยู่ในระดับสูง ($H' = 3.54$) ผลการทดสอบ NMDS พบว่าองค์ประกอบพรรณไม้ป่าเต็งรังระหว่างพื้นที่กันชนและพื้นที่แกนกลางมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน (Figure 3) รวมถึงผลการทดสอบ PERMANOVA แสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบของพรรณไม้แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($F = 32.28$, $p < 0.001$)

มีการศึกษาในหลายพื้นที่ระบุว่าพื้นที่ป่าที่ถูกรบกวนมักจะมีความหลากหลายชนิดสูงกว่าพื้นที่ป่าธรรมชาติ เนื่องจากมีการเพิ่มเข้ามาของพรรณไม้เบิกนำ หรือไม้ชอบแสงชนิดต่าง ๆ (San-José *et al.*, 2021) อย่างไรก็ตาม การศึกษานี้มีผลที่ตรงกันข้าม โดยแท้จริงแล้ว องค์ประกอบชนิดระหว่างทั้งสองเขตพื้นที่ค่อนข้างมีความคล้ายคลึงกัน พรรณไม้วงศ์

Dipterocarpaceae, Fabaceae และ Rubiaceae เป็นกลุ่มที่มีความเด่นมากที่สุด

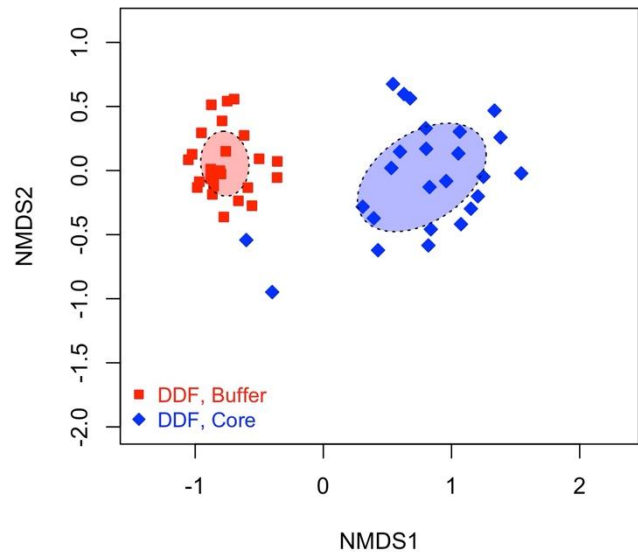


Figure 3 Non-multidimensional scaling (NMDS) analysis of species composition between buffer and core areas in HTT

แต่ถ้าพิจารณาในพื้นที่แกนกลาง ที่ตั้งของแปลงอยู่บนพื้นที่ลาดชันต่อเนื่องไปถึงสันเขา ปัจจัยแวดล้อมอื่น ๆ ภายในแปลงจึงมีความแปรผันมาก เช่น สมบัติดิน น้ำในดิน ฯลฯ บริเวณตอนล่างของแปลงจึงมีการปรากฏของพรรณไม้ที่สามารถพบได้ในป่าผสมผลัดใบบางชนิด เช่น กะเจียน (*Hubera cerasoides*) สมอพิเภก (*Terminalia bellirica*) ฯลฯ ทำให้จำนวนชนิดและความหลากหลายของพรรณไม้มีมากกว่าพื้นที่กันชน สอดคล้องกับการศึกษา Tilman & Pacala (1993) และ Castillo-Campos *et al.* (2008) ที่รายงานว่าความหลากหลายในเชิงพื้นที่ (Spatial heterogeneity) ก็เป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้พรรณไม้หลายชนิดสามารถตั้งตัวได้ดีเนื่องจากมีทรัพยากรที่พืชสามารถนำมาใช้ได้ปริมาณมาก

ดังนั้น นอกจากปัจจัยรบกวนที่เกิดขึ้นแล้ว สภาพภูมิประเทศก็อาจเป็นสาเหตุสำคัญที่ก่อให้เกิดความผันแปรของความหลากหลายชนิดไม้ในป่าเต็งรังของพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก จังหวัดลำปาง

