นิพนธ์ต้นฉบับ

การทดแทนตามธรรมชาติของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน บริเวณอุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ภาคเหนือของประเทศไทย

สถิตย์ ถิ่นกำแพง[1], สราวุธ สังข์แก้ว[1] 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 การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการทดแทนของสังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำในระบบไร่หมุนเวียน 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 เซนติเมตรพร้อมทั้งสำรวจไม้รุ่นในแปลงย่อย ทำการเก็บตัวอย่างดินเพื่อวิเคราะห์สมบัติทางกายภาพและเคมี ได้แก่ อินทรียวัตถุในดิน 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 เมื่อระยะเวลาการฟื้นตัวเพิ่มขึ้นโครงสร้างป่ามีแนวโน้มสมบูรณ์ขึ้นอย่างต่อเนื่อง 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 ซึ่งมีชนิดพรรณไม้จำกัดและถูกครอบครองด้วยชนิดไม้เบิกนำ (2) กลุ่มระยะฟื้นตัว เริ่มมีการปรากฏร่วมกันของไม้เบิกนำและไม้ทนร่ม และ (3) กลุ่มป่าธรรมชาติ ซึ่งมีความหลากหลายสูงและมีโครงสร้างซับซ้อน ผลการวิเคราะห์ CCA แสดงให้เห็นว่าการกระจายของพรรณไม้มีความสัมพันธ์กับปัจจัยแวดล้อม ได้แก่ อินทรียวัตถุในดิน ความชื้นในดิน เนื้อดิน และการปกคลุมเรือนยอด โดยปัจจัยเหล่านี้มีบทบาทสำคัญในการคัดกรองชนิดพรรณไม้ (Environmental filtering) ส่งผลให้ชนิดไม้ทนร่มพบมากในพื้นที่ที่มีเรือนยอดปิดและมีอินทรียวัตถุสูง ขณะที่ชนิดไม้เบิกนำพบในพื้นที่เปิดที่มีสภาพแวดล้อมแห้งแล้งและมีอินทรียวัตถุต่ำ

สรุป: การฟื้นฟูตามธรรมชาติในระบบไร่หมุนเวียนสามารถนำไปสู่การพัฒนาของสังคมพืชที่มีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติได้ โดยระยะเวลาการฟื้นตัวเป็นปัจจัยหลักที่กำหนดการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างและองค์ประกอบพรรณพืช อย่างไรก็ตาม ปัจจัยแวดล้อมมีบทบาทสำคัญร่วมในการกำหนดทิศทางและอัตราการฟื้นตัวของสังคมพืช ส่งผลให้การฟื้นตัวของป่าในแต่ละพื้นที่มีความแตกต่างกัน โดยเฉพาะด้านโครงสร้างสังคมพืช ทั้งนี้ แม้ว่าความหลากหลายของชนิดพรรณไม้จะสามารถฟื้นตัวได้ในระยะเวลาไม่ยาวนัก 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 Thinkampheang [1], Sarawood Sungkaew[1], 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) $\geq$ 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 m^2 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 m^2 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 m^2 ha^{-1}. In the 7-year fallow, stand density further increased to 2,084 stems ha^{-1}, with a basal area of 3.12 m^2 ha^{-1}. In the 10-year fallow, basal area increased substantially to 7.48 m^2 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 $\geq$ 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 รวมถึงเสริมสร้างความยืดหยุ่นของระบบนิเวศต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพภูมิอากาศ (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) เป็นกระบวนการทางนิเวศวิทยาที่อธิบายการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบชนิดพืชและโครงสร้างสังคมพืชภายหลังการถูกรบกวน 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)

การทดแทนของสังคมพืชเป็นกระบวนการทางนิเวศวิทยาที่ควบคุมการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบชนิดพืชและโครงสร้างสังคมพืชภายหลังการถูกรบกวน โดยรูปแบบและอัตราการทดแทนขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ ได้แก่ ความรุนแรงของการรบกวน (Disturbance intensity) แหล่งแพร่กระจายของเมล็ด (Propagule availability) และปัจจัยแวดล้อมอื่น ๆ เช่น สมบัติดิน ความชื้นในดิน ปริมาณอินทรียวัตถุ 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 แสดงถึงการรักษาโครงสร้างได้อย่างมีเสถียรภาพ (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) เปรียบเทียบโครงสร้างป่าระหว่างป่าธรรมชาติและพื้นที่ไร่หมุนเวียนที่มีอายุการปล่อยทิ้งร้างแตกต่างกัน และ 2) วิเคราะห์ความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยแวดล้อมกับการปรากฏของสังคมพืชในช่วงการทดแทน เพื่อประยุกต์องค์ความรู้มาใช้ในจัดการทรัพยากรป่าไม้ได้อย่างยั่งยืน

อุปกรณ์และวิธีการ (Materials and Methods)

1. พื้นที่ศึกษา (Study area)

พื้นที่อุทยานแห่งชาติน้ำตกแม่สุรินทร์ ครอบคลุมอำเภอขุนยวมและอำเภอเมืองแม่ฮ่องสอน จังหวัดแม่ฮ่องสอน (Figure 1) เป็นพื้นที่ที่มีประวัติการใช้ที่ดินในรูปแบบไร่หมุนเวียน และปัจจุบันมีบางพื้นที่ถูกปล่อยทิ้งร้างเพื่อให้เกิดการฟื้นฟูตามธรรมชาติ จึงมีความเหมาะสมต่อการใช้ศึกษาการทดแทนของสังคมพืชตามช่วงเวลาการฟื้นตัว (Chronosequence) ซึ่งสามารถสะท้อนลำดับขั้นของการฟื้นฟูของระบบนิเวศทั้งในด้านองค์ประกอบชนิดและโครงสร้างของป่าได้อย่างชัดเจน พื้นที่มีลักษณะภูมิประเทศเป็นภูเขาสูงสลับซับซ้อนเป็นพื้นที่ต้นน้ำที่มีความสำคัญ มีความสูง 800-1,200 เมตรจากระดับน้ำทะเล มีสภาพภูมิอากาศเป็นแบบมรสุมเขตร้อน (Tropical monsoon climate) โดยมีฤดูฝนระหว่างเดือนพฤษภาคมถึงตุลาคม และฤดูแล้งในช่วงเดือนพฤศจิกายนถึงเมษายน ปริมาณน้ำฝนเฉลี่ยรายปีประมาณ 1,200–1,600 มิลลิเมตร และอุณหภูมิเฉลี่ยรายปีอยู่ระหว่าง 20–25 องศาเซลเซียส ซึ่งมีความเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของพรรณไม้ในเขตป่าดิบเขา ลักษณะดินในพื้นที่ส่วนใหญ่เป็นดินร่วนถึงดินร่วนปนทราย (Loam to sandy loam) มีความอุดมสมบูรณ์ปานกลางถึงสูง และมีปริมาณอินทรียวัตถุในดินค่อนข้างสูง ซึ่งเอื้อต่อการฟื้นตัวของพรรณไม้ตามธรรมชาติ

