



**ÉVALUATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE
SUR UNE PAROI CALCAIRE DU BAS-SAINT-LAURENT EN CONTEXTE
D'ESCALADE**

Mémoire présenté
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie (avec mémoire)
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

PAR
© Clara Paquin

Mai 2026

Composition du jury :

Luc Sirois, président du jury, Université du Québec à Rimouski

Francis Gauthier, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Guillaume de Lafontaine, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Stéphanie Pellerin, examinatrice externe, Université de Montréal

Dépôt initial 7 janvier 2026

Dépôt final 21 mai 2026

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

À ces femmes qui repoussent toujours les limites de ce que les hommes croient possible,
À toutes celles qui grimpent plus haut, dans toutes les sphères.
À tous ces athlètes inspirants qui repoussent les frontières du corps et de l'esprit,
À tous ces visages croisés dont le sourire m'a portée jusqu'au sommet de cette rédaction.
À la roche, pour m'avoir offert l'émerveillement, la passion et l'échappatoire.
À la forêt pour son silence et sa patience.

.....

Malgré les doutes qui m'ont accompagnée à chaque étape, je tiens à remercier Francis Gauthier et Guillaume de Lafontaine, mes directeurs, pour leur écoute, leur confiance et leurs conseils constants à travers ce chemin escarpé.

Merci à toutes les personnes qui ont partagé les efforts du terrain, les moments d'adrénaline comme ceux de silence suspendu aux parois : Audran Poher, Tom Birien, Lancelot Massé, Jean-Christophe Pomerleau, ainsi que Francis et Guillaume.

Ma reconnaissance va également à ceux qui m'ont éclairée dans les méandres de l'herbier: Anthony St-Jean, Marc-Aurèle Vallée et Philippe Blier.

Merci aux membres du club La Grimpe dans l'Est, et tout particulièrement à Denys Dubuc, pour ses conseils avisés et sa générosité, notamment dans les mystères de la 4e plage.

Enfin, un merci tout en tendresse à Fred Lizotte, dont les virées en kart de golf ont allégé bien des pas et arraché plus d'un sourire. Ton aide a été précieuse dans les moments les plus inattendus.

« Rock is the earth's truth. It is the molten heart come to light, the deepest layers scoured out. Every fragment of rock has been made in torment: crushed, boiled, compressed. And millennia later it is revealed in agony: squeezed through the earth's crust, cut through by ice, whipped by winds. What else in the landscape has suffered as much? [...] Rock is different. Every outcrop is a monument to pain, each gorge a terrific scar. And the rock will stick its neck out, telling that truth. The lone pinnacles of the desert towers of Utah, the low black granite of Dartmoor, the sliced-open anatomy of Yosemite. Everything is laid bare. »

- Sarah-Jane Dobner, *A Feeling for Rock*

RÉSUMÉ

L'intérêt grandissant pour l'escalade entraîne un questionnement quant aux impacts de cette activité récréative sur les communautés végétales des parois rocheuses. Bien que la littérature sur le sujet soit en croissance, elle demeure encore éparse, biaisée et peu représentative de la diversité des parois, qui varie selon le type de roche et le climat. Au Québec, ces milieux accueillent notamment des espèces arctiques-alpines, rares, endémiques ou vulnérables, soulignant l'importance de mieux comprendre leur écologie. Ce projet de recherche vise à identifier les facteurs qui influencent la biodiversité végétale des parois rocheuses calcaires de la région de Rimouski (Bas-Saint-Laurent), en particulier dans un contexte de fréquentation croissante liée à l'escalade. À cette fin, une analyse floristique a d'abord été réalisée, suivie d'analyses statistiques basées sur des modèles linéaires afin d'évaluer l'effet de l'escalade et des variables physiographiques sur la richesse spécifique et l'abondance des communautés végétales. Les résultats sont clairs : la présence d'escalade a un effet négatif sur la végétation, en particulier sur les bryophytes et les plantes vasculaires. En l'absence de perturbation, la composition végétale semble régie par la quantité et la qualité des anfractuosités (fissures, réglettes, cavités), qui offrent des microhabitats propices à l'établissement. Ces résultats soulignent l'importance d'intégrer la science aux plans de gestion des sites d'escalade, au-delà des simples descriptions ou d'observations empiriques.

Mots clés : Paroi rocheuse, végétation, biodiversité, escalade, géomorphologie, lichens, bryophytes, plantes vasculaires, conglomérat calcaire, microtopographie

ABSTRACT

The growing popularity of rock climbing raises concerns regarding its potential impacts on plant communities inhabiting cliff faces. Although scientific literature on this topic is expanding, it remains sparse, biased, and often overlooks the ecological variability of cliffs, which depends on rock type and climate. In Québec, these habitats frequently host arctic-alpine, rare, endemic, or vulnerable plant species, underscoring the need for deeper ecological understanding. This research project aims to assess the factors influencing plant biodiversity on limestone cliff faces in the Rimouski region (Lower St. Lawrence), particularly in the context of increasing recreational climbing. First, a floristic survey was conducted, followed by statistical analyses using linear models to evaluate the effects of climbing and physiographic variables on species richness and abundance. Results are clear: climbing negatively affects vegetation, especially bryophytes and vascular plants. In the absence of disturbance, vegetation patterns are mostly driven by the presence and quality of rock cavities and features (e.g., cracks, crimps, pockets), which provide essential microhabitats for plant establishment. These findings emphasize the importance of grounding climbing site management in scientific evidence rather than relying solely on descriptive or anecdotal reports.

Key-words: Cliff, vegetation, biodiversity, rock climbing, geomorphology, lichens, mosses, vascular plants, limestone, microtopography.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	X
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 HÉRITAGE GLACIAIRE DE L'EST DU CANADA	1
1.2 THÉORIE DE LA BIOGÉOGRAPHIE INSULAIRE ET DES MÉTA-COMMUNAUTÉS	2
1.3 LES PAROIS ROCHEUSES ET LEUR BIODIVERSITÉ	4
1.3.1 <i>Stratégies vitales des plantes</i>	6
1.3.2 <i>Les perturbations</i>	8
1.4 HISTOIRE DE L'ESCALADE AU QUÉBEC	9
1.5 PROBLÉMATIQUE	11
1.5 OBJECTIFS	16
2.1 RÉSUMÉ	18
2.2 INTRODUCTION	19
2.3 MÉTHODOLOGIE	22
2.3.1 <i>Sites d'étude</i>	22
2.3.2 <i>Collecte des données</i>	23
2.3.2.1 Inventaire floristique (variables dépendantes)	25
2.3.2.2 Variables et indices d'escalade	27
2.3.2.3 Variables et indices physiographiques	27
2.3.3 <i>Analyse des données</i>	33
2.3.3.1 Analyses descriptives	33
2.3.3.2 Modèles linéaires	34
2.4 RÉSULTATS	36
2.4.1 <i>Inventaire floristique</i>	37
2.4.2 <i>Structure des communautés</i>	40
2.4.3 <i>Modèles linéaires</i>	42
2.4.3.1 Tous les quadrats	42
2.4.3.2 Quadrats non grimpés	42
2.4.3.3 Quadrats grimpés	42
2.5 DISCUSSION	45
2.5.1 <i>Effort et qualité de l'échantillonnage</i>	45
2.5.2 <i>Inventaire floristique</i>	45
2.5.3 <i>Effets de l'escalade sur la biodiversité</i>	46
2.5.4 <i>Facteurs naturels influençant la biodiversité végétale en paroi rocheuse</i>	48
2.6 CONCLUSION	51
CHAPITRE 3	52
DISCUSSION SUR LES STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT	52
3.1 INTRODUCTION	52
3.2 INTÉGRATION DE DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION	53
3.3 EXEMPLES D'APPLICATION SUR LA PAROI 2 (RÉSULTATS FICTIFS)	55
CONCLUSION GÉNÉRALE	59
BIBLIOGRAPHIE	61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Effets de l'escalade sur la richesse spécifique et l'abondance des plantes vasculaires (V), des bryophytes (B) et des lichens (L). Note : + : effet positif; - : effet négatif; O : sans effet; Ø pas assez de données pour comparer les sites grimpés et non grimpés; X : pas inclus dans l'étude. Tiré et adapté de Boggess et al. 2021.....	13
Tableau 2. Liste et description des indices de biodiversité utilisés dans les analyses statistiques.....	26
Tableau 3. Informations techniques des quadrats grimpés et des caractéristiques physiographiques mesurées pour chaque quadrat.....	30
Tableau 4. Résultats des tests de Mann-Whitney pour les variables d'escalade et des variables physiographiques. *** : $P < 0.001$, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$. Le tableau est séparé en sections de couleur : orange pour les variables liées à l'escalade et bleu pour les variables physiographiques. esc et abs signifient que la valeur de la variable est plus élevée dans les quadrats grimpés et non grimpés, respectivement. Les acronymes des variables réfèrent au Tableau 3.	36
Tableau 5. Résultats des tests de Mann-Whitney pour l'abondance de chaque espèce végétale et les 10 indices de biodiversité. *** : $P < 0.001$, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$. Le tableau est séparé en sections de couleur : vert pour les espèces végétales et mauve pour les indices de biodiversité. Esc et abs signifient que la valeur de la variable est plus élevée dans les quadrats grimpés et non grimpés respectivement. Les acronymes des indices de biodiversité réfèrent au Tableau 2. Les noms complets des espèces végétales se trouvent dans la liste des acronymes.....	39
Tableau 6. Modèles linéaires de l'abondance et de la richesse spécifique pour a) toutes les observations; b) les quadrats non grimpés; c) les quadrats grimpés.....	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Exemples de différents types d'îles. Îles classiques, sommets de montagne, lacs, forêts. La flèche représente la direction dans laquelle la végétation se dirige. Tiré de Whittaker et Fernandez-Palacios (2007)	4
Figure 2. Étapes d'un modèle cyclique suggéré en paroi rocheuse. La première étape de colonisation est l'établissement de plantules, principalement de chasmophytes. Cela se produit essentiellement dans les fissures où les racines peuvent trouver un ancrage. Ensuite, de nouvelles plantes tendent à s'établir comme des chaméphytes et des nanophanérophytes. Le retour au système initial (roche-nue) se produit lors d'un événement d'érosion pouvant être causé par l'activité racinaire des plantes ou des chutes de pierres. Ce retour peut également être fait lorsque la capacité de soutien est dépassée. Tirée et adaptée de Escudero (1996).....	9
Figure 3. Exemple d'arabette du Québec (<i>Boechera quebecensis</i>).	14
Figure 4. Exemple d' <i>Aspicilia bicensis</i> . Tirée de Anderson et Lendemer (2016).....	15
Figure 5. (a) Localisation des sites d'étude; (b) paroi rocheuse grimpée (site 1); (c) paroi rocheuse non grimpée (site 2). Les carrés rouges indiquent la disposition des quadrats (non à l'échelle) et les lignes jaunes représentent les voies d'escalade	23
Figure 6. Exemples de variables géomorphologiques. a) cavité b) fissures c) résurgence d) réglette e) mesures d'anfractuosités	31
Figure 7. Mesure de la rugosité et de l'ondulation. Tirée et adaptée de Brady et Brown (1999)	32
Figure 8. Matrice de corrélation des variables indépendantes	35
Figure 9. Proportion d'occurrence de chaque espèce dans les quadrats grimpés (foncé) et non grimpés (pâle).....	38
Figure 10. Courbes d'accumulation d'espèces (a) et courbes de rang-abondance (b) pour les quadrats grimpés (orange) et non grimpés (vert). Les polygones (orange et vert) indiquent l'enveloppe des intervalles de confiance à 95 % de 100 courbes d'accumulation permutées aléatoirement. Les boîtes à moustaches indiquent le quartile inférieur, la médiane et le quartile supérieur des 100 permutations; la longueur des moustaches correspond à 1,5 fois l'écart interquartile. Les lignes pleines illustrent les courbes d'extrapolation ajustées à partir de chaque courbe d'accumulation moyenne à l'aide d'une fonction exponentielle négative asymptotique.	41
Figure 11. Modélisation 3D du site 2 et identification des trois secteurs potentiels au développement de nouvelles voies (bleus) et du secteur de conservation (rouge).....	56
Figure 12. Secteur A du site 2.....	57
Figure 13. Secteur B du site 2.....	58
Figure 14. Secteur C du site 2.....	58