3. มวลชีวภาพเหนือดิน

พื้นที่กันชนมีปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินน้อยกว่าพื้นที่แกนกลางอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติยิ่ง ($p < 0.001$, Wilcoxon) (Figure 4) โดยมีค่าเท่ากับ 127.89 ดันต่อเฮกแตร์ และ 204.20 ดันต่อเฮกแตร์ตามลำดับ โดยพบว่า เขียงมีการสะสมปริมาณมวลชีวภาพมากที่สุดในพื้นที่กันชน (45%, 56.27 ดันต่อเฮกแตร์) ขณะที่พฤษภมีการสะสมปริมาณมวลชีวภาพมากที่สุดในพื้นที่แกนกลาง (22%, 44.01 ดันต่อเฮกแตร์) (Table 2) ผลการทดสอบสหสัมพันธ์ (Spearman's correlation) ระบุว่า มีเพียงขนาดพื้นที่หน้าตัดเท่านั้นที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกอย่างมีนัยสำคัญกับปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินของ

พรรณไม้ทั้งในเขตแกนกลางและเขตกันชน ($R > 0.8$, $p < 0.001$) (Figure 5) ป่าเต็งรังในเขตแกนกลางที่แสดงลักษณะของระบบนิเวศป่าไม้ที่สมบูรณ์นั้นมีศักยภาพในการสะสมมวลชีวภาพเหนือดินได้ดีกว่าเขตกันชน

