

Mô hình phân bố độ phong phú của các loài cây gỗ
trong rừng lá rộng thường xanh ở tỉnh Cao Bằng

Nguyễn Văn Quý¹, Quốc Minh Dũng^{2*}, Nguyễn Thị Hương Ly³, Lê Anh Thanh³, Nguyễn Văn Hợp⁴

¹Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga, Chi nhánh phía Nam

²Văn phòng tỉnh ủy, tỉnh Cao Bằng

³Trung tâm Khoa học Lâm nghiệp Tây Bắc – Viện Khoa học Lâm nghiệp Việt Nam

⁴Trường Đại học Lâm nghiệp – Phân hiệu Đồng Nai

Species abundance distributions patterns of woody plant species
in an evergreen broadleaved forest in Cao Bang province

Nguyen Van Quy¹, Quoc Minh Dung^{2*}, Nguyen Thi Huong Ly³, Le Anh Thanh³, Nguyen Van Hop⁴

¹Southern Branch of Joint Vietnam-Russia Tropical Science and Technology Research Center

²Provincial Party Committee Office, Cao Bang province

³Northwest Forest Science Center – Vietnam Forest Science Institute

⁴Vietnam National University of Forestry – Dong Nai Campus

*Corresponding author: quocminhdung89@gmail.com

<https://doi.org/10.55250/jo.vnuf.12.5.2023.036-045>

TÓM TẮT

Mô hình phân bố độ phong phú của các loài (SAD) là một mô tả định lượng về số cá thể của các loài trong một khu vực hoặc ô lấy mẫu, cung cấp nền tảng giúp hiểu các đặc điểm của quần xã và cơ chế duy trì sự đa dạng. Nghiên cứu này phân tích sự khác biệt về SAD của các loài cây gỗ và cơ chế đằng sau của chúng ở hai môi trường có chế độ xáo trộn khác nhau trong rừng lá rộng thường xanh ở Vườn quốc gia Phia Oắc-Phia Đén, tỉnh Cao Bằng. Dữ liệu được thu thập trên 06 ô nghiên cứu 01 ha, trong đó, 03 ô nghiên cứu nằm trong vùng lõi và 03 ô nằm trong vùng đệm, đại diện cho môi trường không bị xáo trộn và bị xáo trộn tương ứng. Nghiên cứu đã sử dụng các đường cong tích lũy và Robbins, hồ sơ đa dạng và 06 mô hình SAD để mô tả dữ liệu quan sát. Kết quả cho thấy: (1) Thành phần loài trong hai môi trường sống có sự khác biệt về số lượng và độ phong phú loài. (2) Tính đa dạng và mức độ đồng đều trong môi trường không bị xáo trộn cao hơn so với môi trường bị xáo trộn. (3) Lý thuyết trung lập và ổ sinh thái cùng đóng vai trò quan trọng trong việc giải thích cơ chế duy trì tính đa dạng loài trong các quần xã ở khu vực nghiên cứu. (4) Mô hình trung lập chỉ ra rằng, có sự di cư loài từ các lâm phần trong vùng lõi sang vùng đệm của Vườn quốc gia.

ABSTRACT

The Species Abundance Distribution (SAD) patterns offer a quantitative portrayal of species abundance within a specific region or sampling plot, serving as the cornerstone for understanding community dynamics and the factors that influence species coexistence. In this study, we explored the variations in abundance distribution patterns among woody plant species and the mechanisms responsible for shaping these patterns in two distinct habitats with differing disturbance regimes within the evergreen broadleaved forest of Phia Oac-Phia Den National Park in Cao Bang province. Our data collection encompassed six 1-ha study plots, with three in the core zone and three in the national park's buffer zone, representing undisturbed and disturbed habitats, respectively. We employed several analytical tools to visualise these patterns, including the Empirical Cumulative Distribution Function curve, species abundance curve, Renyi's diversity profiles, and six SAD models. Our findings unveiled several vital insights: (1) Significant differences in species composition: We observed significant distinctions in species composition, richness, and diversity between the two habitat types. (2) Higher diversity in undisturbed habitats: The undisturbed habitat displayed higher species diversity and evenness than the disturbed habitat. (3) Coexistence mechanisms: Our study highlighted the pivotal roles played by both the neutral theory and

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 28/09/2023

Ngày phản biện: 31/10/2023

Ngày quyết định đăng: 21/11/2023

Từ khóa:

đường cong Robbins, hồ sơ đa dạng, mô hình Volkov, môi trường bị xáo trộn, lý thuyết ổ sinh thái.

Keywords:

disturbed habitat, niche theory, Robbins's curve, Renyi's diversity profiles, Volkov model.

niche theory in elucidating the ecological mechanisms that govern species diversity within the study area's communities. (4) Species migration: The neutral models indicated a pattern of species migration from the core zone to the national park's buffer zone. This study contributes critical insights that can inform the study area's management and conservation of forests. Our findings can help optimise conservation measures to protect the habitat and promote the sustainability of plant diversity within the evergreen broadleaved forests of Phia Oac-Phia Den National Park.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Sự chung sống của các loài có thể được hiểu giống như sự đa dạng loài, luôn là chủ đề cốt lõi trong sinh thái học [1]. Trong đó, mô tả đặc điểm phân bố độ phong phú của các loài (Species Abundance Distribution - SAD) là một trong những cách thường được sử dụng để đánh giá tính đa dạng trong quần xã [2]. Xem xét về mặt lý thuyết, SAD là một khái niệm sinh thái quan trọng, mô tả định lượng về số lượng cá thể của các loài trong một quần xã, khu vực hoặc ô mẫu điều tra [3]. Các nghiên cứu trước đây cho rằng, hầu hết các loài trong quần xã đều tương đối hiếm (số lượng cá thể ít) và chỉ một số phổ biến (số lượng cá thể nhiều) [4, 5]. Nhận định này là một trong số ít quy luật sinh thái được thừa nhận rộng rãi. Liên quan tới SAD, một mặt các nhà sinh thái học quan tâm về mối quan hệ giữa số loài và số lượng cá thể của chúng. Ở khía cạnh còn lại, họ tin rằng SAD có thể được sử dụng làm cơ sở lý thuyết, giúp giải thích các mô hình sinh thái vĩ mô quan trọng, chẳng hạn mối quan hệ giữa loài và diện tích, mức độ phân bố của đa dạng theo không gian và thậm chí ngay cả cơ chế hình thành quần xã [6].