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

FQME	Fédération québécoise de montagne et d'escalade
NDVI	Normalized difference vegetation index (indice de végétation par différence normalisée)
YDS	Yosemite Decimal System
xe	<i>Rusavskia elegans</i>
da	<i>Diplotomma alboatrum</i>
ac	<i>Anaptychia crinalis</i>
dm	<i>Dermatocarpon mulinsii</i>
ch	<i>Cladonia humilis</i>
lf	<i>Lathagrium fuscovirens</i>
ll	<i>Lepraria lobificans</i>
psp	<i>Phaeophyscia sp</i>
i	espèce inconnue
aa	<i>Abietinella abietina</i>
gt	<i>Grimmia teretinervis</i>
sr	<i>Syntrichia ruralis</i>
oa	<i>Orthotrichum anomalum</i>
ls	<i>Leucodon sciuroides</i>
pc	<i>Platydicta confervoides</i>
mj	<i>Myurella julacea</i>
hr	<i>Hymenostylium recurvirostrum</i>
gsp	<i>Grimmia sp.</i>
dp	<i>Dichodontium pellucidum</i>
bc	<i>Bryum creberrimum</i>
pt	<i>Pseudolekeella tectorum</i>
tt	<i>Tortella tortuosa</i>
sp	<i>Saxifraga paniculata</i>
cg	<i>Campanula gieseckeana</i>
cl	<i>Cystopteris laurentiana</i>
pv	<i>Polypodium virginianum</i>
acad	<i>Aquilegia canadensis</i>
pp	<i>Poa pratensis</i>
am	<i>Achillea millefolium</i>
ss	<i>Solidago sempervirens</i>
dar	<i>Draba arabisans</i>
ri	<i>Rubus idaeus</i>
oc	<i>Oxytropis campestris var. johannensis</i>
csp	<i>Carex spp.</i>

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 HERITAGE GLACIAIRE DE L'EST DU CANADA

La glaciation du Wisconsinien, entre 75 000 à 11 500 ans avant aujourd'hui, a mené au recouvrement de la province du Québec et d'une partie du nord des États-Unis par une épaisse calotte glaciaire (Dalton et al., 2020, 2023; Dyke & Prest, 1987). L'Inlandsis laurentidien, de plusieurs centaines, voire milliers de mètres d'épaisseur, a commencé à se retirer il y a environ 18 000 ans afin de laisser place à des vallées glaciaires, des lacs proglaciaires et de nombreux types de dépôts (e.g. till, moraines; Brouard et al., 2023; Dyke & Prest, 1987). Façonné par l'érosion glaciaire, le relief du Québec comprend notamment le Bouclier canadien poli, les Appalaches arrondies, le fjord du Saguenay et des parois rocheuses. Parallèlement, les basses terres, temporairement envahies par les mers postglaciaires de Laflamme, de Goldthwait et de Champlain, ont été mises à découvert lors de leur retrait sous l'effet du relèvement glacio-isostatique (Brouard et al., 2023; Dionne, 1972; Dionne & Occhietti, 1996).

Lors de la dernière glaciation, un corridor aux limites de l'inlandsis, dénudé de forêt, a permis à une végétation arctique-alpine de survivre temporairement (Ritchie, 1987). Avec le réchauffement climatique postglaciaire, la forêt boréale a progressivement recolonisé ces milieux (Richard et al., 2020). Ainsi, à la suite du retrait des glaciers, certaines espèces arctiques-alpines ont persisté sur les parois rocheuses, où les conditions limitent l'établissement des espèces de la forêt boréale et réduisent la compétition (Brinker & Knudsen, 2019; Morisset et al., 1983). La persistance de la végétation pionnière issue des refuges glacières peut être expliquée par la topographie abrupte des parois rocheuses, leur instabilité et leurs conditions peu propices à l'établissement de la végétation forestière (Brinker & Knudsen, 2019; Faubert, 2014; Morisset et al., 1983). Cela explique la présence d'espèces végétales arctiques-alpines sur certaines parois rocheuses de la province, comme au parc national de Forillon et au parc national du Bic (Brinker & Knudsen, 2019; Faubert, 2014; Morisset et al., 1983).

La composition chimique des falaises côtières sa structure physique superposée avec l'élévation, l'orientation, et la proximité à la mer et ses embruns marins créent une hétérogénéité de niches écologiques qui permettent l'établissement et la coexistence de plusieurs espèces de plantes (Cooper, 1997; Hepburn, 1943). Dès la seconde moitié du 20^e siècle, les caractéristiques écologiques singulières des parois rocheuses attiraient déjà l'attention des chercheurs (e.g. Brunton & Lafontaine, 1974; Escudero, 1996; Hepburn, 1943).

Au Québec, Brunton et Lafontaine (1974) se sont penchés sur la flore particulière des parois calcaires de la région de Gatineau, mettant en lumière la présence d'espèces végétales rares ou spécialisées. Quelques années plus tard, Morisset et al. (1983) décrivaient la végétation arctique-alpine des parois du parc national de Forillon, soulignant l'influence des conditions microclimatiques sur la composition végétale. Plus récemment, Anderson et Lendemer (2016) ont identifié une nouvelle espèce de lichen endémique¹ sur les parois rocheuses du parc national du Bic, illustrant le rôle de ces environnements comme réservoirs de biodiversité² encore méconnus. Ces travaux témoignent de la richesse³ et de la spécificité écologique des parois rocheuses québécoises, tout en révélant un potentiel de découvertes encore largement inexploité.

1.2 THEORIE DE LA BIOGEOGRAPHIE INSULAIRE ET DES META-COMMUNAUTES

La théorie de la biogéographie insulaire de MacArthur et Wilson (1967) est une théorie fondatrice en écologie cherchant à expliquer le nombre d'espèces présentes sur une île en fonction de deux processus dynamiques : le taux d'immigration et le taux d'extinction. Ainsi, il existerait un modèle d'équilibre dynamique influencé par la taille de l'île et la distance du continent (MacArthur & Wilson, 1967). Dans l'ère moderne des extinctions anthropiques, les îles sont souvent considérées comme des points chauds de biodiversité (Cartwright, 2019; Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007). Ainsi, les écosystèmes insulaires sont définis comme de petites parcelles isolées qui sont produites par des éléments du paysage qui supportent, de manière disproportionnée, un nombre important d'espèces rares (Cartwright, 2019). Deux types d'écosystèmes insulaires sont définis, soit les « vraies » îles et les habitats insulaires. Ces derniers sont décrits, pour des systèmes terrestres, comme des habitats particuliers circonscrits par une matrice paysagère contrastée (Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007).

Selon la théorie de la biogéographie insulaire, les parois rocheuses représentent des habitats insulaires, isolées au sein de la matrice paysagère environnante (Figure 1). Toutefois,

¹ Caractère d'une espèce ou d'un taxon confiné à une zone spécifique, qu'il s'agisse d'un habitat, d'une région ou d'un continent (Swingland, 2013).

² La diversité des espèces, génétique et écosystémique d'une zone, incluant parfois des composantes abiotiques associées, telles que les caractéristiques du paysage, les systèmes de drainage et le climat (Swingland, 2013).