2. การเก็บข้อมูล (Data collection)

ทำการคัดเลือกพื้นที่ศึกษาในป่าธรรมชาติและพื้นที่ไร่หมุนเวียนที่มีอายุการปล่อยทิ้งร้างแตกต่างกัน 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 (DBH) น้อยกว่า 4.5 เซนติเมตร พร้อมวัดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางความสูงทั้งหมด สำหรับชนิดไม้ที่ไม่สามารถระบุชนิดได้ในภาคสนาม ได้เก็บตัวอย่างเพื่อตรวจสอบ ณ หอพรรณไม้ กรมอุทยานแห่งชาติ สัตว์ป่าและพันธุ์พืช โดอ้างอิงการระบุชื่อชนิดไม้ตามรูปแบบของ 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)

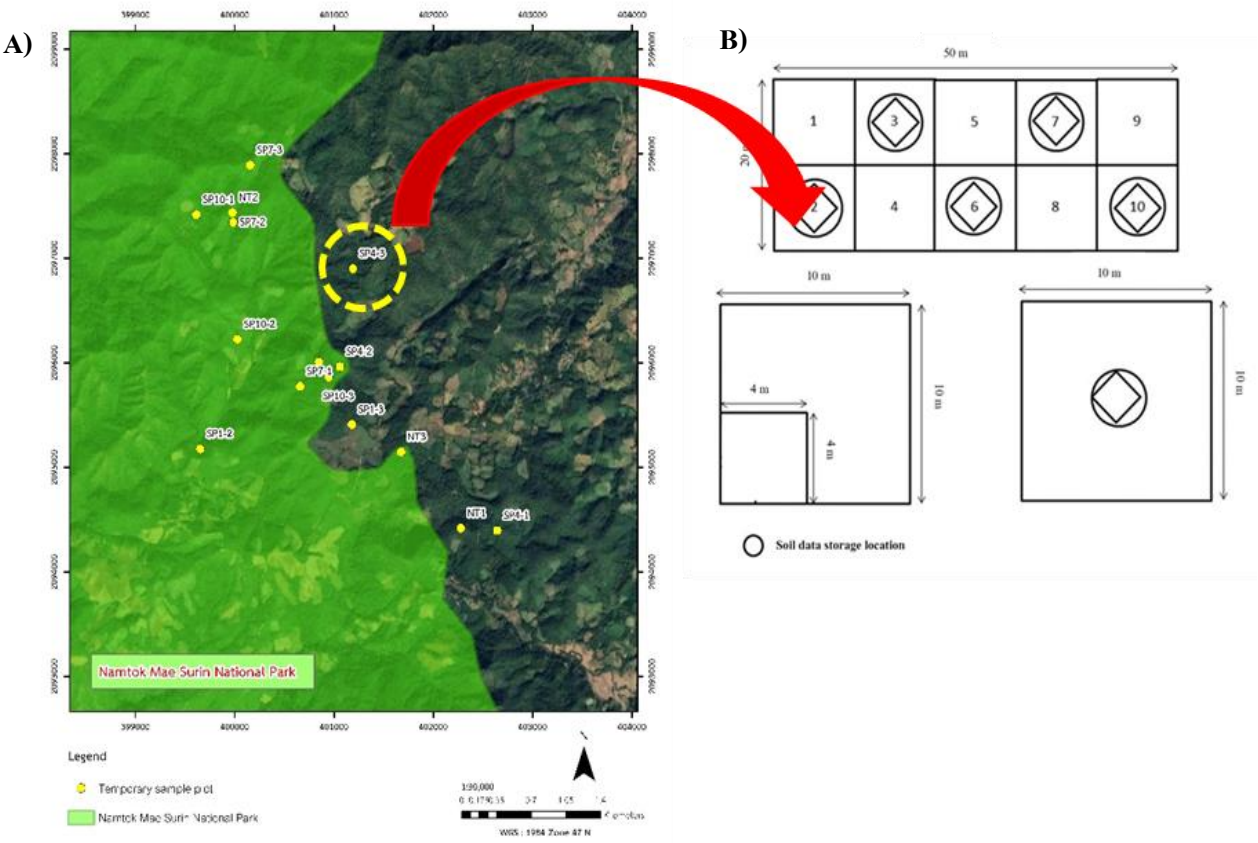

Figure 1. Study areas and sampling plots were shown; A) locations of sampling plots in different stages of shifting cultivation fallows and natural forest, (B) layout and dimensions of sampling plots used for vegetation and soil samples collection.

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 ค่าความหลากชนิด (Species diversity) โดยใช้สมการดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner index (1949) ดังนี้