Lịch sử nghiên cứu về SAD đã được nhiều nhà sinh thái học tổng kết trong các công bố gần đây [7, 8]. Không quá khó để chúng ta thấy được rằng, có sự thống nhất của nhiều tác giả khi xác nhận Raunkiaer là người đầu tiên đưa ra khái niệm về SAD [9, 10]. Năm 1932, Motomura đã xuất bản một bài báo đáng chú ý để mô tả những phát hiện mới về SAD và cung cấp một mô hình thực nghiệm với tên gọi chuỗi hình học (geometric series) khi nghiên cứu các quần xã sinh vật đáy hồ [11]. Khoảng một thập kỷ sau đó, rất nhiều mô hình SAD khác đã được đề xuất, ví dụ chuỗi logarit (logarithmic series), loga chuẩn (log-normal) và chúng là những đại diện điển hình của loại mô hình thống kê về SAD trong giai đoạn này

[12]. MacArthur cho rằng, cần phải chú ý đến các cơ chế sinh thái của mô hình nghiên cứu khi giải thích sự phân bố quan sát được về SAD, đồng thời đề xuất mô hình thanh gậy (broken-stick) [13]. Từ những năm đầu thập niên 60 của thế kỷ trước đến nay, các nghiên cứu về SAD đã phát triển một cách nhanh chóng. Theo Huang và cộng sự, hơn 30 mô hình SAD hiện có được chia làm ba loại, bao gồm các mô hình ổ sinh thái, các mô hình thống kê và các mô hình trung lập [14]. Các mô hình ổ sinh thái, ví dụ mô hình thanh gậy, tập trung vào cách kết hợp lý thuyết ổ sinh thái và sự phân bố độ phong phú của các loài. Các mô hình trung lập, chẳng hạn như mô hình tổng đa thức bằng không, nhấn mạnh tầm quan trọng của các quá trình ngẫu nhiên đối với việc duy trì sự chung sống của các loài. Đối với loại mô hình SAD còn lại, chúng vận dụng lý thuyết toán học để mô tả sự phân bố độ phong phú của các loài trong quần xã dựa trên các hàm thống kê toán học. Trong hầu hết các nghiên cứu về SAD ở hai thập niên gần đây, các tác giả thường sử dụng ba loại mô hình nêu trên để mô phỏng dữ liệu quan sát và suy ra các cơ chế duy trì đa dạng loài dựa trên hiệu ứng điều chỉnh các mô hình mô phỏng [2].

Tính ứng dụng thực tiễn của SAD là không cần tranh cãi. Chúng có thể cung cấp thông tin chi tiết và chính xác về các đặc điểm của quần xã, ví dụ như sự phong phú của các loài được quan tâm bảo tồn. Thông tin này được đánh giá mang lại lợi ích rất lớn trong công tác quản lý các loài bị đe dọa, nguy cấp [15]. Ngoài ra, những thay đổi trong SAD cũng có thể đóng vai trò như một cảnh báo sớm về ảnh hưởng của sự xáo trộn đối với đa dạng sinh học [16]. Bởi vì hình dạng của một số mô hình SAD đã được chứng minh là thay đổi rõ rệt trước khi xảy ra sự tuyệt chủng cục bộ [17]. Sự xáo trộn đối với các quần xã phát sinh từ nhiều nguyên nhân khác nhau, như mất môi trường sống, các

loài xâm lấn, ô nhiễm hoặc các tác động bởi con người. Chapin và cộng sự tin rằng, sự xáo trộn là một đặc điểm phổ biến và không thể tránh khỏi của thời hiện đại [18]. Do đó, nghiên cứu về SAD là rất cần thiết bởi cho phép chúng ta đánh giá nhanh các vấn đề về sức khỏe của hệ sinh thái cũng như sự thành công của các biện pháp quản lý nhằm điều chỉnh kịp thời các tác động bất lợi trong mối quan hệ giữa con người, sinh vật và môi trường [16].

Vườn quốc gia (VQG) Phia Oắc-Phia Đén nằm trên địa bàn 5 xã của huyện Nguyên Bình, tỉnh Cao Bằng. VQG này được đánh giá là khu rừng đặc dụng có sự đa dạng sinh học cao với nhiều hệ sinh thái rừng khác nhau. Trong đó, hệ sinh thái rừng nguyên sinh trên núi cao “rừng rêu” hay “rừng lùn” vô cùng độc đáo [19]. Công tác bảo tồn và phát triển tài nguyên rừng ở VQG Phia Oắc-Phia Đén đã được sự quan tâm từ các cơ quan quản lý của Việt Nam. Tuy nhiên, theo sự hiểu biết của chúng tôi thì về mặt nghiên cứu khoa học, các công trình được thực hiện trước đây mới chỉ dừng lại ở điều tra đánh giá sơ bộ diễn biến tài nguyên rừng, chưa có nghiên cứu tập trung vào các lâm phần bị xáo trộn trong khu vực. Việc sử dụng các mô hình SAD để nghiên cứu các lâm phần chịu sự tác động do những xáo trộn bởi các hoạt động của con người có thể giúp làm sáng tỏ các cơ chế duy trì sự đa dạng loài, đồng thời cung cấp các thông tin hữu ích cho việc đề xuất các giải pháp quản lý thảm thực vật ở những khu vực nhạy cảm về mặt sinh thái. Trong bối cảnh đó, nghiên cứu này chọn các lâm phần bị xáo trộn (nằm trong vùng đệm) và gần như không bị xáo trộn (nằm trong vùng lõi) thuộc kiểu rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phia Oắc-Phia Đén làm đối tượng nghiên cứu. Sáu ô nghiên cứu 1 ha (100 m × 100 m) đã được thiết lập để thu thập dữ liệu. Dựa trên đặc điểm thành phần loài cây gỗ, sự biến động về chỉ số giá trị tầm quan trọng của các loài ưu thế, đường cong hàm phân phối tích lũy độ phong phú loài, đường cong phân bố độ phong phú loài, đường cong Robbins, hồ sơ đa dạng và sáu mô hình SAD (Log-normal, Log-series, Broken-stick, Niche preemption, Zero-sum polynomials và Volkov) đã được sử dụng để giải quyết các câu hỏi sau cho hai loại môi

trường sống (môi trường bị xáo trộn và không bị xáo trộn): (i) Có sự khác biệt về thành phần loài cây gỗ trong hai loại môi trường sống không? (ii) Mô hình SAD của các loài cây gỗ trong hai môi trường sống này là gì? (iii) Tính đa dạng và sự ổn định của các quần xã cây gỗ trong hai loại môi trường sống có giống nhau không? (iv) Cơ chế nào chịu trách nhiệm cho việc duy trì sự đa dạng loài trong các quần xã ở khu vực nghiên cứu?

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Khu vực nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện từ tháng 8/2021 đến 4/2022 tại VQG Phia Oắc-Phia Đén, tỉnh Cao Bằng [20]. VQG này có tọa độ địa lý từ 22°31'44"-22°39'41" vĩ độ Bắc và 105°49'53"-105°56' 24" kinh độ Đông, tổng diện tích tự nhiên là 10.593,5 ha. Khu vực nghiên cứu nằm trong vùng có đặc trưng khí hậu lục địa miền núi cao, bao gồm hai tiểu vùng khí hậu cận nhiệt đới và nhiệt đới gió mùa. Nhiệt độ trung bình năm của khu vực là 18°C, trong khi lượng mưa bình quân năm là 1.592 mm. Địa hình của VQG chủ yếu là kiểu địa hình núi trung bình, độ cao từ 500-1.200 m so với mực nước biển và độ dốc từ 25-30°.