³ La richesse spécifique est définie comme le nombre total d'espèces présentes dans une zone donnée (diversité alpha), chaque espèce étant considérée de manière équivalente (Swingland, 2013).

cette théorie repose sur une structure simplifiée où les habitats isolés reçoivent des espèces d'une seule source, le « continent ». Bien que souvent fragmentées et relativement isolées, les parois rocheuses peuvent parfois être interconnectées, surtout si les fragments sont suffisamment rapprochés pour permettre la dispersion de propagules ou de spores (Virtanen & Oksanen, 2007). Le développement de la théorie des métapopulations (Levins, 1969) a permis de mieux modéliser ces dynamiques. Cette théorie, à la base de nombreuses approches contemporaines, s'applique à des systèmes où les populations sont subdivisées spatialement en populations locales et où les migrations entre ces sous-populations (i.e. dèmes) influencent les dynamiques locales, incluant la probabilité d'extinction locale (Virtanen & Oksanen, 2007). Dans ce contexte, la théorie des méta-communautés, qui élargit ces principes aux communautés entières, permet d'intégrer à la fois la qualité des habitats, la connectivité entre fragments et les interactions biotiques (Antonsson, 2012). Elle s'avère donc particulièrement pertinente pour l'étude des parois rocheuses, qui fonctionnent à la fois comme habitats isolés et comme éléments d'un réseau écologique plus vaste. Bien qu'elles reposent sur des postulats différents, les théories des méta-communautés et de la biogéographie insulaire soulignent toutes deux l'importance des capacités de dispersion des espèces qui composent les communautés, ainsi que de la connectivité entre les parcelles d'habitat favorable dans le paysage pour prédire la richesse et la composition des communautés (Antonsson, 2012). Toutefois, contrairement aux prédictions classiques des théories de la biogéographie insulaire et des méta-communautés, la taille des parois rocheuses ne semble pas influencer la richesse spécifique : des parois de petite taille peuvent héberger la même biodiversité que des parois de grande taille (Graham & Knight, 2004; Haig et al., 2000).

Les parois rocheuses présentent des caractéristiques écologiques et géomorphologiques distinctes des milieux environnants. Ce sont des formations géologiques verticales ou subverticales, habituellement définies par une pente supérieure à 60-70 degrés (Antonsson, 2012; Larson et al., 2005; Loye et al., 2009). Elles se distinguent nettement de la matrice paysagère environnante par des conditions environnementales extrêmes : faible accumulation de sol, forte exposition aux éléments climatiques, fluctuations thermiques importantes et instabilités rocheuses liées à la fracturation de la roche (Antonsson, 2012; Larson et al., 2005). Ces facteurs créent des microhabitats complexes, variés et exigeants, influençant profondément les dynamiques écologiques et la composition de la biodiversité.

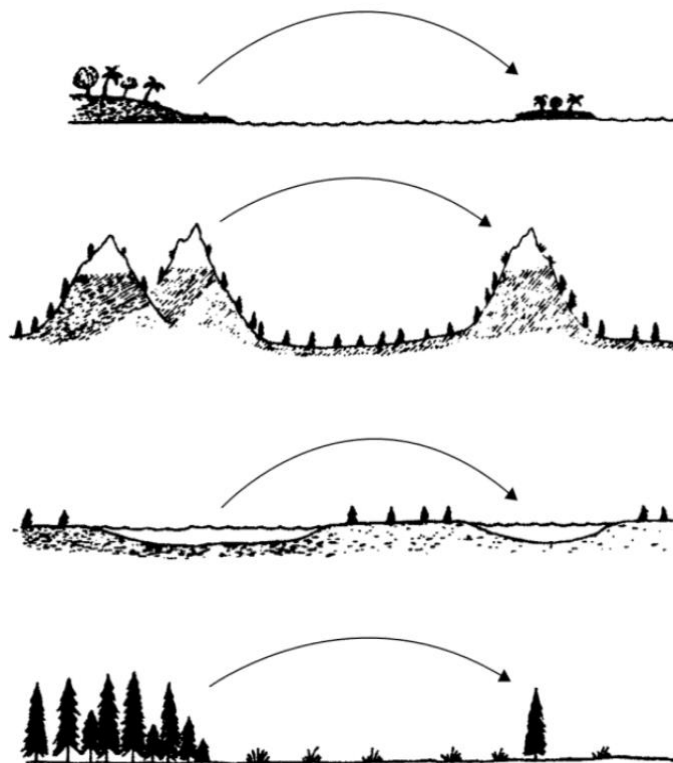


Figure 1. Exemples de différents types d'îles. Îles classiques, sommets de montagne, lacs, forêts. La flèche représente la direction dans laquelle la végétation se dirige. Tiré de Whittaker et Fernandez-Palacios (2007)

1.3 LES PAROIS ROCHEUSES ET LEUR BIODIVERSITE

La végétation sur les parois rocheuses suit généralement une succession relativement linéaire, amorcée par des espèces pionnières spécialisées. Les zones de roche nue sont d'abord colonisées par des chasmophytes, plantes bien adaptées aux fissures et aux micro-ancrages (Figure 2; Escudero, 1996). Les lichens crustacés, tolérants aux conditions xériques, s'établissent sur des sections avec peu de microreliefs, tandis que les lichens foliacés et fruticuleux colonisent des zones offrant plus d'hétérogénéité (Harrison et al., 2022). Ces derniers retiennent l'eau et la matière organique, créant ainsi des conditions propices à l'établissement des bryophytes, puis des plantes vasculaires (Harrison et al., 2022).

La composition floristique des parois rocheuses est influencée par une multitude de contraintes environnementales dont la température (Larson, 1980; Larson et al., 2005) qui varie selon l'altitude et la latitude ainsi que la continentalité (Richerson & Lum, 1980). La température moyenne annuelle modifie la composition végétale puisque chaque espèce possède son propre optimum de température (Glenn-Lewin, 1977).

Le type de roche constitue un autre facteur clé influençant la diversité végétale, certaines lithologies offrant un substrat plus propice à l'établissement de certaines espèces (Spitale & Nascimbene, 2012). Une roche basique (p.ex., calcaire) peut être riche en nutriments comme le calcium ou le magnésium alors que la silice est la composante dominante d'une roche acide (p.ex., granite) (Scoggan, 1942). Le *Thuja occidentalis* est une espèce bien représentée dans les environnements calcaires alors que *Abies balsamea* se trouve plutôt sur sols acides.

De plus, la proximité à la mer peut avoir des effets sur la composition floristique (Hepburn, 1943). En effet, certaines espèces halophytes comme *Cochlearia officinalis* s'établissent en bord de mer sous l'influence des embruns marins (Cooper, 1997). L'environnement maritime enrichit les parois en nutriments minéraux par les embruns, modère les conditions climatiques, mais peut également causer des dommages physiologiques aux plantes en raison de la salinité (Cooper, 1997).

L'humidité de la paroi rocheuse semble également être un facteur clé pour la biodiversité. Plusieurs auteurs soulignent que les sites les plus humides abritent une végétation plus abondante (Clark & Hessel, 2015; Cooper, 1997; Kuntz & Larson, 2006a). Les zones de résurgences, souvent enrichies en minéraux, tendent ainsi à accueillir davantage d'espèces que les sections plus sèches (Cooper, 1997; Larson, 1980).

Enfin, l'hétérogénéité structurelle des parois rocheuses influence la composition des communautés végétales (Cooper 1997; Kuntz & Larson 2006b). Cette hétérogénéité se définit comme la complexité et/ou la variabilité de la propriété d'un système dans l'espace et/ou dans le temps (Li & Reynolds, 1995). Ici, l'hétérogénéité est la diversité, la fréquence et l'abondance des éléments topographiques et micro-topographiques retrouvés sur les parois rocheuses. En effet, selon Kuntz et Larson (2006b), la richesse spécifique et la fréquence des plantes vasculaires, des bryophytes et, dans une moindre mesure, des lichens, sont associées à la fréquence des éléments micro-topographiques. La richesse spécifique et l'abondance des plantes présentes sur les parois rocheuses dépendent de plusieurs variables liées à la géomorphologie. Les parois avec une hétérogénéité géomorphologique plus complexe supportent généralement une plus grande diversité d'espèces floristiques (Boggess et al., 2021; Cooper, 1997; Harrison et al., 2022; Larson et al., 2005; Pyron, 2010). Ainsi, la pente de la paroi, de même que la taille, la fréquence et l'abondance des éléments topographiques et micro-

topographiques, comme les vires⁴, les fissures⁵ et les cavités⁶ représentent des facteurs clés qui contribuent potentiellement à déterminer la présence des espèces sur les parois (Boggess et al., 2021; Harrison et al., 2022; Holzschuh, 2016; Kuntz & Larson, 2006b). Cette hétérogénéité crée des micro-habitats qui permettent à plusieurs espèces floristiques de cohabiter ensemble malgré leurs différences adaptatives (Cooper, 1997). Par exemple, il a été démontré que la taille des vires influence les communautés végétales (Kuntz & Larson, 2006b). Ainsi, l'abondance des bryophytes augmente avec la taille des vires, mais elle diminue graduellement alors que la quantité de litière disponible augmente, puisque celle-ci favorise plutôt l'établissement des plantes vasculaires, plus compétitrices (Kuntz & Larson, 2006b).

L'orientation est rarement la variable principale, mais la distribution de la végétation peut toutefois être influencée par l'exposition des parois face au sud, puisque les températures y sont habituellement plus élevées et le stress hydrique plus important (Cooper, 1997).

1.3.1 Stratégies vitales des plantes

Grime (1979) identifie trois catégories de facteurs limitant la végétation, soit le stress, les perturbations et la compétition. La végétation présente des stratégies biodémographiques permettant de répondre à ces facteurs limitants regroupées sous la forme d'espèces compétitrices, tolérantes et rudérales (Grime, 1977, 1979). Dans un environnement productif et peu perturbé, la survie des jeunes pousses et la régénération végétale sont principalement limitées par la compétition intraspécifique et interspécifique (Grime, 1979). Grime (1977) définit les stress environnementaux comme non seulement le manque ou le surplus d'énergie solaire, d'eau ou de nutriments minéraux, mais également des températures sous-optimales et des toxines comme des métaux lourds dans le sol ou des gaz polluants dans l'atmosphère. Ainsi, chaque type de stress peut avoir des effets différents sur la structure et la composition végétales (Grime, 1977). Les plantes tolérantes aux stress abiotiques ont généralement des caractéristiques relativement similaires : une croissance lente, des feuilles de petite taille, peu d'énergie consacrée à la production de graines (Grime, 1977).