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

เมื่อ H' = ดัชนีความหลากหลายของชนิดไม้

S = จำนวนชนิดไม้ทั้งหมด

pi = สัดส่วนจำนวนต้นของชนิดไม้ i ต่อจำนวนต้นไม้ทั้งหมดของทุกชนิด เมื่อ i = 1, 2, 3, 4, 5,…, 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 และอินทรียวัตถุ) 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*) มะก่อ (*Lithocarpus dealbatus*) ก่อหรั่ง (*Castanopsis armata*) เหมือดดอย (*Symplocos macrophylla*) หว้าหินเฮล (*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 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ 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 หว้าหินเฮล เหมือดดอย ก่อก้างด้าง (*Lithocarpus garrettianus*) เมียดต้น (*Litsea martabanica*) ปอลาย (*Microcos paniculata*) กรมเขา (*Aporosa nigricans*) ก่อหรั่ง หว้าเขา (*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% และปริมาณอินทรียวัตถุในดินเฉลี่ย 7.79 ± 2.55% ซึ่งมีค่าสูงที่สุดในพื้นที่ศึกษา ขณะที่ความหนาแน่นรวมของดินมีค่าเฉลี่ย 0.71 ± 0.34 g cm^{-3} สะท้อนถึงสภาพแวดล้อมที่มีเสถียรภาพ มีการสะสมอินทรียวัตถุอย่างต่อเนื่อง และการที่มีลักษณะการปกคลุมเรือนยอดค่อนข้างปิด ส่งผลให้ชนิดไม้ทนร่ม ในวงศ์ก่อ (Fagaceae) และอบเชย (Lauraceae) สามารถครองพื้นที่ได้อย่างต่อเนื่อง ลักษณะดังกล่าวสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์ CCA ที่แสดงให้เห็นว่าปริมาณอินทรียวัตถุในดิน 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 ไม้ใหญ่พบชนิดพรรณไม้จำนวน 3 วงศ์ 3 สกุล 4 ชนิด มีความหนาแน่น 23.33 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 0.07 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 1.15 ชนิดไม้เด่น 4 ลำดับ ได้แก่ กระทังก้านแดง (*Litsea pierrei*) พะยอม (*Shorea roxburghii*) หว้าเขา และหว้าหินเฮล มีค่าดัชนีความสำคัญของชนิดไม้ (IVI) เท่ากับ 133.67 60.43 55.05 และ 50.85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ 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 ปลายสาน (*Eurya acuminata*) พะยอม หว้าหินเฮล ปอลาย โคลงเคลง (*Osbeckia stellata*) ไคร้มันปู (*Glochidion sphaerogynum*) พังแหร (*Trema angustifloia*) มะขามป้อม (*Phyllanthus emblica*) เต้าเลื่อม (*Macaranga indica*) และทะโล้ 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 ± 5.44% ซึ่งเป็นเรือนยอดเปิด ความชื้นในดินเฉลี่ย 14.86 ± 9.12% และปริมาณอินทรียวัตถุในดินเฉลี่ย 4.21 ± 1.49% ขณะที่ความหนาแน่นรวมของดินมีค่าเฉลี่ย 1.00 ± 0.15 g cm^{-3} ซึ่งสูงกว่าป่าธรรมชาติ สะท้อนถึงสภาพพื้นที่เปิดที่ยังได้รับอิทธิพลจากการเข้าใช้ที่ดิน ปัจจัยแวดล้อมนี้เอื้อต่อการครอบครองพื้นที่ของไม้เบิกนำโดยการฟื้นตัวในระยะเริ่มต้นถูกกำหนดโดยกลไกการแตกหน่อจากตอไม้เดิม ซึ่งเป็นกลยุทธ์สำคัญในการฟื้นตัวภายหลังการรบกวน ลักษณะดังกล่าวเป็นผลจากไร่หมุนเวียนแบบถางและเผา (Slash-and-burn cultivation) ซึ่งทำให้เรือนยอดเดิมถูกกำจัดเกือบทั้งหมด ส่งผลให้พื้นที่ได้รับแสงโดยตรงและเกิดการเปลี่ยนแปลงของสภาพจุลภูมิอากาศอย่างชัดเจน ชนิดไม้เบิกนำที่สำคัญ เช่น ปลายสาน พังแหรใหญ่ เต้าเหลื่อม และเอนอ้าขน ซึ่งสามารถเจริญเติบโตได้ดีภายใต้สภาพพื้นที่เปิดและมีการแข่งขันต่ำโดยเฉพาะในระบบนิเวศป่าเขตร้อนที่มีการใช้ประโยชน์ที่ดินอย่างต่อเนื่อง สอดคล้องกับการศึกษาในหลายพื้นที่ที่พบว่าการแตกหน่อจากตอไม้เป็นกลไกสำคัญในระยะเริ่มแรกของการฟื้นตัวหรือเริ่มต้นการทดแทน (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 มะก่อ (*Lithocarpus dealbatus*) ทะโล้ ก่อหรั่ง ปลายสาน (*Eurya acuminata*) ไคร้มันปู (*Glochidion sphaerogynum*) มะขามแป (*Archidendron clypearia*) ก้าว (*Tristaniopsis burmanica*) หว้าหินเฮล กำยาน (*Styrax benzoides*) และก่อน้ำ (*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 พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมด จำนวน 27 วงศ์ 42 สกุล 55 ชนิด ชนิด มีความหนาแน่น 12,854.17 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 4.56 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.36 พรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ ปลายสาน โคลงเคลง (*Osbeckia stellata*) หว้าหินเฮล มะก่อ กล้วยฤาษี (*Diospyros glandulosa*) นวลเสี้ยน (*Aporosa*

octandra) เหมือดดอย ทะโล้ มะเหลี่ยมหิน (*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 ± 19.58% และมีปริมาณอินทรียวัตถุในดินเฉลี่ย 7.07 ± 2.43% ซึ่งสูงกว่าพื้นที่อายุ 1 ปี อย่างไรก็ตาม ความแปรปรวนของการปกคลุมเรือนยอดยังค่อนข้างสูง 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 มะก่อ ปลายสาน ทะโล้ พะยอม มะเหลี่ยมหิน (*Rhus succedanea*) ก่อหรั่ง ไคร้มันปู หว้าเขา ค่าหด (*Engelhardtia spicata*) และเหมือดดอย มีดัชนีค่าความสำคัญของชนิดไม้ (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 พบชนิดพรรณไม้ทั้งหมด จำนวน 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 หว้าเขา ปลายสาน นวลเสี้ยนกรมเขา (*Aporosa nigricans*) ไคร้มันปู ก่อหรั่ง เมี่ยงอีอาม (*Camellia oleifera*) กำลังช้างสาร (*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 ± 7.73% ความชื้นในดินเฉลี่ย 17.70 ± 6.97% และมีสัดส่วนอนุภาคดินเหนียวเฉลี่ย 31.67 ± 6.66% ซึ่งสูงที่สุดในพื้นที่ศึกษา ส่งผลให้ดินมีศักยภาพในการอุ้มน้ำเพิ่มขึ้นและเอื้อต่อการตั้งตัวของชนิดไม้ทนร่มมากขึ้น สอดคล้องกับการเพิ่มขึ้นของชนิดไม้ดั้งเดิม เช่น ก่อหรั่ง มะก่อ ค่าหด และกรมเขา ซึ่งเริ่มมีบทบาทมากขึ้นในโครงสร้างของสังคมพืช ขณะที่ชนิดไม้เบิกนำเริ่มลดความสำคัญลงเมื่อเปรียบเทียบกับพื้นที่อายุ 1 และ 4 ปี โดยในระยะกลางของการฟื้นตัว บทบาทของไม้เบิกนำเริ่มลดลง ขณะที่ชนิดไม้ท้องถิ่นเพิ่มขึ้น แสดงถึงการเปลี่ยนผ่านของสังคมพืชไปสู่ระยะที่มีความ