2.2. Thu thập dữ liệu

Tổng cộng có 6 ô nghiên cứu (ONC) 1 ha với chiều dài cạnh của ô là 100 m đã được thiết lập trong các lâm phần tự nhiên thuộc kiểu rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phia Oắc-Phia Đén. Trong số đó, 3 ONC nằm trong ô định vị nghiên cứu sinh thái 100 ha (ODV) số 12 (ONC 12_I, ONC 12_II và ONC 12_III), đặt tại vùng đệm của VQG, nơi chịu tác động trực tiếp bởi các hoạt động canh tác và kiếm sống phụ thuộc vào rừng của người dân địa phương, đại diện cho môi trường sống bị xáo trộn. 3 ONC nằm trong ODV 13 (ONC 13_I, ONC 13_II và ONC 13_III), được thiết lập trên diện tích thuộc phân khu bảo vệ nghiêm ngặt của VQG, do đó chúng gần như không bị xáo trộn so với các ONC trong ODV 12. Thảm thực vật của khu vực nghiên cứu chủ yếu là các loài cây ưa sáng như Kháo cài, Hoắc quang, Thầu tấu, Màng tang, Chè đuôi lợn, Dẻ, Re, Kháo, Xoan nhừ, Thôi chanh, Chẹo và Phân mã [19].

Trên cơ sở kế thừa dữ liệu của hai ODV 12 và 13 điều tra năm 2015 và 2020 được thực

hiện bởi Phân viện điều tra, quy hoạch rừng Đông Bắc Bộ, nghiên cứu đã tiến hành điều tra bổ sung và cập nhật thông tin về thành phần loài cây gỗ, đồng thời đo đường kính ngang ngực (DBH) và lập bản đồ vị trí của tất cả các cây có DBH từ 6 cm trở lên. Mỗi ONC được chia thành 100 ô thứ cấp 100 m² (10 m × 10 m) để thuận tiện cho việc đo đếm và tránh bỏ sót cây điều tra. Tên loài cây được xác định ngay tại hiện trường bằng phương pháp so sánh hình thái thực vật. Các tài liệu được sử dụng để xác định loài cây bao gồm Cây rừng Việt Nam và Cây cỏ Việt Nam [21, 22]. Tất cả các cây gỗ trong các ONC đã được đo DBH bằng thước

$$RA = a_i / \sum_{i=1}^S a_i \quad RD = d_i / \sum_{i=1}^S d_i \quad RF = f_i / \sum_{i=1}^S f_i \quad (2)$$

Trong đó:

a_i là số cá thể của loài i ; d_i là tổng tiết diện ngang của loài i ; f_i là số ô thứ cấp nơi loài i xuất hiện; S là tổng số loài trong ONC.

Loài ưu thế thực sự có ý nghĩa về mặt sinh thái là loài có $IVI \geq 5\%$. Nhóm loài có tổng $IVI \geq 50\%$ được xác định là nhóm loài ưu thế trong lâm phần.

2.3.2. Biểu diễn mô hình phân bố độ phong phú của các loài

Để mô tả SAD của các loài cây trong 2 môi trường sống với các chế độ xáo trộn khác nhau, nghiên cứu này đã sử dụng đường cong hàm phân phối tích lũy (Empirical Cumulative Distribution Function – ECDF) và độ phong phú theo thứ hạng (Rank Abundance Diagrams – RAD) [14]. Bên cạnh đó, đường cong Robbins và hồ sơ đa dạng cũng được đưa vào trong nghiên cứu nhằm phân tích những khác biệt về độ hiếm hoặc ưu thế của các loài, đánh giá ảnh hưởng của sự xáo trộn đối với SAD và so sánh tính đa dạng loài trong 2 môi trường sống [23, 24].

2.3.3. Lựa chọn các mô hình để mô phỏng dữ liệu quan sát về độ phong phú loài

Trong nghiên cứu này, 06 mô hình SAD đã được lựa chọn để mô phỏng dữ liệu quan sát về độ phong phú của các loài ở 2 môi trường sống khác nhau (bị xáo trộn và không bị xáo trộn) trong rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phia Oắc-Phia Đén. Sáu mô hình SAD bao gồm 2 mô hình thống kê (Log-series và Log-normal), 2 mô hình ổ sinh thái (Broken stick và Niche preemption) và 2 mô hình trung lập (Zero-sum

kernel có độ chính xác $\pm 0,1$ cm.

2.3. Phân tích dữ liệu

2.3.1. Độ phong phú và tầm quan trọng của loài

Độ phong phú của mỗi loài phụ thuộc vào số lượng cá thể của loài được ghi nhận trong mỗi ONC. Tầm quan trọng của loài được xác định dựa trên chỉ số giá trị quan trọng (IVI). Chỉ số này được tính toán từ tần số tương đối (RF), độ phong phú tương đối (RA) và độ ưu thế tương đối (RD) của loài, công thức tính như sau [2]:

$$IVI = (RA + RD + RF) / 3 \quad (1)$$

polynomials và Volkov) [14, 25].

Kiểm tra sự phù hợp của mô hình SAD: Mức độ phù hợp của các mô hình SAD được kiểm tra bằng phương pháp kiểm định Kolmogorov-Smirnov (K-S) và tiêu chuẩn thông tin AIC của Akaike. Tất cả các mô hình SAD được thực hiện trên phần mềm R phiên bản 4.3.1 với các gói ‘vegan’ và ‘sads’ dùng để mô phỏng các mô hình SAD và gói ‘dgof’ được sử dụng để thực hiện kiểm định K-S.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Thành phần loài trong các môi trường sống bị xáo trộn và không bị xáo trộn

Tổng số 1.763 cá thể cây gỗ của 68 loài, 23 họ thực vật đã được ghi nhận ở 2 môi trường sống khác nhau (bị xáo trộn và không bị xáo trộn) trong hai ODV 12 và 13 tương ứng. Số cá thể và số loài cây ở 2 môi trường sống trong rừng lá rộng thường xanh tại khu vực nghiên cứu có sự khác biệt lớn. Trong đó, nghiên cứu đã tìm thấy 630 cá thể của 46 loài trong môi trường bị xáo trộn (ODV 12) và 1.133 cá thể của 56 loài trong môi trường không bị xáo trộn (ODV 13). Thành phần loài ưu thế thực sự có ý nghĩa về mặt sinh thái ở 2 môi trường sống cũng có sự khác biệt rõ ràng (Bảng 1) với 10 loài ưu thế không đồng thời cùng xuất hiện trên cả 2 môi trường sống bao gồm Bạc (*K. robusta*), Chân chim (*S. heptaphylla*), Dẻ gai ấn độ (*C. indica*), Mãi táp (*A. oxyodonta*), Nhọ nôi (*E. prostrata*), Nóng (*S. tristyla*), Thôi ba (*A. chinense*), Trám trắng (*C. album*), Trầu (*V. montana*) và Xoan nhừ (*C. axillaris*).