Les parois rocheuses sont des exemples d'environnements caractérisés par des stress abiotiques importants par leurs conditions environnementales contraignantes pour la

⁴ Replat étroit le long d'un escarpement montagneux (Office québécois de la langue française, 1993).

⁵ Fente d'un rocher dans laquelle un grimpeur est susceptible d'effectuer des coincements, des verrous et des oppositions pour progresser (Office québécois de la langue française, 2019).

⁶ Un creux, un vide dans un corps solide (Dictionnaire de l'Académie française, 1878). Aussi traduit de l'anglais *pocket* par pochette : Prise creuse permettant d'y insérer de un à trois doigts (Office québécois de la langue française, 2025).

végétation. Ces milieux, où la disponibilité en sol, en eau et en nutriments est limitée, imposent une forte pression sélective sur les plantes capables de s'y établir. Ils abritent ainsi des espèces particulières, souvent endémiques, rares ou vulnérables (Larson et al., 2005), et peuvent également supporter des communautés anciennes à croissance très lente, comme les individus de *Thuja occidentalis* présents sur les parois de l'escarpement de Niagara (Larson et al., 1999; Larson & Kelly, 1991). Grime (1977) suggère que les lichens constituent la forme végétale la plus tolérante aux stress extrêmes, puisqu'ils se maintiennent sous des conditions rudes excluant la plupart des plantes vasculaires (Larson, 1980). Les lichens peuvent survivre à des périodes de dessiccation prolongées (Grime, 1977; Larson, 1980), faisant d'eux des espèces particulièrement bien adaptées pour l'établissement sur les parois rocheuses. Dans les récentes années, des découvertes de nouvelles espèces de bryophytes et de lichens ont encore été faites sur les parois rocheuses. C'est, par exemple, le cas de *Acarospora bullata* sur les parois granitiques du sud de l'Ontario (Brinker & Knudsen, 2019) et de *Aspicilia bicensis* sur les parois calcaires du parc national du Bic (Anderson & Lendemer, 2016). D'autres espèces rares continuent d'être rapportées de façon sporadique comme *Grimmia teretineris* (Ireland, 1982). Ces exemples illustrent que des espèces rares peuvent persister dans certains habitats en raison de conditions particulières (Calatayud et al., 2020). Plutôt qu'une stricte préférence écologique, leur présence peut parfois relever d'un opportunisme lié à la faible compétition, comme c'est le cas des parois rocheuses, où les conditions abiotiques sévères excluent la majorité des plantes compétitives. Ainsi, la biodiversité peut être maintenue malgré la dominance potentielle d'espèces compétitrices dans les environnements plus productifs (Calatayud et al., 2020).

Une espèce dominante joue souvent un rôle structurant dans une communauté végétale : elle influence la disponibilité des ressources, la composition des autres espèces et même certaines conditions environnementales. Ainsi, lorsqu'une espèce dominante commence à décliner, cela peut indiquer que l'écosystème subit des pressions ou des perturbations. La diminution de son abondance agit donc comme un signal d'alerte, souvent associé à des changements d'origine humaine tels que la fragmentation de l'habitat, l'augmentation de la fréquentation récréative ou des modifications dans les régimes de perturbation (Avolio et al., 2019). Les parois rocheuses sont des environnements hétérogènes où de nombreux microclimats et microhabitats sont retrouvés (Cooper, 1997; Larson et al., 2005). Cela permet donc à plusieurs types d'espèces floristiques de cohabiter, réduisant la compétition intra- et interspécifique (Cooper, 1997). Selon le concept du chevauchement de niche, des espèces possédant des plages de tolérance similaires devraient pouvoir coexister dans des habitats qui répondent à leurs exigences communes. Toutefois, cette coexistence n'est possible que si aucun

facteur externe, comme une orientation particulière de la paroi, ne favorise la dominance d'une espèce sur les autres.

1.3.2 Les perturbations

Les parois rocheuses ont été relativement épargnées par la plupart des perturbations naturelles fréquentes des milieux terrestres, notamment en raison de leur inaccessibilité (Boggess et al., 2021). Ainsi, des perturbations écologiques telles que le broutement par les herbivores, les feux de végétation ou les chablis y sont rares voire inexistants. Cette protection reflète la difficulté d'accès pour les animaux, le manque de sol qui empêche l'accumulation de combustible suffisant pour alimenter les incendies, ainsi qu'à la pente abrupte qui empêche l'accumulation de biomasse (Boggess et al., 2021). Cependant, les parois rocheuses ne sont pas exemptes de perturbations naturelles. Elles sont régulièrement soumises à des dynamiques géomorphologiques, comme les éboulements déclenchés par des processus de gel-dégel, des épisodes de fortes précipitations ou encore l'érosion à la base des versants causée par l'action de l'eau (fluviale ou côtière) (Bernatchez & Dubois, 2006; Birien & Gauthier, 2023b, 2023a; Gauthier et al., 2022). Ces événements, comme les feux et les chablis, bien que sporadiques, contribuent à remodeler la surface des parois, influençant la colonisation végétale, la survie des individus et la dynamique des communautés (Escudero, 1996). Cette altération fait partie de la dynamique naturelle des parois rocheuses. Le retour à un état de roche nue peut aussi être causé, en plus des processus mentionnés précédemment, par des dynamiques de succession régressives. Celles-ci incluent notamment l'érosion liée au développement racinaire ou encore une densité végétale trop élevée par rapport à la capacité de soutien du substrat (Figure 2; Escudero, 1996). Ainsi, les parois rocheuses suivent une dynamique naturelle active constituée de perturbations récurrentes où la végétation alterne entre phases de colonisation et de succession plus avancée (Escudero, 1996). Ces dynamiques cycliques demeurent toutefois encore peu considérées dans les études de communautés végétales sur parois rocheuses.

Les parois rocheuses abritent des environnements encore bien protégés face aux perturbations anthropiques, étant donné leur faible valeur pour l'agriculture et l'élevage (Múgica et al., 2024). Certaines ont toutefois été exploitées comme carrière, pour de l'excavation (Ursic et al., 2023). L'inaccessibilité des parois rocheuses, leur faible productivité et leur contribution limitée aux ressources exploitables par les humains ont permis à ces milieux de demeurer relativement épargnés par les activités humaines. Toutefois, depuis plusieurs années, les parois rocheuses subissent la montée grandissante de l'intérêt pour l'escalade de

rocher (Attarian & Keith, 2008; Drapeau Picard, 2022; FQME, 2020, 2021, 2022, 2023b; Outdoor Foundation, 2021).

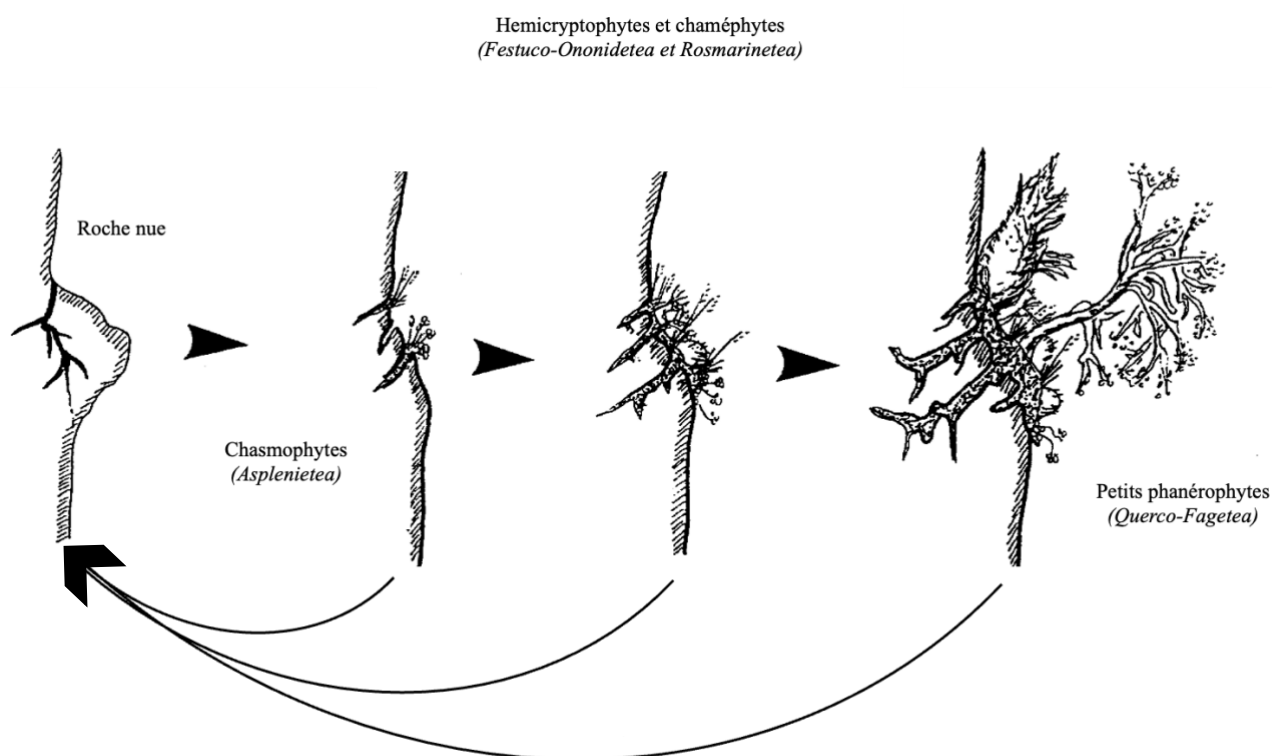


Figure 2. Étapes d'un modèle cyclique suggéré en paroi rocheuse. La première étape de colonisation est l'établissement de plantules, principalement de chasmophytes. Cela se produit essentiellement dans les fissures où les racines peuvent trouver un ancrage. Ensuite, de nouvelles plantes tendent à s'établir comme des chaméphytes et des nanophanérophytes. Le retour au système initial (roche-nue) se produit lors d'un événement d'érosion pouvant être causé par l'activité racinaire des plantes ou des chutes de pierres. Ce retour peut également être fait lorsque la capacité de soutien est dépassée. Tirée et adaptée de Escudero (1996)