ซับซ้อนมากขึ้น สอดคล้องกับการศึกษาป่าฟื้นฟูในเขตร้อนที่รายงานว่าชนิดไม้ทนร่มจะเริ่มเข้ามาแทนที่ไม้เบิกนำเมื่อสภาพแวดล้อมมีความเหมาะสมมากขึ้น (Poorter *et al*., 2016; Rozendaal *et al*., 2019)

1.5 ไร่หมุนเวียนอายุ 10 ปี พบชนิดพรรณไม้ใหญ่จำนวน 34 วงศ์ 61 สกุล 74 ชนิด มีความหนาแน่น 1,706.67 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 24.95 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.64 ชนิดไม้เด่น 10 ลำดับแรก ได้แก่ พะยอม ทะโล้ มะก่อ ไคร้มันปู กรมเขา นวลเสี้ยน (*Aporosa octandra*) ก่อหรั่ง ก่อตาควาย ค่าหด และปลายสาน 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 มีค่าลดหลั่นกันไป (Table S9)

ระดับไม้รุ่น พบชนิดไม้จำนวน 25 วงศ์ 35 สกุล 39 ชนิด มีความหนาแน่น 2,666.67 ต้นต่อเฮกตาร์ พื้นที่หน้าตัด 0.87 ตารางเมตรต่อเฮกตาร์ มีค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon-Weiner เท่ากับ 3.35 ชนิดพรรณไม้เด่นเมื่อพิจารณาจากดัชนีความสำคัญใน 10 ลำดับแรก ได้แก่ กรมเขา เหมือดดอย ติ้วส้ม (*Cratoxylum formosum*) มะก่อ นวลเสี้ยน สะทิบ (*Phoebe paniculata*) ปลายสาน กำยาน (*Styrax benzoides*) ทะโล้ และกำลังช้างสาร ค่าดัชนีความสำคัญเท่ากับ 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 ± 2.51% ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับพื้นที่ป่าธรรมชาติ (87.50 ± 2.09%) มากที่สุด สะท้อนถึงการฟื้นตัวของโครงสร้างเรือนยอดอย่างชัดเจน แม้ว่าปริมาณอินทรียวัตถุในดินเฉลี่ย (4.69 ± 1.77%) แม้ว่ามีค่าต่ำกว่าป่าธรรมชาติ แต่โครงสร้างของสังคมพืชและองค์ประกอบชนิดพรรณไม้ได้พัฒนาไปสู่สภาพที่ใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติมากขึ้น โดยเฉพาะการเพิ่มขึ้นของชนิดไม้ดั้งเดิมในวงศ์ก่อและอบเชย แสดงให้เห็นว่า การฟื้นตัวของโครงสร้างป่าและองค์ประกอบชนิดพรรณไม้อาจเกิดขึ้นได้เร็วกว่าการฟื้นตัวของสมบัติดินบางประการ ซึ่งเป็นลักษณะที่พบได้ทั่วไปในป่าฟื้นฟูเขตร้อน (Poorter *et al*., 2016; Rozendaal *et al*., 2019) โดยเมื่อมีระยะเวลาการฟื้นตัวนานขึ้น สังคมพืชเริ่มมีองค์ประกอบของชนิดไม้ใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ แสดงถึงศักยภาพในการฟื้นตัวผ่านกระบวนการทดแทนตามธรรมชาติ

โดยรวมแล้ว เมื่อเปรียบเทียบโครงสร้างของสังคมไม้ใหญ่ระหว่างพื้นที่ พบว่ามีการเปลี่ยนแปลงอย่างเป็นลำดับขั้นตามอายุของการฟื้นตัว โดยพื้นที่ไร่หมุนเวียนระยะต้น (1–4 ปี) มีโครงสร้างเรียบง่าย ความหนาแน่นและพื้นที่หน้าตัดต่ำ และถูกยึดครองโดยไม้ขนาดเล็ก ขณะที่เมื่อมีระยะเวลาฟื้นตัวนานขึ้น (7–10 ปี) พื้นที่มีแนวโน้มพัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีความซับซ้อนมากขึ้น ทั้งในด้านจำนวนชนิด ความหนาแน่น และพื้นที่หน้าตัด แนวโน้มดังกล่าวสะท้อนให้เห็นว่า ระยะเวลาเป็นปัจจัยสำคัญที่กำหนดการพัฒนาโครงสร้างของป่า โดยในช่วงแรกเป็นระยะของการเพิ่มจำนวนต้นไม้ ขณะที่ใน

ระยะต่อมาเป็นช่วงของการเพิ่มขนาดลำต้นและพื้นที่หน้าตัด ซึ่งเป็นตัวชี้วัดสำคัญของความสมบูรณ์ของโครงสร้างป่า สอดคล้องกับการศึกษาที่รายงานว่าการเพิ่มจำนวนต้นไม้เกิดขึ้นก่อนการเพิ่มมวลชีวภาพในระยะต้นของการฟื้นตัว (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) ที่ระบุว่าการพัฒนาของสังคมพืชเกิดขึ้นตามระยะเวลา โดยไม้เบิกนำมีบทบาทสำคัญในระยะต้น 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 ระหว่างพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1, 4, 7 และ 10 ปี กับพื้นที่ป่าธรรมชาติ พบว่าการฟื้นตัวของสังคมพืชมีแนวโน้มเปลี่ยนแปลงอย่างเป็นลำดับขั้นตามระยะเวลาการปล่อยทิ้งร้าง โดยพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1 ปี มีชนิดไม้ ความหนาแน่น และพื้นที่หน้าตัดต่ำที่สุด ขณะที่พื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 7 และ 10 ปี มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง และเริ่มมีลักษณะใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ ทั้งในด้านองค์ประกอบชนิดพรรณไม้และโครงสร้างของป่า (Table 1) ผลการทดสอบทางสถิติด้วย Kruskal–Wallis แสดงให้เห็นว่าจำนวนชนิดไม้ ความหนาแน่น พื้นที่หน้าตัด ค่าดัชนีความหลากหลายของ Shannon–Wiener และการปกคลุมเรือนยอด มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติระหว่างช่วงอายุการฟื้นฟู ($p < 0.05$) ขณะที่ปัจจัยด้านภูมิประเทศและสมบัติดินส่วนใหญ่ ไม่มีความแตกต่างกันทางสถิติ ($p > 0.05$) แสดงว่าความแตกต่างของสังคมพืชมีสาเหตุหลักจากการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างเรือนยอดและอายุของไร่หมุนเวียนมากกว่าความแตกต่างของสภาพพื้นที่เดิมที่มีความใกล้เคียงกัน