Bảng 1. Chỉ số giá trị quan trọng của các loài ưu thế trong hai môi trường sống khác nhau

TT	Tên phổ thông	Tên khoa học	ODV 12			ODV 13		
			12_I	12_II	12_III	13_I	13_II	13_III
1	Bạc	<i>Kurrima robusta</i>	3,54	4,59	5,15	--	--	--
2	Cáng lò	<i>Betula alnoides</i>	5,13	2,83	3,84	3,08	0,37	1,37
3	Chân chim	<i>Schefflera heptaphylla</i>	0,61	--	1,45	8,54	2,35	3,72
4	Dẻ gai ấn độ	<i>Castanopsis indica</i>	--	--	1,50	21,59	11,13	11,74
5	Hoắc quang nhuộm	<i>Wendlandia paniculata</i>	5,85	1,67	5,68	1,12	2,18	6,71
6	Kháo vàng	<i>Macchilus sp</i>	7,46	2,99	7,34	7,03	5,62	6,74
7	Lá nén	<i>Macaranga denticulata</i>	4,95	8,82	8,86	0,23	0,69	2,15
8	Lòng trứng đuôi	<i>Lindera glauca</i>	3,20	1,29	0,96	6,74	16,65	4,93
9	Mãi táp	<i>Aidia oxyodonta</i>	3,00	8,20	7,25	--	1,63	--
10	Muồng đen	<i>Cassia siamea</i>	8,62	5,49	3,33	0,53	3,89	2,26
11	Nhọ nôi	<i>Eclipta prostrata</i>	--	--	0,50	6,36	1,49	0,43
12	Nóng	<i>Saurauia tristyla</i>	6,02	15,93	7,84	--	0,43	0,60
13	Sòi tía	<i>Sapium discolor</i>	--	1,12	0,89	--	0,29	6,25
14	Thôi ba	<i>Alangium chinense</i>	7,54	4,09	2,72	0,36	3,25	--
15	Trám trắng	<i>Canarium album</i>	--	--	0,50	9,29	4,72	3,76
16	Trầu	<i>Vernicia montana</i>	9,40	0,65	4,40	--	0,32	--
17	Trường hôi	<i>Tapiscia sinensis</i>	5,90	13,00	5,12	2,73	7,88	6,63
18	Vối thuốc	<i>Schima superba</i>	19,57	3,39	11,10	1,47	0,39	4,28
19	Xoan nhừ	<i>Choerospondias axllaris</i>	0,67	--	0,82	1,41	5,98	2,45

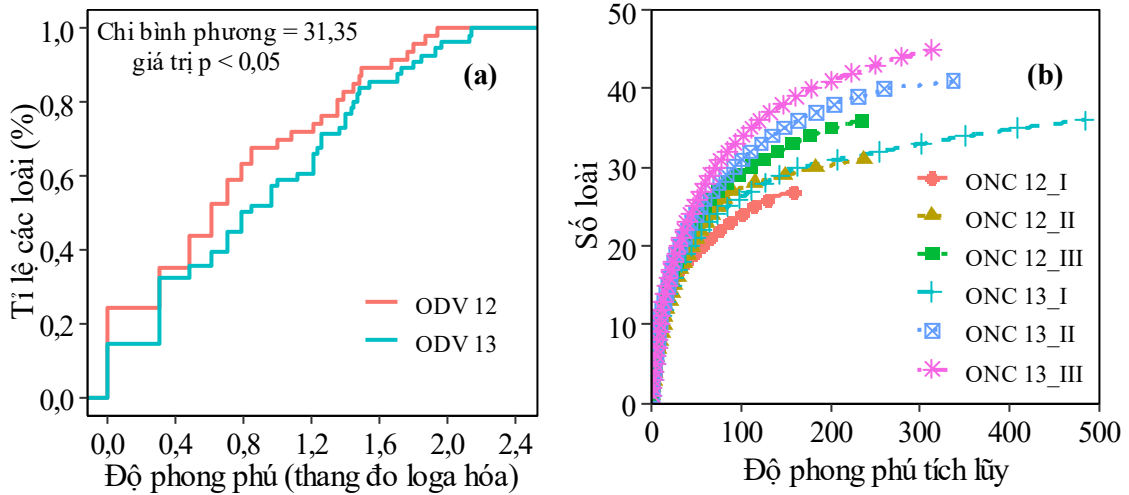
Ghi chú: 3 ONC của ODV 12 được đánh số thứ tự lần lượt 12_I, 12_II và 12_III, trong khi 3 ONC của ODV 13 được đánh số thứ tự 13_I, 13_II và 13_III. Chỉ số giá trị quan trọng của các loài được tính theo đơn vị %.

3.2. Sự phân bố độ phong phú của các loài

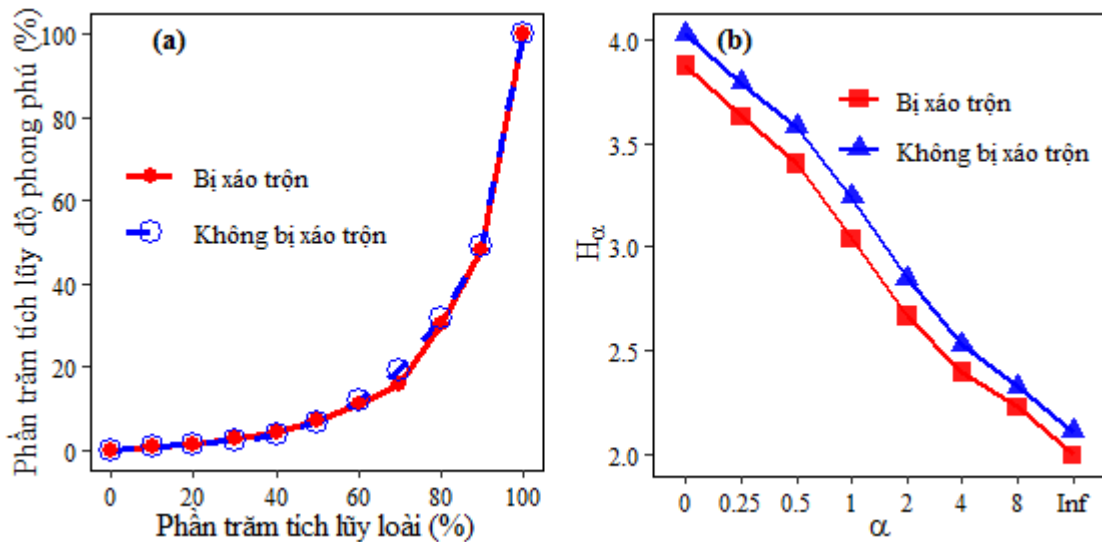
Mô hình phân bố độ phong phú của các loài được mô tả bằng đường cong ECDF cho 2 môi trường sống trong các ODV và các đường cong phân bố số loài theo độ phong phú tích lũy cho từng ONC của 2 môi trường sống khác nhau được thể hiện trong Hình 1. Kết quả kiểm định K-W cho thấy, sự phân bố độ phong phú của các loài giữa 2 môi trường sống bị xáo trộn (ODV 12) và không bị xáo trộn (ODV 13) có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê với giá trị $p < 0,05$ (Hình 1a). Phân bố số loài theo độ phong phú tích lũy chỉ ra rằng, ở độ phong phú tích lũy từ 100 cá thể trở lên, số lượng loài giữa các ONC của 2 môi trường sống có sự khác biệt rõ ràng, biểu hiện bằng khoảng cách giữa các đường cong cách xa nhau hơn (Hình 1b). Kết quả phân tích cũng cho thấy, số lượng loài ở cùng độ phong phú tích lũy trong môi trường không bị xáo trộn lớn hơn so với môi trường bị