1.4 HISTOIRE DE L'ESCALADE AU QUÉBEC

Ce sont des immigrants européens de la fin des années 1920 qui amorcent la pratique de l'escalade de rocher au Québec (Carle & Lavallée, 2020). À l'époque, ce sport est fortement associé à l'alpinisme et les québécois ne croient pas pouvoir le pratiquer (Drouin, 2018). Le couple suisse Elizabeth et John Brett s'installe dans la région de Val-David et, en 1932, ils réalisent La Valse, première voie d'escalade connue au Québec (Carle & Lavallée, 2020; Drouin, 2018). Dans la foulée, le Cap Trinité capte l'attention des grimpeurs, car la mentalité dominante demeure celle de l'alpinisme : conquérir les plus hautes parois et chercher les plus grands défis (Drouin, 2018). Après qu'un groupe d'allemands réalise la première ascension de la paroi mythique du Cap Trinité, Jean Sylvain, André Robert et Pierre Vézina deviennent les

premiers québécois à ouvrir la Directissime, une nouvelle ligne audacieuse dans le granite de l'imposante paroi (Drouin, 2018). Dans les années 1960 et 1970, l'escalade repose encore largement sur des techniques artificielles⁷ (Drouin, 2018). Puis, Yvon Chouinard, pionnier du *clean climbing*, promeut l'usage de protections amovibles comme les *nuts* (Drouin, 2018). Le *clean climbing* s'inscrit dans une approche d'escalade libre⁸ (Drouin, 2018). Ce changement de paradigme ouvre la voie à une gestuelle plus raffinée et une augmentation du niveau de difficulté des ascensions (Drouin, 2018). Plusieurs voies historiques sont alors « libérées ». Dans cet élan de « libération », certaines lignes mythiques deviennent plus accessibles sur le plan logistique, l'escalade libre nécessitant moins d'équipement spécialisé et de connaissances liées aux techniques artificielles, bien qu'elles demeurent souvent plus exigeantes physiquement. C'est le cas de La Zébrée à Val-David, que Jeff Beaulieu « libère » en 2004 en *pinkpoint*⁹, devenant ainsi la première 5.14 trad¹⁰ du Québec (Escalade Québec, 2020). L'arrivée des plaquettes (ou *bolts*) dans les années 1980 marque un tournant : l'escalade sportive rend possible l'ouverture de voies sur des parois exemptes de protections naturelles (Drouin, 2018). Cette innovation provoque un choc au sein de la communauté où les visions divergent quant à l'éthique sportive concernant leur utilisation. Enfin, l'émergence progressive des centres d'escalade intérieure dans les années 1990 créent un engouement grandissant qui ne cessera de s'accroître (Drouin, 2018). L'inclusion du sport aux Jeux olympiques de 2020, accentue encore sa popularité. Cette reconnaissance internationale contribue à démocratiser la discipline et à encourager la pratique en milieu naturel. Chaque année, de nouvelles voies sont aménagées et de nouveaux sites sont développés, témoignant de la frénésie croissante pour l'escalade extérieure (FQME, 2020, 2021, 2022).

L'époque de la Révolution tranquille a vu naître la Fédération des clubs de montagne du Québec (FCMQ), aujourd'hui renommée la Fédération québécoise de la montagne et de l'escalade (FQME), ayant pour mission de défendre et promouvoir la pratique de l'escalade au Québec (Drouin, 2018; FQME, 2023a). À ce jour, en plus de gérer la majorité des sites

⁷ « Discipline où le grimpeur utilise différents équipements et artifices (pitons, coinces, cordes, étriers, etc.) comme points de contacts intermédiaire avec le rocher pour s'élever et progresser vers le haut d'une paroi » (Castonguay et al., 2011)

⁸ « Sous-ensemble de disciplines où le grimpeur n'utilise que sa force et son adresse pour gravir une paroi, en utilisant les aspérités et fissures du rocher, sans utilisation d'équipements intermédiaires pour faciliter son ascension. L'utilisation d'équipements de protection, permanents ou amovibles, est uniquement pour éliminer ou réduire les conséquences d'une chute. » (Castonguay et al., 2011)

⁹ Ascension d'une voie lorsque les protections sont pré-placées (Pardy, 2022).

¹⁰ Escalade traditionnelle (trad) : « Discipline où le grimpeur installe des protections amovibles au cours de son ascension et s'élève au-dessus de ces dernières. Ces protections amovibles sont généralement retirées après le passage d'une cordée. » (Drapeau Picard, 2022).

d'escalade extérieure reconnus, la FQME assure la formation des grimpeurs, la sécurité des installations et la coordination des compétitions d'escalade intérieure. Elle joue également un rôle important dans la concertation avec les propriétaires, les municipalités et les organismes de conservation, afin d'assurer un accès durable aux milieux naturels.

Cet accès pérenne aux milieux naturels n'est toutefois pas toujours assuré. Par exemple, les parois rocheuses du Mont-Saint-Hilaire, au Québec, ont été fermées complètement après des décennies d'utilisation à la suite d'une décision des autorités afin de préserver la faune et la flore. Le parc national du Bic a également fermé l'accès à ses falaises suivant sa création dans les années 1980 (Drapeau Picard, 2022; Faubert, 2014). La découverte d'espèces végétales rares et endémiques a mené à des restrictions d'accès sans nécessairement savoir s'il y avait effectivement des impacts sur la végétation.

1.5 PROBLEMATIQUE

L'aménagement croissant de parois pour l'escalade soulève d'importants enjeux écologiques (March-Salas et al., 2023). La végétation associée aux parois rocheuses calcaires est considérée comme plus diversifiée que celle trouvée sur les parois acide (Natural Heritage & Endangered Species Program, 2016). Elle est toutefois souvent clairsemée, située dans des fissures ou des vires où il y a très peu d'accumulation de sol (Natural Heritage & Endangered Species Program, 2016). Depuis 1904, plus de 731 espèces ont été inventoriées dans le parc national du Bic, qui figure parmi les rares *hotspots* de plantes vasculaires rares au Québec, notamment grâce à la présence de parois rocheuses calcaires (Lavoie & Saint-Louis, 2008). En parallèle de leur importance écologique, ces parois ont également joué un rôle central dans le développement de l'escalade au Québec.

Malgré une littérature croissante sur les impacts de l'escalade, les résultats restent contrastés, notamment en ce qui concerne les communautés végétales (Tableau 1; Boggess et al., 2021). Bien que plusieurs études aient été réalisées au cours des 30 dernières années (Clark & Hessel, 2015; Farris, 1998; Kuntz & Larson, 2006a; Morales-Armijo et al., 2024a), elles se concentrent principalement sur les plantes vasculaires et négligent les bryophytes et les lichens (Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2018; Rusterholz et al., 2004), laissant ces groupes encore largement sous-étudiés malgré leur contribution importante à la couverture, à la diversité spécifique et aux fonctions écologiques des parois rocheuses, notamment en matière de rétention d'humidité, de formation du sol et de microhabitats (Adams & Zaniewski, 2012;

McMillan & Larson, 2002; Reding, 2019). Les divergences entre les résultats rapportés au Tableau 1 s'expliquent en partie par des méthodologies hétérogènes, souvent sans égard aux variables physiographiques pourtant susceptibles d'influencer la végétation (Boggess et al., 2021). Certaines revues de littératures produites par Holzschuh (2016), Boggess et al. (2021) et Drapeau-Picard (2022) mettent en perspectives les lacunes des différentes études produites. Seules quelques études ont été réalisées dans l'est de l'Amérique du Nord, principalement au sud des Appalaches (Clark & Hessel, 2015; Harrison, 2020; Reding, 2019) ou dans l'escarpement de Niagara et des Grands Lacs (Adams & Zaniewski, 2012; Kuntz & Larson, 2006b, 2006a). La seule littérature concernant le sujet dans la province de Québec est constituée de rapports descriptifs non publiés (Faubert, 2014; Morisset et al., 1983) laissant un vide important sur la compréhension des parois calcaires dans un contexte de climat continental froid et humide. De plus, le manque de considération pour la dynamique naturelle des parois rocheuses empêche de bien évaluer les effets potentiels de l'escalade sur les communautés végétales en paroi.

Tableau 1. Effets de l'escalade sur la richesse spécifique et l'abondance des plantes vasculaires (V), des bryophytes (B) et des lichens (L). Note : + : effet positif; - : effet négatif; O : sans effet; Ø pas assez de données pour comparer les sites grimpés et non grimpés; X : pas inclus dans l'étude. Tiré et adapté de Boggess et al. 2021.