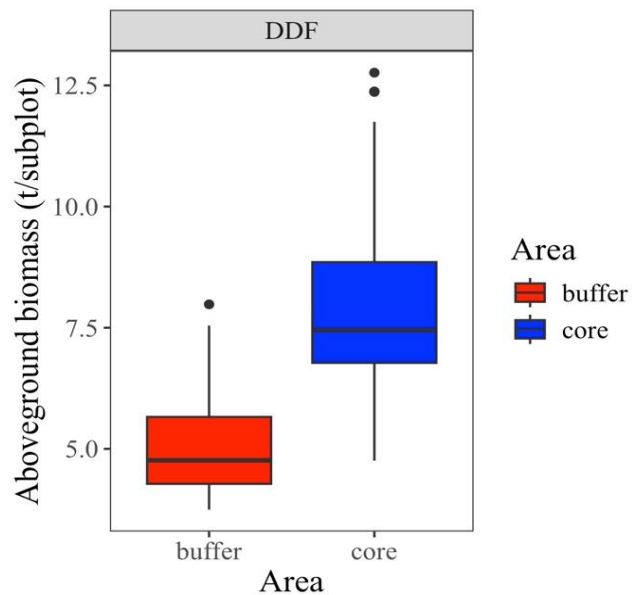


Figure 4 Comparison of aboveground biomass between buffer and core areas in HTT

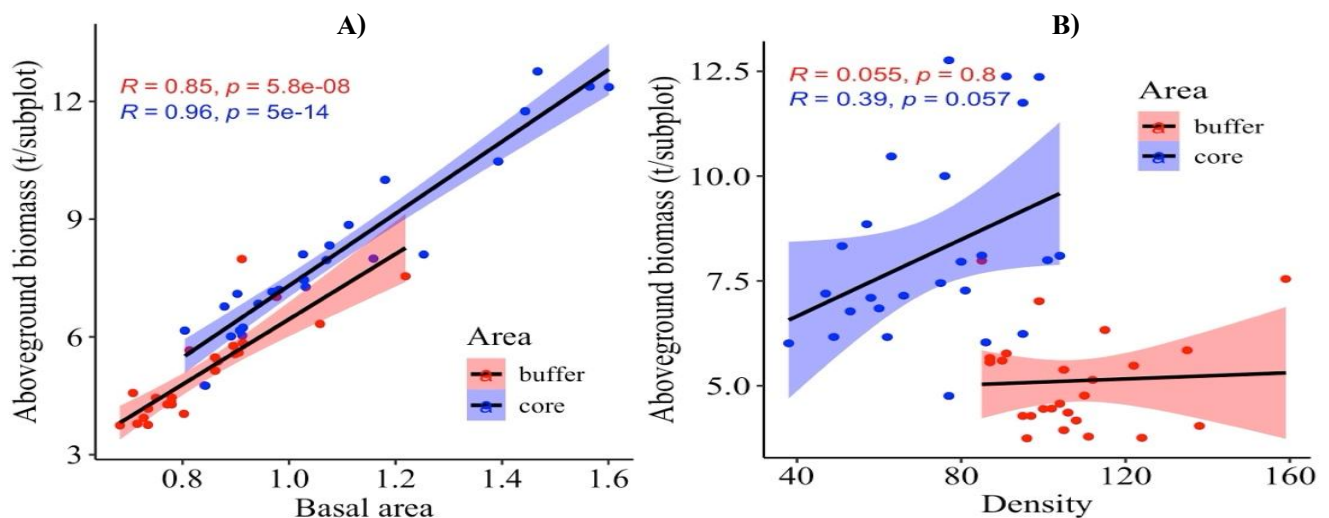


Figure 5 Spearman's correlation analysis between aboveground biomass and horizontal forest structures in buffer and core areas in HTT: A) density and B) basal area.

เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินกับโครงสร้างป่า พบว่า มีเพียงขนาดพื้นที่หน้าตัดเท่านั้นที่มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับปริมาณมวลชีวภาพเหนือดิน สะท้อนให้เห็นว่าป่าไม้ที่มีต้นไม้ขนาดใหญ่สามารถกักเก็บคาร์บอนได้ดี (Luyssaert *et al.*, 2008; Stephenson *et al.*, 2014) และสอดคล้องกับการศึกษา Mohanta *et al.* (2020) ที่ระบุว่า ขนาดพื้นที่หน้าตัดถือเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการระบุศักยภาพของปริมาณมวลชีวภาพเหนือดินในแต่ละชนิด กลุ่มไม้ท้องถิ่นอย่างเหียง เต็ง รัง รวมถึงพฤษภที่มีสัดส่วนการสะสมมวลชีวภาพเหนือดินค่อนข้างสูง จึงถือเป็นไม้ที่มีความสำคัญต่อการบริการทางระบบนิเวศที่ควรได้รับการอนุรักษ์ไว้โดยเฉพาะในด้านการสะสมมวลชีวภาพซึ่งนำไปสู่ศักยภาพในการกักเก็บคาร์บอน อย่างไรก็ตาม การที่ป่าที่มีความหนาแน่นของต้นไม้มากเกินไป นอกจากจะทำให้โครงสร้างป่าไม่สมดุลแล้ว อาจไม่ได้สะท้อนให้เห็นถึงศักยภาพในการสะสมมวลชีวภาพที่ดี ดังนั้น อิทธิพลจากการรบกวนไม่เพียงแต่ส่งผลกระทบต่อโครงสร้างป่า ยังมีผลต่อศักยภาพในการสะสมมวลชีวภาพเหนือดินของป่าเต็งรังในพื้นที่สงวนชีวมณฑลแห่งนี้อีกด้วย

สรุป (Conclusion)

โครงสร้าง องค์ประกอบชนิด และมวลชีวภาพเหนือดินของพรรณไม้ป่าเต็งรังบริเวณพื้นที่สงวนชีวมณฑลป่าสัก-ห้วยทาก จังหวัดลำปาง มีความแปรผันไปตามแต่ละเขตพื้นที่ พื้นที่แกนกลางที่ปราศจากการใช้ประโยชน์โดยมนุษย์สะท้อนให้เห็นถึงระบบนิเวศที่ไม่มีการรบกวน ไม่ว่าจะเป็น