xáo trộn.

Độ hiếm của các loài trong 2 môi trường sống được thể hiện bằng đường cong Robbins trong khi tính đa dạng và mức độ đồng đều của chúng được mô tả bằng hồ sơ đa dạng (Hình 2). Kết quả phân tích độ hiếm của các quần xã cây gỗ trong 2 môi trường sống chỉ ra rằng, 20% số lượng cá thể trong các quần xã thuộc 70% tổng số loài cây của chúng (Hình 2a). Kết quả này đồng nghĩa tính đa dạng loài ở môi trường bị xáo trộn do 32 loài cây quyết định, trong khi ở môi trường không bị xáo trộn là 39 loài. Hồ sơ đa dạng của các quần xã ở 2 môi trường sống không cắt nhau và hồ sơ đa dạng của môi trường sống bị xáo trộn ở các vị trí có giá trị H_α thấp nhất trên biểu đồ (Hình 2b). Kết quả này cho biết mức độ đa dạng cũng như tính đồng đều của các quần xã trong môi trường bị xáo trộn thấp hơn so với môi trường không bị xáo trộn.



Hình 1. Đường cong ECDF (a) và đường cong độ phong phú loài (b) ở các môi trường sống bị xáo trộn và không bị xáo trộn trong rừng lá rộng thường xanh tại khu vực nghiên cứu



Hình 2. Đường cong Robbins (a) và hồ sơ đa dạng (b) của hai môi trường sống

3.3. Mức độ phù hợp của các mô hình SAD ở các môi trường sống khác nhau

Kết quả mô phỏng 3 loại mô hình SAD trong các quần xã ở các môi trường sống khác nhau được trình bày trong Bảng 2. Kiểm định K-S đã được thực hiện đối với 3 loại mô hình SAD, kết quả cho thấy rằng không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa các mô hình quan sát và mô hình mô phỏng (Bảng 2). Tất cả 3 loại mô hình SAD mô phỏng đều vượt qua kiểm định K-S với giá trị $p > 0,05$. Tuy nhiên, mức độ phù hợp của các mô hình SAD mô phỏng là khác nhau khi so sánh giữa các quần xã ở các môi trường sống khác nhau. Dựa trên giá trị của tiêu chuẩn AIC, các mô hình SAD được đánh giá phù hợp nhất đối với môi trường bị xáo trộn là loại mô hình ổ sinh thái. Ngược

lại, đối với các quần xã trong môi trường sống không bị xáo trộn, các mô hình trung lập phù hợp nhất. Ngoài ra, kết quả phân tích mức độ phù hợp của các mô hình SAD cũng cho biết thêm, có sự nhất quán với phân tích tính đa dạng của các quần xã dựa trên hồ sơ đa dạng. Cụ thể, các quần xã ở môi trường bị xáo trộn đều có các giá trị của chỉ số đa dạng sinh học cơ bản thấp hơn so với các quần xã ở môi trường không bị xáo trộn. Mặt khác, hệ số di cư của các mô hình trung lập ở các quần xã trong môi trường không bị xáo trộn có giá trị cao hơn so với các quần xã trong môi trường bị xáo trộn. Điều này cho biết, có thể đã có sự di cư, phát tán của các loài từ môi trường không bị xáo trộn sang môi trường bị xáo trộn.

Bảng 2. Kiểm tra mức độ phù hợp của sáu mô hình SAD ở các môi trường sống khác nhau

ONC	θ	m	Phương pháp đánh giá	LSM	LNM	NPM	BRSM	ZSPM	VOLK
12_I	7,58	0,32	AIC	54,5	55,9	53,3	53,1	51,7	64,2
			D	0,33	0,29	0,25	0,14	0,14	0,33
			p	0,08	0,15	0,25	0,87	0,92	0,06
12_II	6,35	0,28	AIC	46,8	42,1	40,8	41,2	47,3	43,4
			D	0,25	0,19	0,25	0,21	0,29	0,12
			p	0,21	0,61	0,25	0,25	0,14	0,95
12_III	12,24	0,41	AIC	45,5	41,7	41,0	44,8	41,5	43,1
			D	0,22	0,13	0,08	0,22	0,22	0,08
			p	0,28	0,80	0,99	0,33	0,34	0,99
13_I	13,57	0,55	AIC	72,1	74,5	63,1	60,7	62,4	60,3
			D	0,25	0,13	0,22	0,08	0,08	0,25
			p	0,21	0,87	0,34	0,54	0,99	0,99
13_II	14,71	0,62	AIC	81,2	80,5	83,7	84,9	78,6	80,2
			D	0,19	0,26	0,04	0,21	0,24	0,04
			p	0,41	0,11	0,51	0,27	0,99	0,99
13_III	15,33	0,58	AIC	77,9	78,5	73,9	75,6	73,3	74,5
			D	0,17	0,17	0,04	0,06	0,20	0,17
			p	0,47	0,47	0,74	0,32	1,00	1,00

Ghi chú: θ và m là chỉ số đa dạng sinh học cơ bản và hệ số di cư của mô hình trung tính Volkov (VOLK) và Zero-sum polynomials (ZSPM); LNM và LSM là tên viết tắt của mô hình thống kê Log-normal và Log-series; NPM và BRSM là tên viết tắt của mô hình thích hợp Niche-preemption và Broken-stick; AIC là tiêu chuẩn thông tin Akaike; D là giá trị của kiểm định K-S và p là xác suất ý nghĩa của kiểm định K-S. Các ONC 12_I, 12_II và 12_III đại diện cho môi trường bị xáo trộn, trong khi các ONC 13_I, 13_II và 13_III đại diện cho môi trường không bị xáo trộn.