Auteur	Année	V Rich	V Abun	B Rich	B Abun	L Rich	L Abun
Covy et al.	2019	O	O	O	O	-	-
Schmera	2018	-	-	X	X	X	X
March-Salas et al.	2018	-	-	X	X	X	X
Boggess et al.	2017	O	O	-	-	O	O
Lorite et al.	2017	-	-	X	X	X	X
Tessler & Clark	2016	-	-	-	-	-	-
Clark & Hessel	2015	-	-	O	O	-	-
Adams & Zaniewski	2012	X	X	X	X	-	-
Baur et al.	2007	Ø	Ø	Ø	O	O	O
Kuntz & Larson	2006	O	O	O	O	+	+
Müller et al.	2004	-	-	X	X	X	X
Rusterholz et al.	2004	-	-	X	X	X	X
McMillan & Larson	2002	-	-	-	-	-	O
Camp & Knight	1998	-	-	X	X	X	X
Farris	1998	Ø	O	X	O	Ø	-
Nuzzo	1996	O	O	X	X	-	-
Harrison	2020	O	O	O	O	O	O
Reding	2019	X	X	-	Ø	-	-
Walker et al.	2004	O	O	O	O	O	O

Les espèces supportant les conditions extrêmes des parois rocheuses sont habituellement des espèces basses et rampantes, ubiquistes ou d'affinité arctique-alpine (Tremblay, 2011). Ces environnements particuliers représentent donc des points chauds de biodiversité qui abritent des espèces rares, vulnérables et/ou endémiques (Drapeau Picard, 2022; Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Selon Múgica et al. (2024), les environnements contraignants auraient favorisé la sélection de traits spécifiques permettant d'augmenter la survie en conditions hostiles. Certaines plantes vasculaires des parois rocheuses, notamment celles tolérantes à la dessiccation, présentent des adaptations issues de cette sélection. Ces traits, tels qu'une forte tolérance au stress hydrique et une stratégie de croissance conservatrice, peuvent favoriser leur persistance dans des environnements variables, sans pour autant garantir un avantage en milieux moins contraignants où la compétition est plus intense (Múgica et al., 2024). Ainsi, dans un contexte de changements climatiques globaux, les

plantes des parois rocheuses auraient plus de facilité à résister étant donné leurs adaptations aux variations environnementales des parois (Múgica et al., 2024). Les parois rocheuses calcaires du Québec peuvent potentiellement abriter des espèces comme la cystoptère laurentienne (*Cystopteris laurentiana*), la taylorie acuminée (*Tayloria acuminata*) ou la grimme ravissante (*Schistidium pulchrum*) (Bachand et al., 2021; Tardif et al., 2019). Plus spécifiquement, des espèces rares et endémiques ont été décrites dans la région du Bic au Bas-Saint-Laurent, dont l'arabette du Québec (*Boechea quebecensis*; Figure 3) et le lichen *Aspicilia bicensis* (Figure 4) (Anderson & Lendemer, 2016; Drapeau Picard, 2022; Tardif et al., 2019).



Figure 3. Exemple d'arabette du Québec (*Boechea quebecensis*).
Tirée d'Environnement et Changement climatique Canada (2024)

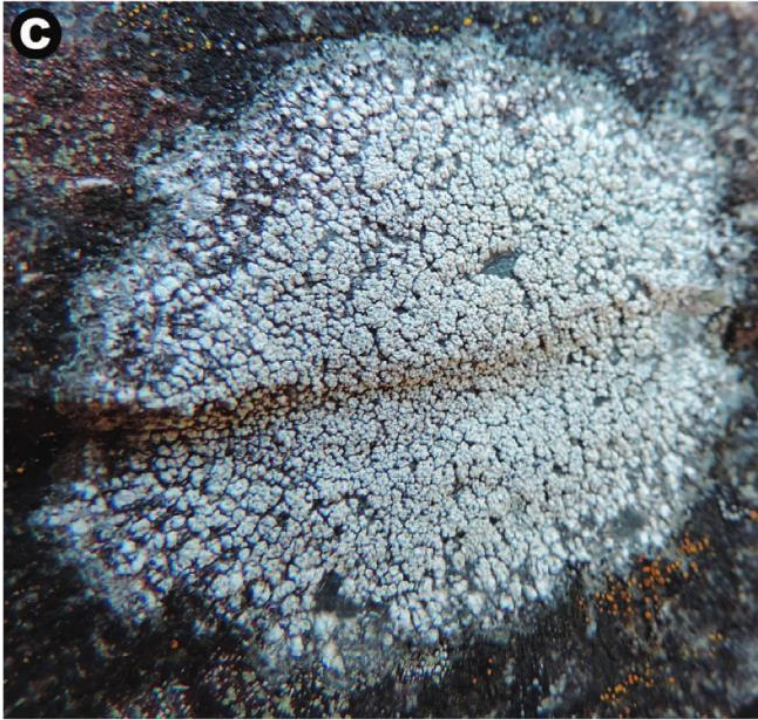


Figure 4. Exemple d'*Aspicilia bicensis*. Tirée de Anderson et Lendemer (2016)

Les dynamiques de colonisation lente et spécialisée confèrent aux parois rocheuses une grande valeur écologique (Larson et al., 2005). En raison des conditions extrêmes et de la difficulté d'accès, ces milieux ont longtemps été relativement épargnés par les perturbations humaines, ce qui en a fait des refuges pour des espèces rares, endémiques ou relictuelles (Larson et al., 2005). La présence de végétation pionnière combinée à la rareté de certains assemblages végétaux, justifie l'attention portée à ces habitats dans les stratégies de conservation de la biodiversité. La conservation des parois rocheuses, c'est aussi la préservation des communautés végétales uniques, témoins de dynamiques évolutives anciennes et encore mal comprises. Les parois abritent des habitats sensibles, des espèces végétales rares ou endémiques et des communautés végétales particulières liées aux conditions extrêmes de ces milieux. Dans ce contexte, la gestion de l'escalade extérieure doit impérativement concilier la pratique récréative avec la conservation de la biodiversité.

1.5 OBJECTIFS

Le projet de recherche proposé vise à mieux comprendre les facteurs qui influencent la biodiversité végétale des parois rocheuses, en particulier dans un contexte d'augmentation de la fréquentation récréative liée à l'escalade. Plus spécifiquement, l'étude poursuivra trois objectifs complémentaires : (1) documenter la diversité floristique et l'abondance des communautés végétales sur les parois rocheuses naturelles, grimpées et non-grimpées, (2) évaluer les effets de la pratique de l'escalade sur ces communautés, en comparant des zones grimpées et non grimpées, et (3) expliquer les relations entre certaines variables physiographiques (p.ex., orientation, rugosité, pente, présence de cavités) et les patrons de végétation. Les résultats permettront de mieux cerner les contraintes écologiques propres aux parois rocheuses et de fournir des connaissances utiles à la gestion des sites d'escalade, notamment en ce qui concerne les interactions entre la pratique du sport en pleine expansion et la biodiversité végétale.

CHAPITRE 2

**ÉVALUATION DES FACTEURS INFLUENÇANT LA
BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE SUR UNE PAROI CALCAIRE
DU BAS-SAINT-LAURENT EN CONTEXTE D'ESCALADE**

2.1 RÉSUMÉ

Les parois rocheuses abritent une flore rare, endémique et/ou spécialisée, dont la conservation peut être compromise par la pratique de l'escalade, principale perturbation anthropique de ces milieux. Cette étude vise à évaluer l'impact de l'escalade sur la végétation en comparant la richesse spécifique et l'abondance des plantes dans des quadrats (1 m × 1 m) situés sur une paroi grimpée et une paroi non grimpée. Des modèles linéaires ont été utilisés pour analyser ces effets. Les résultats indiquent une diminution significative de la richesse spécifique et de l'abondance sur les parois grimpées, particulièrement pour les bryophytes et les plantes vasculaires. L'escalade modifie également la composition des lichens en perturbant la dynamique naturelle des parois. De plus, en absence d'escalade, la présence d'anfractuosités ressort comme le principal facteur qui détermine l'établissement de la végétation. Ces résultats soulignent la nécessité de concevoir et déployer des modèles de gestion adaptés pour mieux concilier la préservation des communautés végétales et la pratique de l'escalade

2.2 INTRODUCTION

Les parois rocheuses sont caractérisées par des conditions extrêmes comme le manque de sol, des fluctuations importantes de températures et l'exposition aux éléments climatiques (Antonsson, 2012; Larson et al., 2005). Elles abritent une biodiversité élevée souvent composée d'espèces rares, endémiques et/ou spécialisées (Larson et al., 2005; Nuzzo, 1996). Alors que l'escalade gagne en popularité (Farris, 1998), les études scientifiques sur ses impacts écologiques demeurent relativement rares. Par exemple, encore peu d'études ont abordé la biodiversité floristique des parois rocheuses dans l'est de l'Amérique du Nord (Kuntz & Larson, 2006b, 2006a). Le rôle des éléments microtopographiques dans l'explication de la distribution de la flore des parois rocheuses demeure peu documenté (Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2018). Ces lacunes limitent notre compréhension des dynamiques écologiques propres aux parois rocheuses et restreignent la mise en place de stratégies de conservation adaptées à la pratique croissante de l'escalade.

Une caractéristique importante des parois rocheuses est l'absence de sol qui limite fortement la rétention d'eau, l'apport en nutriments et les possibilités d'enracinement pour les plantes (Antonsson, 2012; Drapeau Picard, 2022). Toutefois, certaines anfractuosités, comme les vires et les fissures, permettent l'accumulation locale de sol et d'humidité, créant des niches favorables à l'implantation de certaines espèces (Escudero, 1996; Nuzzo, 1996). Cette hétérogénéité verticale, composée de fissures, de surplombs, de cavités et de réglettes, génère ainsi une mosaïque de microhabitats distincts où les conditions varient en fonction de la disponibilité en sol, en eau, de l'ensoleillement et de l'exposition aux vents (Kuntz, 2004; Kuntz & Larson, 2006a, 2006b). Les fluctuations thermiques constituent une autre contrainte majeure. Les parois sont habituellement exposées au rayonnement solaire, ce qui limite l'ombrage, entraînant de forts écarts de température entre le jour et la nuit ainsi qu'entre les saisons (Drapeau Picard, 2022; Nuzzo, 1996). Ces variations, combinées à la faible capacité de rétention en eau, créent des conditions généralement xériques, bien que des résurgences puissent localement maintenir des microhabitats plus humides (Larson et al., 2005). Enfin, dans le cas particulier des falaises côtières, l'influence des embruns marins accentue la dessiccation par l'apport en sel, ce qui accroît la dépendance des communautés végétales à des sources d'eau douce (Cooper, 1997; Hepburn, 1943). Les caractéristiques particulières des falaises côtières favorisent l'établissement d'une biodiversité exceptionnelle, incluant des espèces rares, endémiques, vulnérables et/ou spécialistes à croissance lente et peu compétitives, qui s'ajoutent

aux espèces plus communes (Cartwright, 2019; Cooper, 1997; Grime, 1973, 1979; Larson et al., 2005).