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 สอดคล้องกับรายงานการศึกษาในป่าเขตร้อน ที่พบว่าการเพิ่มขึ้นของจำนวนชนิด ความหลากหลาย และพื้นที่หน้าตัดเป็นตัวบ่งชี้สำคัญของการฟื้นตัวของระบบนิเวศภายหลังการรบกวน (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 ปริมาณอินทรียวัตถุในดิน 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 from) หรือแบบ L-shape (Figure 2) ซึ่งมีจำนวนไม้ในชั้นเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกที่มีขนาดเล็กจำนวนมากและลดลงเมื่อขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเพียงอกเพิ่มขึ้น หรือมีไม้ขนาดเล็กหรือไม้รุ่นมากกว่าไม้ใหญ่ (Ogawa *et al.,* 1965) ซึ่งเป็นลักษณะทั่วไปของป่าธรรมชาติที่มีการทดแทนหรือรักษาโครงสร้างป่าได้อย่างสมดุล (Bunyavejchewin *et al.,* 2001) โดยแต่ละช่วงอายุพบความแตกต่างของโครงสร้างของประชากรอย่างชัดเจน

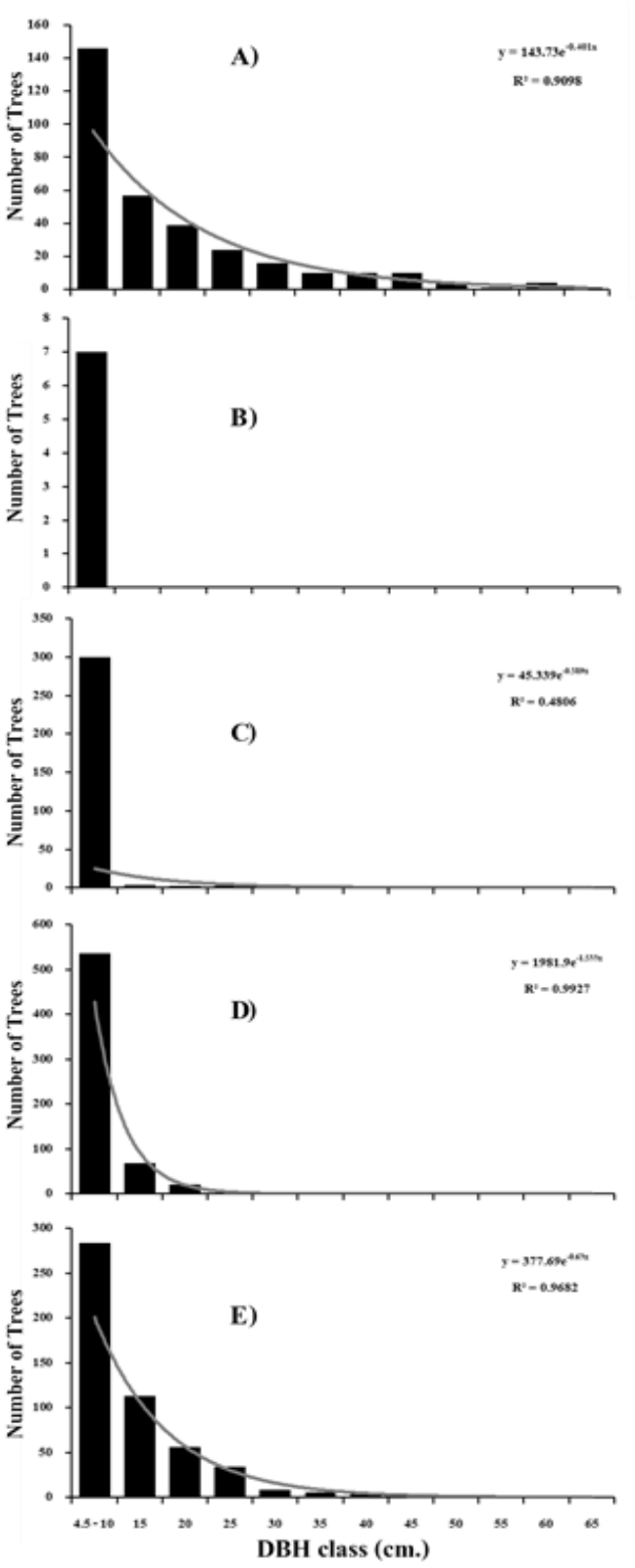

Figure 2. Diameter class distribution of existing trees indifferent areas: A) lower montane evergreen forest, B), C), D), and E) represented 1, 4, 7 and 10 years shifting cultivation, respectively.

โดยพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1, 4 และ 7 ปี ส่วนใหญ่มีการกระจายตัวต้นไม้กระจุกอยู่ในชั้นขนาดเล็ก (DBH < 10 ซม.) และไม่พบหรือพบต้นไม้ขนาดใหญ่ในปริมาณน้อยมาก 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) ที่พบว่าการฟื้นตัวป่า ในส่วนโครงสร้างประชากรและพลวัตป่า ต้องอาศัยระยะเวลายาวนาน และมีความแปรผันตามสภาพแวดล้อม ซึ่งมีผลต่อการรอดตายและการเติบโตของพรรณไม้

3. การจัดกลุ่มหมู่ไม้ (Cluster analysis)