4. THẢO LUẬN

Bằng cách so sánh và phân tích các mô hình SAD ở 2 môi trường sống bị xáo trộn và không bị xáo trộn trong rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phía Bắc-Phía Đón, nghiên cứu đã tìm thấy bằng chứng chứng minh có sự khác biệt lớn về tính đa dạng, mức độ đồng đều về thành phần loài cũng như sự ổn định của các quần xã cây gỗ trong 2 môi trường sống này. Sự khác biệt về tính đa dạng của 2 môi trường có thể nhận thấy rõ ràng nhất từ số lượng các loài cây gỗ ghi nhận được ở môi trường bị xáo trộn (46 loài) thấp hơn so với môi trường không bị xáo trộn (56 loài). Bên cạnh đó, thành phần loài ưu thế cũng có sự khác biệt nhất định. Mười loài cây ưu thế trong 2 môi trường sống đã được xác định không đồng thời xuất hiện ở hai môi trường sống khác nhau. Sử dụng 6 mô hình lý thuyết thuộc 3 loại mô hình SAD khác nhau để mô phỏng sự phân bố của các loài trong quần xã ở các chế độ xáo trộn không giống nhau, kết quả nghiên cứu cho thấy các mô hình SAD lý thuyết được sử dụng đều có thể mô phỏng tốt quy luật phân bố độ phong phú của các loài trong quần xã ở khu vực nghiên cứu. Kết quả nghiên cứu cũng chỉ ra rằng có sự khác biệt về

mức độ phù hợp của các mô hình SAD. Cụ thể, mô hình ổ sinh thái được đánh giá phù hợp nhất đối với các loài trong môi trường sống bị xáo trộn, trong khi ở trường hợp môi trường không bị xáo trộn là các mô hình trung lập. Dựa trên kết quả này có thể thấy rằng, đối với các quần xã khác nhau về thành phần loài, tính đa dạng, mức độ đồng đều và chế độ xáo trộn thì các quá trình sinh thái chi phối sự hình thành mô hình phân bố độ phong phú của các loài sẽ không giống nhau. Để lý giải cho hiện tượng các mô hình trung lập phù hợp hơn so với các mô hình ổ sinh thái khi mô phỏng dữ liệu quan sát của các quần xã trong môi trường không bị xáo trộn, Yan và cộng sự cho rằng, ở môi trường không bị xáo trộn thì thành phần loài và tỉ lệ độ phong phú của các loài tương đối ổn định, vì vậy mà các quá trình xác định như sự cạnh tranh giữa các loài thường không biểu hiện rõ ràng [26]. Nguyễn Văn Quý và cộng sự cũng phát hiện, các mô hình trung lập là phù hợp để mô phỏng dữ liệu quan sát ở quy mô lấy mẫu 1 ha khi nghiên cứu mô hình SAD của các loài cây gỗ trong rừng lá rộng thường xanh trong phân khu bảo vệ nghiêm ngặt của Khu Bảo tồn Thiên nhiên - Văn hóa Đồng Nai,

tỉnh Đồng Nai [25].

Trong 50 năm qua, các nghiên cứu về đa dạng nói chung và SAD nói riêng được cho là có xu hướng thay đổi trọng tâm, trong đó các mô hình nghiên cứu được phát triển từ những mô tả đơn giản về độ phong phú của các loài đã chuyển sang mô phỏng các quá trình nhân quả dựa trên nhiều lý thuyết sinh thái khác nhau [13]. Kể từ khi Hubbell xuất bản lý thuyết trung lập, rất nhiều tranh luận đã được đưa ra trong việc dung hòa sự mâu thuẫn giữa lý thuyết trung lập và ổ sinh thái [27]. Một số nghiên cứu gần đây đã áp dụng các mô hình SAD và chỉ ra rằng, hai lý thuyết trung lập và ổ sinh thái không hề đối lập nhau mà bổ sung cho nhau và cùng đưa ra lời giải thích tốt hơn cho sự chung sống của các loài trong quần xã. Alonso và cộng sự nhận định rằng, mối quan hệ 1:1 giữa các mô hình và các quá trình tạo ra các mô hình dường như không tồn tại trong sinh thái học [28]. Liên quan đến các mô hình SAD, việc phân tích về chúng sẽ giúp hiểu sâu hơn cơ chế duy trì đa dạng loài trong quần xã nhưng mới chỉ là điều kiện cần nhưng chưa đủ trong lĩnh vực khoa học này [7]. Trong thực tế, nhiều mô hình với các cơ chế hoàn toàn khác nhau khi được mô phỏng bởi cùng một tập dữ liệu quan sát cũng có thể cho mức độ phù hợp tốt [29]. Vì vậy, kết quả điều chỉnh mô hình mô phỏng về độ phong phú loài trong quần xã để xác minh đầy đủ cơ chế sinh thái đằng sau bao gồm các quá trình ngẫu nhiên và xác định cần phải được kiểm tra cẩn thận [30]. Từ kết quả kiểm tra mức độ phù hợp của các mô hình mô phỏng trong nghiên cứu này, chúng tôi chỉ có thể dự đoán rằng, các quá trình ngẫu nhiên (hỗ trợ bởi lý thuyết trung lập) và các quá trình xác định (hỗ trợ bởi lý thuyết ổ sinh thái) đóng vai trò quan trọng trong việc hình thành các mô hình đa dạng loài trong rừng lá rộng thường xanh ở khu vực nghiên cứu.

Trong việc giải thích các quá trình sinh thái chi phối sự chung sống của các loài trong quần xã, nhiều nhà sinh thái học tin rằng, các loài có đặc điểm sinh thái khác nhau, chẳng hạn như khả năng phát tán, kích thước cá thể, khi chúng đồng hành cùng nhau thì tính đặc trưng tiềm ẩn của một số mô hình (như mô hình phân bố độ phong phú) có thể sẽ bị che khuất [7, 30]. Fang và cộng sự phát hiện, mô hình tổng thể phân bố độ phong phú của các loài trong một quần xã là sự phản ánh toàn diện đặc điểm phân bố phong