Longtemps perçues comme inaccessibles et peu perturbées, les parois rocheuses sont soumises à une pression anthropique croissante liée au développement de l'escalade de rocher (Clark & Hessel, 2015; FQME, 2023b; March-Salas, Lorite, et al., 2023). Quelques études ont estimé les impacts de l'escalade sur la structure et la composition des communautés végétales, mais les résultats demeurent contrastés (Boggess et al., 2021). Par exemple, Kuntz et Larson (2006) ont observé un effet positif de l'escalade sur l'abondance et la richesse des lichens, tandis que d'autres travaux rapportent plutôt des effets négatifs sur les lichens (Adams & Zaniwski, 2012; Clark & Hessel, 2015; Nuzzo, 1996; Reding, 2019). Concernant les plantes vasculaires, certaines études n'ont pas décelé d'impact significatif (Harrison, 2020; Kuntz & Larson, 2006b; Nuzzo, 1996), alors que d'autres ont mis en évidence une diminution de la richesse et de la couverture végétale dans les zones grimpées (Clark & Hessel, 2015; Lorite et al., 2017; McMillan & Larson, 2002; Rusterholz et al., 2004). Dans l'ensemble, les études suggèrent que les effets de l'escalade varient selon les groupes taxonomiques. Les plantes vasculaires et les bryophytes semblent généralement plus sensibles au piétinement, au bris mécanique et à la perte de sol, alors que les lichens, souvent bien ancrés au substrat et tolérants à des conditions extrêmes, peuvent parfois être moins affectés ou répondre de façon variable selon les espèces et les conditions locales (Adams & Zaniwski, 2012; Boggess et al., 2021; Kuntz & Larson, 2006b; Lorite et al., 2017). Par ailleurs, la majorité des études se concentrent sur les plantes vasculaires (Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2018; Morales-Armijo et al., 2024b; Rusterholz et al., 2004), alors que les communautés de lichens et de bryophytes, pourtant dominantes sur les parois rocheuses, demeurent moins étudiées (Adams & Zaniwski, 2012; McMillan & Larson, 2002; Nuzzo, 1996a; Reding, 2019).

Les études soulignent également l'importance des caractéristiques environnementales locales. La lithologie, l'humidité, l'exposition et la microtopographie modulent la réponse des communautés aux perturbations (Antonsson, 2012; Boggess et al., 2017; Clark & Hessel, 2015). Bien que ces travaux apportent des informations importantes sur les impacts de l'escalade, peu d'études ont examiné simultanément toutes les communautés (vasculaires, bryophytes et lichens) et leurs interactions avec les facteurs environnementaux (Boggess et al., 2021). La plupart des recherches se concentrent sur des zones tempérées comme le sud des Appalaches ou les Grands Lacs, laissant ouvertes des questions sur la réponse de la végétation dans des contextes plus rigoureux comme au Québec, où le climat froid, les cycles de gel-dégel et la nature des parois calcaires pourraient générer des dynamiques différentes (Drapeau Picard,

2022). Or, les environnements côtiers froids, comme ceux retrouvés au Québec, regroupent typiquement une flore remarquable (Dionne, 2009; Faubert, 2014; Lavoie & Saint-Louis, 2008; Scoggan, 1942).

Kuntz et Larson (2006b) soulignent l'importance de prendre en compte les caractéristiques géomorphologiques et microtopographiques pour expliquer la répartition de la végétation, une perspective également soulignée par Holzschuh (2016) et Boggess et al. (2021) dans leurs revues de la littérature sur les impacts de l'escalade. Par exemple, le type de roche, la microtopographie et l'orientation peuvent avoir des incidences sur la biodiversité (Kuntz, 2004; Antonsson, 2012; Spitale & Nascimbene, 2012). Toutefois, ces variables demeurent peu abordées ou sont partiellement intégrées, ce qui complique la comparaison entre les études (Clark & Hessler, 2015; March-Salas et al., 2018; Nuzzo, 1996). Aussi, l'absence de méthodes standardisées pour l'échantillonnage et/ou l'analyse limite la portée comparative des résultats (Boggess et al., 2021). Par exemple, le choix des sections non grimpées varie d'une étude à l'autre. Certaines études comparent la biodiversité de sections non grimpées adjacentes à celle dans les voies d'escalade avec une pente et une orientation similaires (Boggess et al., 2017; Clark & Hessler, 2015; Lorite et al., 2017; Tessler & Clark, 2016; Walker et al., 2004). March-Salas et al. (2018) et Reding (2019) ont plutôt déployé une série de quadrats de 3 m de largeur, chacun incluant une section grimpée et non grimpée. La taille des quadrats varie entre les études, allant de 0,25 m² (Farris, 1998; Lorite et al., 2017; Nuzzo, 1996) à 3 m² (March-Salas et al., 2018). Bien que plusieurs études aient estimé les effets de l'escalade sur la végétation, peu d'entre elles se traduisent par la mise en œuvre de stratégies concrètes d'aménagement ou de gestion des sites (March-Salas et al., 2023). Au Québec, certaines décisions relatives à l'escalade ont été prises à partir de rapports d'observations de la végétation (Faubert, 2014), sans toutefois s'appuyer sur des études portant spécifiquement sur les effets de cette activité.

Pour assurer une coexistence durable entre la pratique de l'escalade et la conservation des écosystèmes de parois rocheuses, il est essentiel d'évaluer les effets de l'escalade sur les communautés végétales en utilisant des méthodes robustes et reproductibles (Boggess et al., 2021; March-Salas et al., 2025). En effet, une méthodologie standardisée assure une cohérence dans la comparaison des résultats entre les études. Dans cette optique, la présente étude vise à évaluer comment la pratique de l'escalade, en interaction avec les caractéristiques géomorphologiques des parois, influence la richesse spécifique et l'abondance de la végétation sur les falaises côtières du Bas-Saint-Laurent. Les travaux existants se concentrent surtout sur la comparaison entre sections grimpées et non grimpées, et présentent une grande variabilité

méthodologique, ce qui limite la portée et la comparabilité des résultats. Ainsi, les objectifs spécifiques de cette étude sont de : (1) documenter la diversité floristique et l'abondance des communautés végétales sur les parois rocheuses selon un protocole standardisé; (2) évaluer les effets de l'escalade sur ces communautés; (3) identifier comment les variables géomorphologiques influencent l'abondance et la diversité de la végétation, seules ou en interaction avec l'escalade. Ces résultats permettront de soutenir le développement d'outils de gestion éclairés favorisant une coexistence durable entre conservation et pratique récréative.

2.3 METHODOLOGIE

2.3.1 Sites d'étude

Les parois à l'étude sont situées le long de l'estuaire du Saint-Laurent, dans l'est du Québec, Canada (48,38°N; -68,70°E, niveau de la mer; Figure 5a). La région est soumise à un climat continental froid et humide (Dfb dans la classification de Köppen), avec une température moyenne annuelle de 4,4°C et des précipitations moyennes annuelles atteignant 959 mm entre 1981 et 2010 (Environnement et Changement climatique Canada, 2024).

La région de Rimouski et du Bic est caractérisée par un paysage composé de baies et d'îlots, de crêtes, de falaises, d'anses et de battures (Bergeron et al., 2005; Dionne, 2009). Les parois rocheuses, principalement constituées de conglomérat calcaire et de grès, se sont formées au cours des ères cambrienne et ordovicienne (Dionne, 2009; Héту, 1998).

La végétation typique de la côte du Bas-Saint-Laurent est constituée d'une sapinière à thuya (Ministère des Ressources naturelles et des forêts, 2017). Elle se trouve notamment au sommet des parois rocheuses bordant une partie du rivage du littoral de l'estuaire du Saint-Laurent. La végétation de sous-bois est principalement constituée d'espèces tolérantes à l'ombre et à un sol basique, telles que *Amelanchier* sp., *Campanula rotundifolia*, *Juniperus horizontalis*, *Polypodium virginianum* et *Hedysarum americanum* (Bachand et al., 2021).

Les parois rocheuses bordant le littoral de l'estuaire du Saint-Laurent, où se trouvent les deux sites étudiés (parois 1 et 2), présentent ce type de végétation au sommet. Avec une longueur d'environ 150 mètres et une inclinaison de plus de 70°, les deux parois ont les mêmes caractéristiques et sont similaires en termes géologiques (Bachand et al., 2021; Faubert, 2014).

La paroi 1 (Figure 5b) est grimpée depuis 1993 et le nombre de voies d'escalade continue de s'accroître annuellement (La Grimpe dans l'Est, communication personnelle, 2024). À ce jour, il est possible de grimper plus de 30 voies (incluant les variantes) majoritairement sportives avec un niveau de difficulté variant entre 5.8 à 5.13 YDS (Yosemite

Decimal System). La paroi 2 (Figure 5c) est une falaise non exploitée qui ne présente aucun signe de développement de voie d'escalade (relais, ancrages ou mentions dans les guides). Ces deux segments de falaises côtières présentent une petite section de talus végétalisé, mais leur pied est principalement constitué d'un dépôt de plage et de roches bordant l'estuaire du Saint-Laurent.