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

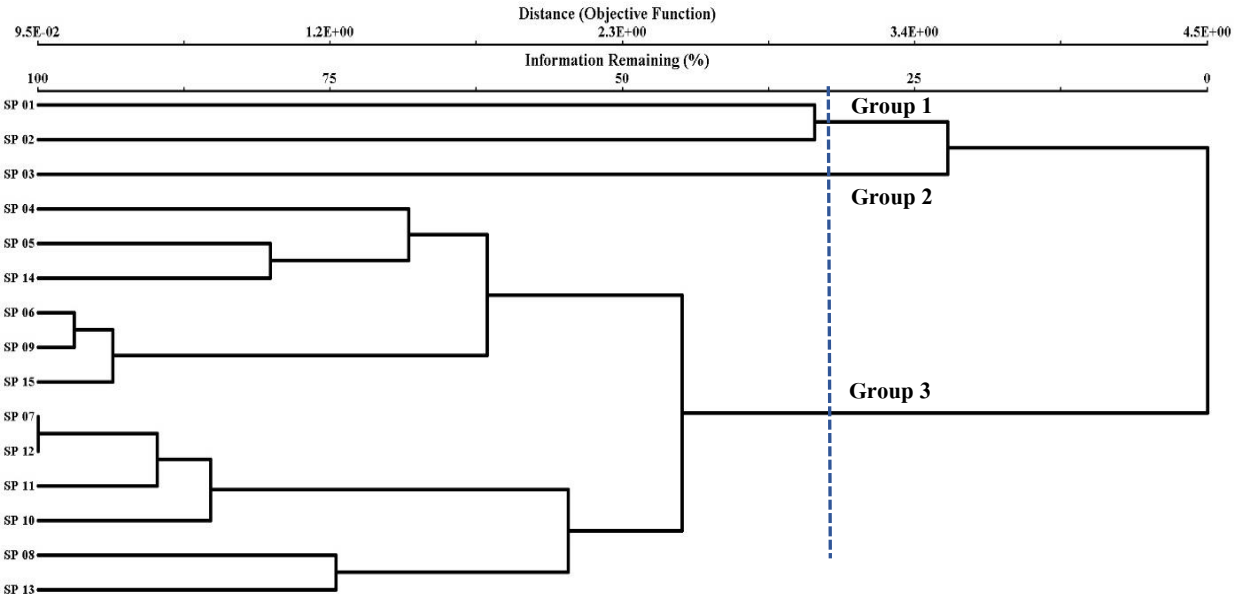

Figure 3 Cluster analysis of tree communities across shifting cultivation fallows (1, 4, 7, and 10 years) and natural forest in Namtok Mae Surin National Park, Mae Hong Son Province, Thailand.

สังคมย่อยที่ 1 หมู่ไม้พะยอม–กระทังก้านแดง (*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–หว้าหินเฮล (*Syzygium toddlioides – Syzygium helferi* stand) ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP03 ซึ่งเป็นพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุ 1–2 ปี เช่นเดียวกับกลุ่มแรก แต่มีองค์ประกอบชนิดพรรณไม้แตกต่างออกไป โดยพบไม้ใหญ่ที่หลงเหลือจากการแผ้วถางจำนวน 2 ชนิด ได้แก่ หว้าเขา (SYZTOD) และหว้าหินเฮล (SYZHEL) การปรากฏของไม้ในสกุลหว้า Syzygium ซึ่งเป็นไม้เรือนยอดของป่าดิบเขาระดับต่ำ แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ดังกล่าวยังคงมีการหลงเหลือของไม้ดั้งเดิมจากสภาพป่าเดิมบางส่วน อย่างไรก็ตาม จำนวนชนิดพรรณไม้ที่พบยังคงมีน้อยและโครงสร้างของหมู่ไม้ยังไม่ซับซ้อน สังคมพืชในกลุ่มนี้จึงสะท้อนลักษณะของพื้นที่ที่อยู่ใน ระยะเริ่มต้นของการทดแทนตามธรรมชาติของป่าหลังการรบกวน โดยมีองค์ประกอบของไม้เรือนยอดดั้งเดิมบางชนิดที่สามารถคงอยู่ภายหลังการใช้ประโยชน์พื้นที่

สังคมย่อยที่ 3 หมู่ไม้ทะโล้–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 ทะโล้ (SCHWAL) มะก่อ (LITDEA) ก่อหรั่ง (CASARM) เหมือดดอย (SYMMAC) พะยอม (SHOROX) และปลายสาน (EURACU) ชนิดไม้ดังกล่าวเป็นไม้ระดับเรือนยอดของป่าดิบเขาระดับต่ำ การปรากฏร่วมกันของชนิดไม้เบิกนำ เช่น ทะโล้ (SCHWAL) ร่วมกับไม้เรือนยอดป่าดิบเขา เช่น มะก่อ (LITDEA) และ ก่อหรั่ง (CASARM) สะท้อนให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงขององค์ประกอบสังคมพืชจากระยะฟื้นตัวของป่าไปสู่สังคมพืชที่มีใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ

ในระยะเริ่มต้นของการฟื้นตัว (1–2 ปี) การที่ไม่พบไม้เบิกนำในระดับไม้ใหญ่ เนื่องจากลักษณะของระบบไร่หมุนเวียนที่มีรอบการใช้พื้นที่สั้น (2–3 ปี) ส่งผลให้ต้นไม้ไม่สามารถเติบโตจนมีขนาดไม้ใหญ่ได้ (Asanok *et al*., 2012) อย่างไรก็ตาม การหลงเหลือของแม่ไม้บางชนิด เช่น พะยอม ซึ่งมีเมล็ดแบบมีปีกและสามารถกระจายโดยลม (Wind dispersal) มีบทบาทสำคัญในการกระจายเมล็ดเข้าสู่พื้นที่และเป็นแหล่งกำเนิดของการฟื้นตัวในระยะต่อมา (Bunyavejchewin *et al*., 2016) กลไกดังกล่าวสอดคล้องกับแนวคิดของข้อจำกัดด้านการแพร่กระจายเมล็ด (Seed dispersal limitation) ซึ่งมีอิทธิพลต่อองค์ประกอบของสังคมพืชในระยะเริ่มต้นของการทดแทน (Chazdon, 2014) ในระยะต่อมา โดยเฉพาะในสังคมย่อยที่ครอบคลุมพื้นที่หลายช่วงอายุ พบว่ามีการเพิ่มขึ้นของชนิดไม้เรือนยอดในป่าดิบเขา เช่น มะก่อ และก่อหรั่ง สะท้อนถึงการพัฒนาของสังคมพืชไปสู่ระยะกลางถึงระยะปลายของการทดแทน การปรากฏร่วมกันของไม้เบิกนำ เช่น ทะโล้ กับไม้ทนร่มในวงศ์ก่อ (Fagaceae) แสดงถึงกระบวนการเปลี่ยนผ่านของสังคมพืช โดยไม้เบิกนำมีบทบาทในการปรับปรุงสภาพแวดล้อม (Facilitator species) เช่น เพิ่มอินทรียวัตถุในดิน ลดความเข้มแสง และเพิ่มความชื้น ซึ่งเอื้อต่อการตั้งตัวของไม้ทนร่มในระยะต่อมา (Connell & Slatyer, 1977) และมีรายงานในป่าดิบเขาของประเทศไทยว่าการฟื้นฟูบริเวณขอบป่าหลังการทำไร่หมุนเวียนมักเริ่มจากชนิดไม้ทุติยภูมิและชนิดทั่วไปก่อนซึ่งเอื้อต่อการเข้ามาของชนิดไม้ป่าดั้งเดิม (Asanok *et al.,* 2012) โครงสร้างสังคมไม้ใหญ่ในพื้นที่ไร่หมุนเวียนสะท้อนถึงลักษณะของป่าทุติยภูมิ (Secondary forest) ที่เกิดจากการฟื้นตัวภายหลังการรบกวน โดยในช่วงเวลา 4–7 ปี เริ่มพบการเข้ามาของไม้เบิกนำในชั้นเรือนยอด ซึ่งมีบทบาทสำคัญในการปรับปรุงสภาพแวดล้อม เช่น การเพิ่มอินทรียวัตถุในดินและการปรับสภาพแสง 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 สอดคล้องกับค่าสหสัมพันธ์ระหว่างชนิดไม้และปัจจัยแวดล้อมที่มีค่างสูง (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)