phú của các loài cốt lõi và cơ hội [31]. Loài cốt lõi dùng để biểu thị các loài có số lượng cá thể nhiều và tồn tại lâu dài trong quần xã. Trong khi đó, các loài cơ hội không nhất thiết sẽ xuất hiện trong mọi cuộc điều tra và độ phong phú của chúng thường thấp. Magurran và Henderson đã phân chia các loài cá trong một cuộc khảo sát ở khu vực cửa sông thuộc miền Tây của nước Anh thành các loài cốt lõi và cơ hội, đồng thời phân tích sự phân bố độ phong phú của chúng [32]. Các tác giả này nhận thấy, mô hình phân bố độ phong phú của các loài cốt lõi hoặc cơ hội trong quần xã cá cửa sông tuân theo mô hình phân bố Log-normal nhưng sẽ là phân bố Log-series nếu xem xét tất cả các loài mà không phân chia thành các loại khác nhau. Bai và cộng sự đã thực hiện so sánh về mô hình SAD giữa hai kiểu rừng lá rộng thường xanh và nửa rụng lá ở rừng Tian Tong thuộc tỉnh Chiết Giang của Trung Quốc [33]. Đáng chú ý là họ không tìm thấy sự khác biệt đáng kể giữa mô hình SAD của 2 kiểu rừng và lý giải nguyên nhân có thể do 2 quần xã nghiên cứu có chung đặc điểm với 10 loài phong phú nhất chiếm số lượng cá thể quá cao (chiếm tới 90,5% tổng số cá thể ở rừng thường xanh và 90% ở rừng nửa rụng lá). Trong nghiên cứu này, mô hình SAD giữa 2 môi trường sống có sự khác biệt đáng kể, có thể do chế độ xáo trộn ở 2 môi trường khác nhau, đồng thời số lượng các loài hiếm trong các quần xã đều chiếm tỉ lệ lớn. Cụ thể, kết quả phân tích đường cong Robbins trong nghiên cứu cho thấy có đến 70% số loài chiếm 20% số lượng cá thể của các loài trong quần xã.

Trong trường hợp không tìm thấy sự khác biệt về mô hình phân bố độ phong phú giữa các tập hợp sinh thái khác nhau, nhiều tác giả khuyến nghị cần chia nhỏ các tập hợp sinh thái thành các mẫu nhỏ hơn và xem xét SAD của tất cả các tập hợp con của chúng. Xie và cộng sự đã sử dụng phương pháp phân tích đa biến tương ứng - CCA để kiểm tra mối quan hệ giữa độ phong phú của các loài cây trong 2 kiểu rừng thường xanh và nửa rụng lá trong rừng Tiantong ở Trung Quốc và các yếu tố địa hình (độ cao, độ dốc và độ lồi) [34]. Các tác giả này nhận thấy, các biến địa hình chỉ giải thích được 19,2% và 7% về sự biến đổi thành phần loài trong rừng thường xanh và rừng nửa rụng lá tương ứng. Do đó, nếu xem xét SAD theo các

môi trường sống dựa trên yếu tố địa hình thì lý thuyết ô sinh thái nhiều khả năng không thể giải thích được mô hình mô phỏng về SAD. Để khắc phục vấn đề trong nghiên cứu của Xie và cộng sự, Fang và cộng sự đã thực hiện lấy mẫu ở nhiều điểm khác nhau trong mỗi kiểu rừng và xem xét đồng thời 3 loại mô hình SAD gồm các mô hình thông kê, ô sinh thái và trung lập [31, 34]. Kết quả nghiên cứu của chúng tôi có nhiều điểm tương đồng so với các nghiên cứu về SAD trước đây, cụ thể trong cùng một môi trường sống thì một loại mô hình SAD có thể thích hợp với các ô lấy mẫu ở các vị trí khác nhau (Bảng 2). Zhang và cộng sự có cùng quan điểm khi phát hiện các mô hình SAD của các loài thảo mộc ở nhiều vị trí lập ô nghiên cứu trong ô mẫu 25 ha ở rừng hỗn giao cây lá kim và lá rộng trên dãy Trường Bạch ở Trung Quốc không có sự khác biệt rõ ràng [35]. Trong tự nhiên, sẽ không quá bất ngờ khi thành phần loài giữa hai quần xã có sự khác biệt nhưng phân bố độ phong phú của chúng lại tương đối giống nhau [31]. Xem xét hai ONC 12_II và 12_III trong môi trường bị xáo trộn và ONC 13_II và 13_III trong môi trường không bị xáo trộn có thể thấy số lượng cá thể của chúng xấp xỉ nhau, do đó mô hình SAD phù hợp nhất để mô phỏng dữ liệu quan sát của chúng giống nhau là điều hoàn toàn chấp nhận được. Matthews và Whittaker xác nhận rằng, các đường cong ECDF của môi trường sống bị xáo trộn hoặc ô nhiễm thường nằm bên trên so với môi trường gần như không hoặc ít chịu sự tác động bởi con người, đây là một trong những cách để đánh giá cũng như so sánh hiệu quả của công tác quản lý các quần xã đa dạng loài [16].

5. KẾT LUẬN

Xuất phát từ góc độ giám sát, bảo vệ đa dạng sinh học và các nguyên tắc phát triển rừng bền vững, các chỉ số đa dạng loài luôn là một trong những chỉ số quan trọng để đo lường, đánh giá cấu trúc và diễn thế của rừng mưa nhiệt đới nói chung và rừng lá rộng thường xanh nói riêng. Trong đó, mối quan hệ giữa số lượng loài và độ phong phú của chúng cần phải được quan tâm nhiều hơn nữa. Nghiên cứu này lần đầu tiên sử dụng đường cong ECDF và đường cong Robbins để phân tích sự phong phú loài, nhằm mô tả tính đa dạng của rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phia Oắc–Phia Đén,

tỉnh Cao Bằng. Do đó, những phát hiện của chúng tôi làm phong phú thêm kết quả nghiên cứu về đa dạng loài ở rừng lá rộng thường xanh trong nước, đồng thời cung cấp các thông tin hữu ích cho công tác giám sát và quản lý bảo vệ rừng ở khu vực nghiên cứu.

Các kết quả nghiên cứu đạt được khi phân tích dữ liệu thu thập trên 06 ONC 01 ha được thiết lập trong 02 ODV 100 ha của rừng lá rộng thường xanh ở VQG Phia Oắc–Phia Đén cho thấy: (1) Thành phần loài cây gỗ trong các quần xã ở 2 môi trường sống bị xáo trộn và không bị xáo trộn có sự khác biệt rõ ràng về số lượng loài và độ phong phú của chúng, mười loài ưu thế của các quần xã được xác định là không xuất hiện đồng thời trên hai môi trường sống khác nhau. (2) Các mô hình phân bố độ phong phú tích lũy của các loài ở 2 môi trường sống có sự khác biệt có ý nghĩa về mặt thống kê với $p < 0,05$; số lượng loài ở cùng mức độ phong phú tích lũy trong môi trường không bị xáo trộn lớn hơn so với môi trường bị xáo trộn. (3) Tính đa dạng và mức độ ổn định của các quần xã trong môi trường không bị xáo trộn cao hơn so với môi trường bị xáo trộn. (4) Các quá trình ngẫu nhiên (lý thuyết trung lập) và các quá trình xác định (lý thuyết ô sinh thái) đóng vai trò quan trọng trong việc hình thành các mô hình đa dạng loài trong rừng lá rộng thường xanh ở khu vực nghiên cứu. Mô hình SAD đã được xác định có liên quan đến môi trường, khí hậu, địa hình và các hoạt động gây xáo trộn bởi con người [14]. Do đó, rừng đặc dụng Phia Oắc–Phia Đén của tỉnh Cao Bằng sẽ vẫn giữ được chức năng hệ sinh thái độc đáo và vị trí sinh thái nếu các lâm phần được quản lý hiệu quả và hạn chế được đến mức thấp nhất những tác động bất lợi bởi các hoạt động của con người.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Kim D. & Ohr S. (2020). Coexistence of plant species under harsh environmental conditions: an evaluation of niche differentiation and stochasticity along salt marsh creeks. 44(19).
- [2]. Chai Z. C. & Wang D. X. (2016). A comparison of species composition and community assemblage of secondary forests between the birch and pine-oak belts in the mid-altitude zone of the Qinling Mountains, China. PeerJ. 4. e1900.
- [3]. McGill B. J., Etienne R. S., Gray J. S., Alonso D., Anderson M. J., Benecha H. K., Dornelas M., Enquist B. J., Green J. L. & He F. L. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. Ecology letters. 10(10). 995-1015.