ในด้านโครงสร้าง (ความหนาแน่น และพื้นที่หน้าตัด) ความหลากหลายชนิด รวมไปถึงปริมาณมวลชีวภาพ ซึ่งเป็นผลจากอิทธิพลของการรบกวนที่มีผลเชิงลบต่อโครงสร้างป่า องค์ประกอบของชนิดพรรณไม้ และมวลชีวภาพเหนือดินอย่างชัดเจน ดังนั้น ข้อมูลที่ได้จากการศึกษานี้สามารถนำไปเป็นฐานในการวางแผนการอนุรักษ์และจัดการป่าเต็งรังในพื้นที่ได้ กระบวนการฟื้นฟูป่าภายหลังการรบกวนเป็นสิ่งที่จำเป็นอย่างยิ่ง แต่การอนุรักษ์ป่าธรรมชาติดั้งเดิมให้มีสภาพที่สมบูรณ์อาจมีความสำคัญกว่าเมื่อพิจารณาในบริบทของการบริการระบบนิเวศต่าง ๆ (Ecosystem services) ที่ป่าธรรมชาติสามารถมอบให้ได้ โดยเฉพาะศักยภาพในด้านการสะสมปริมาณมวลชีวภาพและการกักเก็บคาร์บอนเหนือดินที่มีมากในไม้ขนาดใหญ่

กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

งานวิจัยนี้ได้รับการสนับสนุนงบประมาณจากกรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่า และพันธุ์พืช ภายใต้กองทุนส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัย และนวัตกรรม แผนงานวิจัยการบริหารจัดการพื้นที่ป่าอนุรักษ์ เพื่อยกระดับการเป็นสังคมคาร์บอนต่ำ ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2567

เอกสารอ้างอิง (References)

- Bullock, S. H., H. A. Mooney & E. Medina. 1995. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Bunyavejchewin, S., P. J. Baker & S. J. Davies. 2011. *Seasonally dry tropical forests in*

- continental Southeast Asia: structure, composition and dynamics. pp. 9–35. In Mcshea, W., S. J. Davies & N. Bhumpakphan (eds.) **The ecology and conservation of seasonally dry forests in Asia**. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington (DC).
- Bunyavejchewin, S., J. V. LaFrankie, P. J. Baker, M. Kanzaki, P.S. Ashton & T. Yamakura. 2003. Spatial distribution patterns of the dominant canopy dipterocarp species in a seasonal dry evergreen forest in western Thailand. **Forest Ecology and Management** 175(1-3): 87–101. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00126-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00126-3)
- Castillo-Campos, G., G. Halffter & C. E. Moreno. 2008. Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. **Biodiversity and Conservation** 17: 1701–1714. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9375-7>
- Chaisunthornkitti, T., K. Duangsathaporn, P. Prasomsin & A. Y. Omule. 2013. Vegetation dynamics over a 10-year period in a dry dipterocarp forest in Mae-Huad sector, Ngao demonstration forest, Lampang province. **Thai Journal of Forestry** 32: 152–161. (in Thai)
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi & T. Kira. 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>
- Chave, J., D. Coomes, S. Jansen, S. L. Lewis, N. G. Swenson & A. E. Zanne. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters** 12(4): 351–366. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside & R. C. Goodman. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology** 20(10): 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Curtis, J. T. & R. P. McIntosh. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology** 31(3): 434–455. <https://doi.org/10.2307/1931497>