เมื่อพิจารณาการจัดลำดับหมู่ไม้ สามารถจำแนกหมู่ไม้ได้ 2 กลุ่ม (Figure 4) ตามอิทธิพลของปัจจัยแวดล้อม ดังนี้

กลุ่มที่ 1 กลุ่มไม้ทะโล้–มะก่อ (*Schima wallichii–Lithocarpus dealbatus* stand) เป็นหมู่ไม้ที่ได้รับอิทธิพลจากระดับความสูง (Elevation) ความหนาแน่นเรือนยอด (Crown cover) และอินทรียวัตถุในดิน (OM) เป็นปัจจัยหลัก พบในพื้นที่ค่อนข้างสูง มีเรือนยอดปิด แสงสว่างส่องถึงพื้นป่าน้อย มีปริมาณอินทรียวัตถุในดินมาก สะท้อนถึงสภาพป่าดิบเขาดั้งเดิม ประกอบด้วยแปลงตัวอย่าง SP04, SP05, SP06, SP07, SP08, SP10, SP11 และ SP12 ซึ่งเป็นพื้นที่ไร่หมุนเวียนอายุระหว่าง 4-10 ปี รวมถึงแปลงตัวอย่าง SP13, SP14 และ SP15 ซึ่งเป็นแปลงในป่าดิบเขาธรรมชาติ ทำให้พบชนิดไม้ทั้งในส่วนพรรณไม้เบิกนำ เช่น สอยดาว (MALPAN) ลูกใต้ใบใหญ่ (PHYAMA) และ เมียดต้น (LITMAR) ขึ้นอยู่ร่วมกันกับชนิดไม้ป่าดิบเขา เช่น ก่อใบเลื่อม (CASTRI) ก่อเดือย (CASACU) อินทวา (PERGAM) และ ทะโล้ (SCHWAL) เป็นต้น