- [4]. Magurran A. E. (2007). Species abundance distributions over time. *Ecology letters*. 10(5). 347-354.
- [5]. Magurran A. E. (2005). Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology*. 19(1). 177-181.
- [6]. Venier L. A. & Fahrig L. (1996). Habitat availability causes the species abundance-distribution relationship. *Oikos*. 564-570.
- [7]. Bersier L. F. & Sugihara G. (1997). Species abundance patterns: the problem of testing stochastic models. *Journal of Animal Ecology*. 769-774.
- [8]. Borda-de-Água L., Hubbell S. P. & McAllister M. (2002). Species-area curves, diversity indices, and species abundance distributions: a multifractal analysis. *The American Naturalist*. 159(2). 138-155.
- [9]. Raunkiaer C. (1909). *Livnsformen hos planter paa ny jord*. ed. Bianco Luno.
- [10]. Ulrich W., Soliveres S., Thomas A. D., Dougill A. J. & Maestre F. T. (2016). Environmental correlates of species rank abundance distributions in global drylands. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*. 20. 56-64.
- [11]. Motomura I. (1932). On the statistical treatment of communities. *Zoological Magazine, Tokyo*. 44. 379-383.
- [12]. Ferreira F. C. (2008). Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. *Brazilian Journal of Biology*. 68. 1003-1012.
- [13]. MacArthur R. H. (1957). On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 43(3). 293-295.
- [14]. Huang L. J., Yang H., An X. F., Yu Y. M., Yu L. L., Huang G., Liu X. Y., Chen M. & Xue Y. G. (2022). Species abundance distributions patterns between tiangkeng forests and nearby non-tiangkeng forests in southwest China. *Diversity*. 14(2). 64.
- [15]. Dornelas M., Soykan C. U. & Uglan K. I. (2012). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. ed. Oxford University Press. Oxford and New York.
- [16]. Matthews T. J. & Whittaker R. J. (2015). On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*. 52(2). 443-454.
- [17]. Mouillot D., Bellwood D. R., Baraloto C., Chave J., Galzin R., Harmelin-Vivien M., Kulbicki M., Lavergne S., Lavorel S. & Mouquet N. (2013). Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS biology*. 11(5). e1001569.
- [18]. Chapin I. F. S., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E. & Hobbie S. E. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405(6783). 234-242.
- [19]. Nguyen Ngan Ha (2017). Assessment of Current Plant Diversity in Phia Oac-Phia Den Nature Reserve, Nguyen Binh District, Cao Bang Province, Vietnam. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*. 33(1S).
- [20]. Pham Phu, Pham Thi Nhi, Hoang Vu Tru & Cao Thi Quynh Nga (2022). Species composition of the subfamily Cetoniinae (Coleoptera: Scarabaeidae) from Phia Oac-Phia Den National Park, Cao Bang Province. *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*. 38(2).
- [21]. Nguyen Ngoc Chinh (1996). *Vietnam forest trees*. Vietnam forest trees. ed. Agricultural Publishing House, Hanoi, Vietnam.
- [22]. Pham Hoang Ho (1999). *An Illustrated Flora of Vietnam*. ed. Tre Publishing House, Hochiminh, Vietnam.
- [23]. Barbosa P. & Castellanos I. (2005). *Ecology of predator-prey interactions*. ed. Oxford University Press.
- [24]. Tóthmérész B. (1995). Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of vegetation Science*. 6(2). 283-290.
- [25]. Nguyễn Văn Quý, Nguyễn Hồng Hải, Nguyễn Thanh Tuấn, Nguyễn Văn Hợp, Phạm Văn Định & Phạm Thanh Hà (2023). Cơ chế chung sống của các loài cây gỗ trong rừng tự nhiên ở Khu Bảo tồn thiên nhiên văn hóa Đồng Nai. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp*. 2. 44-53. DOI: <https://doi.org/10.55250/jo.vnuif.2023.2.044-053>
- [26]. Yan Y., Zhang C. Y. & Zhao X. H. (2012). Species-abundance distribution patterns at different successional stages of conifer and broadleaved mixed forest communities in Changbai Mountains, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*. 36(2). 54-66.
- [27]. Hubbell S. P. (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. ed. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- [28]. Alonso D., Ostling A. & Etienne R. S. (2008). The implicit assumption of symmetry and the species abundance distribution. *Ecology Letters*. 11(2). 93-105.
- [29]. Borda-de-Água L., Borges P. A. V., Hubbell S. P. & Pereira H. M. (2012). Spatial scaling of species abundance distributions. *Ecography*. 35(6). 549-556.
- [30]. Cheng J. J., Mi X. C., Ma K. P. & Zhang J.T. (2011). Responses of species-abundance distribution to varying sampling scales in a subtropical broad-leaved forest. *Biodiversity Science*. (19). 168-177.
- [31]. Fang X., Yang Q., Liu H., Ma Z., Dong S., Cao Y., Yuan M., Fei X., Sun X. & Wang X. (2016). Distribution of species abundance of evergreen and deciduous woody plants in the evergreen broad-leaved forests at Tiantong, Zhejiang. *Biodiversity Science*. 24(6). 629-638.
- [32]. Magurran A. E. & Henderson P. A. (2003). Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*. 422(6933). 714-716.
- [33]. Bai K., He C., Wan X. & Jiang D. (2015). Leaf economics of evergreen and deciduous tree species along an elevational gradient in a subtropical mountain. *AoB Plants*. 7. plv064.
- [34]. Xie Y., Ma Z., Yang Q., Fang X., Zhang Z., Yan E. & Wang X. (2012). Coexistence mechanisms of evergreen and deciduous trees based on topographic factors in Tiantong region, Zhejiang Province, eastern China. *Biodiversity Science*. 20(2). 159.
- [35]. Zhang S., Lin F., Yuan Z., Kuang X., Jia S., Wang Y., Suo Y., Fang S., Wang X. & Ye J. (2015). Herb layer species abundance distribution patterns in different seasons in an old-growth temperate forest in Changbai Mountain, China. *Biodiversity Science*. 23(5). 641.