- Gardner, S., P. Sidisunthorn & V. Anusarnsunthorn. 2000. **A field guide to forest trees of northern Thailand**. Bangkok: Kobfai Publishing Project.
- Kent, M. 2011. **Vegetation description and data analysis: a practical approach**. West Sussex: John Wiley & Sons.
- Lamotte, S., J. Gajaseneni & F. Malaisse. 1998. Structure diversity in three forest types of north-eastern Thailand (Sakaerat Reserve, Pak Tong Chai). **Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement** 2(3): 192–202.
- Larpkern, P., M. Eriksen & P. Waiboonya. 2017. Diversity and uses of tree species in the deciduous dipterocarp forest, Mae Chaem District, Chiang Mai Province, Northern Thailand. **Naresuan University Journal: Science and Technology (NUJST)** 25(3): 43–55.
- Li, J., Z. Ren & Z. Zhou. 2006. Ecosystem services and their values: a case study in the Qinba mountains of China. **Ecological Research** 21: 597–604. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0148-z>
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais & J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. **Nature** 455(7210): 213–215. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- R Core Team. 2025. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available source: <https://www.R-project.org/>. (Accessed: September 12, 2024)
- Majumdar, K., U. Shankar & B. K. Datta. 2012. Tree species diversity and stand structure along major community types in lowland primary and secondary moist deciduous forests in Tripura, Northeast India. **Journal of Forestry Research** 23(4): 553–568. <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-012-0295-8>
- Manokaran, N., J. V. Lafrankie, K. M. Kochummen, E. S. Quah, J. F. Klahn, P. S. Ashton, S. P. Hubbell & H. T. Chan. 1990. **Methodology for the fifty hectare research plot at Pasoh Forest Reserve**. Malaysia: Research Pamphlet– Forest Research Institute Malaysia.
- Marod, D., U. Kutintara, C. Yarwudhi, H. Tanaka & T. Nakashisuka. 1999. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science** 10(6): 777–786. <https://doi.org/10.2307/3237302>
- Meng, J., Y. Lu, X. Lei & G. Liu. 2011. Structure and floristics of tropical forests and their implications for restoration of degraded forests of China's Hainan Island. **Tropical Ecology** 52(2): 177–191.

- Mohandass, D., A. C. Hughes, B. Mackay, P. Davidar & T. Chhbra. 2016. Floristic species composition and structure of a mid-elevation tropical montane evergreen forests (sholas) of the western ghats, southern India. **Tropical Ecology** 57(3): 533–543.
- Mohanta, M. R., A. Mohanta, U. Mohapatra, R. C. Mohanty & S. C. Sahu. 2020. Carbon stock assessment and its relation with tree biodiversity in Tropical Moist Deciduous Forest of Similipal Biosphere Reserve, Odisha, India. **Tropical Ecology** 61(4): 497–508. <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00111-8>
- Murphy, P. G. & A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual review of ecology and systematics** 67–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.1101.86.000435>
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, K. Roeland, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, *et al.* 2020. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5–7. Available source: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (Accessed: September 12, 2024)
- Pandey, S. K. & R. P. Shukla. 2001. Regeneration strategy and plant diversity status in degraded sal forests. **Current Science** 95–102.
- Pongpattananurak, N. 2014. Prioritizing forest complexes of Thailand using landscape metrics. **Thai Journal of Forestry** 33(2): 61–76. (in Thai)
- San-José, M., L. Werden, C. J. Peterson, F. Oviedo-Brenes & R. A. Zahawi. 2021. Large tree mortality leads to major aboveground biomass decline in a tropical forest reserve. **Oecologia** 197(3): 795–806. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05048-w>
- Shorohova, E., T. Kuuluvainen, A. Kangur & K. Jõgiste. 2009. Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forests: a review with special reference to Russian studies. **Annals of Forest Science** 66(2): 1–20. <https://doi.org/10.1051/forest/2008083>
- Stephenson, N. L., A. J. Das, R. Condit, S. E. Russo, P. J. Baker, N. G. Beckman, D. A. Coomes, E. R. Lines, *et al.* 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature** 507(7490): 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Thai-utsa, B. 1968. **Structural characteristics of dry dipterocarp forest, Haui-Thark, Ngao, Lampang**. M. S. thesis, Faculty of Forestry, Kasetsart University, Bangkok, Thailand. (in Thai)

Thammanu, S. 2021. **Effect of community forest management on biodiversity and utilization of non-timber forest products in northern Thailand**. Ph.D. dissertation, Graduate school, Seoul National University, Seoul, South Korea.

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(2): 649–662. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01239-y>

Tilman, D. & S. Pacala. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. Pp 13–25. *In*: Ricklefs R, Schluter D (eds) **Species diversity in Ecological communities: historical and geographical perspectives**. The University of Chicago Press, Chicago,

van Der Velden, N., J. W. F. Slik, Y.-H. Hu, G. Lan, L. Lin, X. Deng & L. Poorter. 2014. Monodominance of *Parashorea chinensis* on fertile soils in a Chinese tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 30(4): 311–322. <https://doi.org/10.1017/S0266467414000212>

Whitmore, T. C. 1990. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon Press.