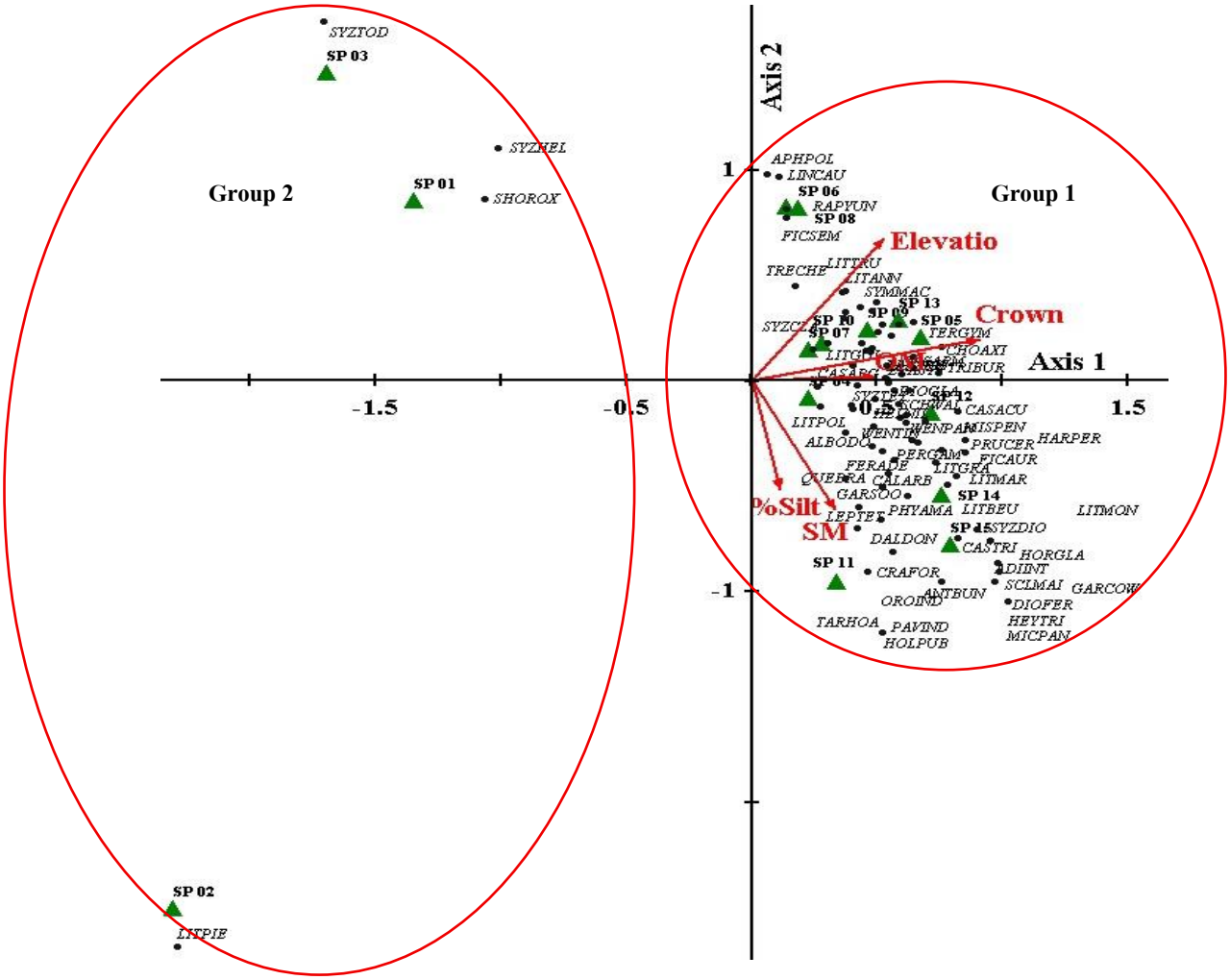

Figure 4. Stands ordination (Green triangle) based on canonical correspondence analysis (CCA) and tree species existed (Black circles) in shifting cultivation fallows (1, 4, 7, and 10 years) and lower montane evergreen forest. Abbreviates indicate the tree species which are shown in Supplement Tables.

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

ผลการจัดลำดับหมู่ไม้ ในระดับไม้ใหญ่แสดงให้เห็นการกระจายของหมู่ไม้ถูกกำหนดโดยปัจจัยแวดล้อมอย่างชัดเจน โดยเฉพาะระดับความสูง ความหนาแน่นของเรือนยอด และปริมาณอินทรียวัตถุในดิน ซึ่งเป็นตัวแปรสำคัญที่ควบคุมโครงสร้างและองค์ประกอบของหมู่ไม้ในป่าดิบเขา (Chazdon, 2014; Poorter *et al*., 2016) แสดงถึงสภาพแวดล้อมที่มีความเสถียรและมีเรือนยอดปิดทึบ ซึ่งเอื้อต่อการเติบโตของกล้าไม้และไม้หนุ่ม สอดคล้องกับการศึกษาป่าฟื้นฟูในเขตร้อนที่พบว่าชนิดไม้ทนร่มจะเข้ามาครอบครองพื้นที่เมื่อสภาพแวดล้อมมีความเหมาะสมมากขึ้น (Rozendaal *et al*., 2019) ขณะที่หมู่ไม้ในพื้นที่ถูกรบกวนมีความสัมพันธ์กับปัจจัยด้านความชื้นดินและอนุภาคทรายแป้ง (% Silt) ในทิศทางที่สะท้อนถึงสภาพพื้นที่เปิดและมีความแปรปรวนสิ่งแวดล้อมสูง ชนิดไม้ส่วนใหญ่เป็นไม้เบิกนำที่ปรับตัวต่อสภาพแวดล้อมได้ดี และมีช่วงความทนทานทางนิเวศวิทยา (Ecological amplitude) กว้าง (Norden *et al*., 2015) รูปแบบการจัดลำดับหมู่ไม้ดังกล่าวสะท้อนถึงการคัดกรองโดยสิ่งแวดล้อม (Environmental filtering) ซึ่งเป็นกลไกสำคัญที่กำหนดองค์ประกอบพรรณพืช โดยชนิดที่สามารถตั้งตัวได้ต้องมีลักษณะทางนิเวศที่สอดคล้องกับเงื่อนไขของพื้นที่นั้นๆ (Craine *et al*., 2012; Kraft *et al*., 2015) ส่งผลให้ชนิดพรรณไม้ในพื้นที่ถูกรบกวนและป่าธรรมชาติมีความแตกต่างกันอย่างชัดเจน

สรุป (Conclusion)

การฟื้นฟูตามธรรมชาติในไร่หมุนเวียนไปสู่สังคมพืชป่าดิบเขาระดับต่ำดั้งเดิมนั้น ระยะเวลาการปล่อยทิ้งร้างนับว่าเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดทิศทางการทดแทนสังคมพืช ซึ่งระยะแรกเริ่มจากชนิดไม้เบิกนำในสภาพป่าเปิด พัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีองค์ประกอบของไม้ทนร่มและชนิดไม้ดั้งเดิม เรือนยอดป่าเริ่มแน่นทึบ แสดงถึงการเปลี่ยนผ่านของระบบนิเวศไปสู่สภาวะที่มีเสถียรภาพมากขึ้น ทำให้สภาพแวดล้อมเปลี่ยนแปลงไปในทิศทางที่เอื้อต่อการตั้งตัวของชนิดไม้ดั้งเดิม สะท้อนถึงบทบาทของการฟื้นฟูตามธรรมชาติในการเพิ่มความหลากชนิดและเสถียรภาพของระบบนิเวศป่าไม้

การกระจายของสังคมพืชถูกกำหนดโดยปัจจัยแวดล้อมที่แตกต่างกัน ทั้งสมบัติดินและโครงสร้างเรือนยอด ซึ่งมีอิทธิพลต่อการคัดกรองชนิดไม้ให้เหมาะสมกับสภาพพื้นที่ ทำให้เกิดความแตกต่างของการปรากฏพรรณพืชในแต่ละสภาพแวดล้อม ระบบไร่หมุนเวียนที่ได้รับการปล่อยให้ฟื้นตัวตามธรรมชาติอย่างเพียงพอและไม่มีการรบกวนเพิ่มเติม สามารถพัฒนาไปสู่สังคมพืชที่มีโครงสร้างใกล้เคียงกับป่าธรรมชาติ

ได้ดี อย่างไรก็ตาม การฟื้นตัวเชิงโครงสร้างป่าโดยเฉพาะการเติบโตของไม้ขนาดใหญ่และการสะสมมวลชีวภาพ 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, J. Lafranki & P. S. Aston. 2001. Stand structure of a seasonal evergreen forest at Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, western Thailand. **Natural History Bulletin of Siam Society** 49: 89-106.

Chazdon, R. L. 2014. **Second growth: The promise of tropical forest regeneration**. University of Chicago Press, Chicago.

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**. Carnegie Institution of Washington, Washington D.C.

Condit, R. 1998. **Tropical forest census plots: Methods and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with other plots**. Springer, Berlin.

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

Houghton, R. A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. pp.13–21. *In*: P. Moutinho & S. Schwartzman (eds.). **Tropical deforestation and climate change**. E-Publishing Inc., New York.

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. Bentos, 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

Saikhammoon, R., S. Sungkaew, S. Thinkampheang, W. Phumphuang, T. Kamyo & 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/ennrj/21/20230121

Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. **The mathematical theory of communication**. University of Illinois Press, Urbana.

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