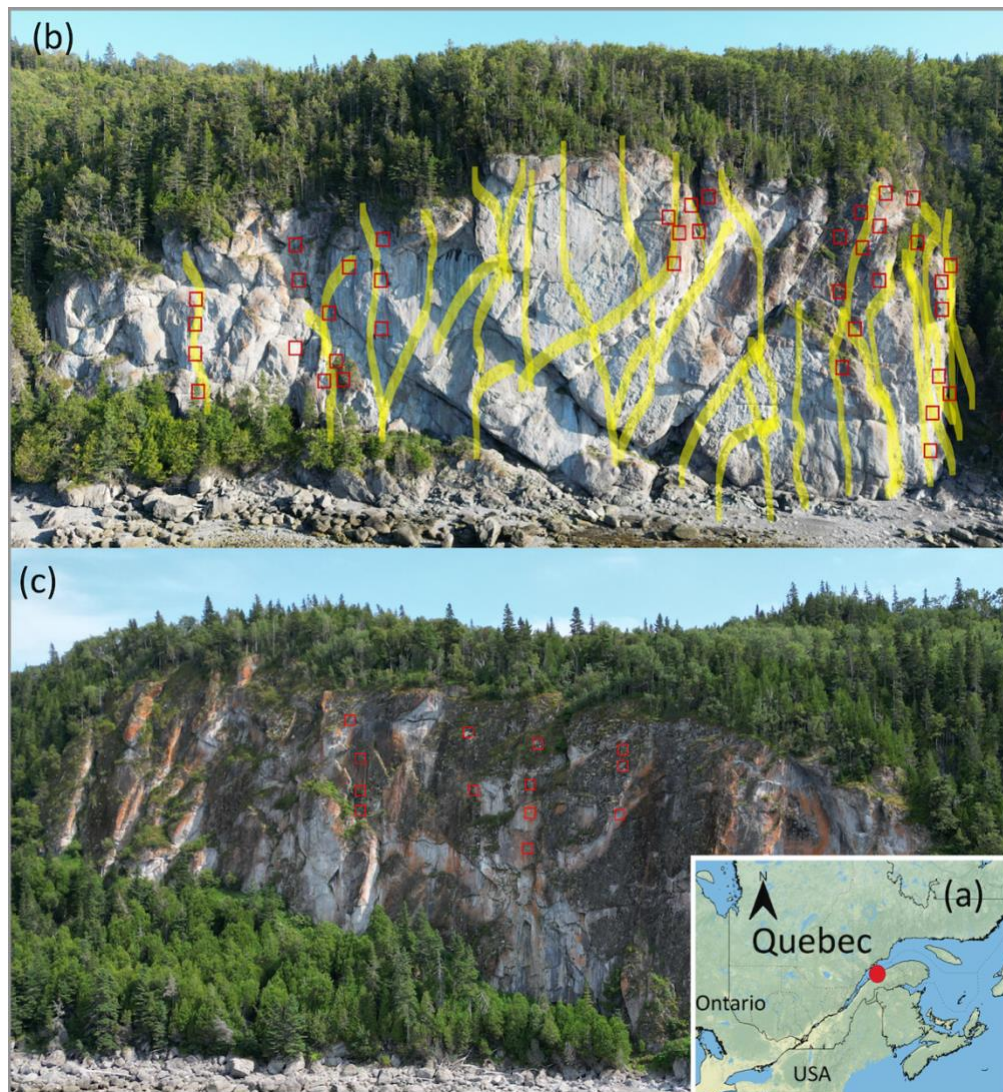


Figure 5. (a) Localisation des sites d'étude; (b) paroi rocheuse grimpée (site 1); (c) paroi rocheuse non grimpée (site 2). Les carrés rouges indiquent la disposition des quadrats (non à l'échelle) et les lignes jaunes représentent les voies d'escalade

2.3.2 Collecte des données

Au total, cinq campagnes de terrain ont été réalisées (trois pour la paroi grimpée et 2 pour la paroi non grimpée), soit une journée en juin 2023, quatre jours en juillet 2023, cinq jours en septembre 2023, trois jours en juillet 2024 et une journée en août 2024. Les relevés ont été effectués sur des quadrats de $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ disposés sur des sections de paroi grimpées et

non grimpées, afin d'évaluer les effets des variables physiographiques et de l'escalade sur la biodiversité présente (Figure 6). Chaque quadrat de 1 m², correspondant approximativement à l'amplitude d'un grimpeur¹¹ ou à la largeur moyenne d'une voie d'escalade (Boggess et al., 2021), était subdivisé en 100 cellules de 10 cm × 10 cm (Boggess et al., 2021; Clark & Hessel, 2015; Harrison et al., 2022). La composition floristique, l'abondance des espèces et les caractéristiques microtopographiques ont été relevées pour chaque quadrat afin de décrire la structure et la végétation des parois.



Figure 6. Exemple de quadrat

Une méthode d'échantillonnage semi-aléatoire a été utilisée (Clark & Hessel, 2015). Cette stratégie d'échantillonnage visait à obtenir des caractéristiques géomorphologiques similaires entre les quadrats grimpés et non grimpés. Un total de 52 quadrats ont été étudiés : 26 « grimpés » sur des sections de paroi grimpée et 26 « non grimpés » sur des sections non grimpées. Parmi tous les quadrats, 39 ont été échantillonnés sur la paroi 1 (n = 26 quadrats grimpés et 13 quadrats non grimpés; Figure 5b) et 13 quadrats non grimpés sur la paroi 2 (Figure 5c). Parmi les quadrats grimpés, 13 ont été échantillonnés dans des voies accessibles

¹¹ L'amplitude d'un grimpeur, en anglais *reach* est la distance maximale qu'un grimpeur peut atteindre avec ses bras. Il s'agit d'un terme utilisé lorsqu'on parle d'aller chercher une prise lointaine.

pour des grimpeurs expérimentés (5.8 à 5.10+ YDS [5b à 6b+]) et 13 autres ont été échantillonnés dans des voies expertes (5.11 à 5.12+ YDS [6c à 7c]).

2.3.2.1 Inventaire floristique (variables dépendantes)

Dans chaque quadrat, les plantes vasculaires, les bryophytes et les lichens ont été identifiés (Boggess et al., 2021). La fréquence de chaque espèce a été estimée en considérant la présence ou l'absence de l'espèce dans chaque cellule de 10 cm × 10 cm (exprimé en %). Chaque espèce répertoriée a été récoltée (1^{ère} observation) afin de l'identifier à l'Herbier Jean-Faubert de l'Université du Québec à Rimouski en utilisant les clés d'identification de la Flore laurentienne (Marie-Victorin et al., 2002), de *Lichens of North America* (Brodo et al., 2001) et de la Flore des bryophytes du Québec et Labrador (Faubert, 2012). Pour quantifier les communautés végétales, 10 indices de biodiversité¹² ont été utilisés (Tableau 2). Ces indices sont des statistiques descriptives intégrant de l'information à la fois sur la richesse et sur l'équitabilité (Magurran, 2004).

¹² Mesures décrivant différentes composantes de la biodiversité (Swingland, 2013).

Tableau 2. Liste et description des indices de biodiversité utilisés dans les analyses statistiques

Indices de biodiversité (acronyme de la variable)	Description
Richesse spécifique (<i>esp</i>)	Nombre d'espèces répertoriées (équivalent à l'indice de Hill $Hillq0$)
Abondance totale (<i>abon</i>)	Somme des abondances de chaque espèce. Elle peut être plus grande que 100%, car il s'agit de la somme de toutes les abondances. Une cellule de 10 cm x 10 cm peut inclure plus d'une espèce.
Indice de biodiversité (<i>bio_ind</i>)	$\frac{n}{N}$ Où n = nombre d'espèces N = abondance totale
Indice de Menhinick (<i>men</i>)	$\frac{S}{\sqrt{N}}$ Où S = nombre d'espèces N = abondance totale
Indice de Margalef (<i>RMg</i>)	$\frac{(S - 1)}{\ln(N)}$ Où S = nombre d'espèces N = abondance totale
Indice de Shannon (<i>H</i>)	$-\sum \left(\frac{n_i}{N}\right) \ln \left(\frac{n_i}{N}\right)$ Où n_i = abondance de l'espèce i N = abondance totale
Indice de Simpson (<i>DI</i>)	$1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$ Où n_i = abondance de l'espèce i N = abondance totale S = nombre d'espèces
Indice d'équitabilité de Pielou (<i>even</i>)	$\frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln S}$ Où H' = indice d'hétérogénéité de Shannon S = nombre d'espèces
Indice de Hill (<i>Hillq1</i>)	$\left(\sum_{i=1}^S p_i \left(\frac{1}{p_i} \right)^l \right)^{1/l}$ Où S = nombre d'espèces p_i = abondance relative de l'espèce i $l = 1 - q$ où q détermine la sensibilité de la mesure de Hill aux fréquences relatives des espèces, généralement avec une valeur de 0, 1 ou 2.
Indice de Hill (<i>Hillq2</i>)	

2.3.2.2 Variables et indices d'escalade

Afin de bien évaluer les effets de l'escalade sur les communautés végétales, certaines caractéristiques des voies ont été prises en compte (Boggess et al., 2021; Clark & Hessel, 2015; Harrison et al., 2022; Kuntz & Larson, 2006a). Celles-ci incluent la présence ou l'absence d'escalade (*esc*), le style d'escalade : traditionnel, mixte ou sport (*style*), la cote : degré de difficulté de la voie selon l'échelle YSD (*cote*) et le nombre d'étoile: indicateur de l'appréciation de la voie et estimateur de son utilisation (*etoile*) (Tableau 3). Un indice d'accessibilité (*acc_index*) a également été conçu en additionnant toutes les variables associées à un intérêt potentiel pour la voie, soit la cote, le style et le nombre d'étoiles (Tableau 3). Ces variables ont été associées seulement aux quadrats grimpés.

2.3.2.3 Variables et indices physiographiques

Afin de décrire les éléments susceptibles d'influencer l'abondance et la diversité de la végétation, 30 variables physiographiques ont été mesurées ou calculées (Tableau 3). Ces variables ont été regroupées en trois grandes catégories selon l'échelle d'observation et le type de mesure : les variables générales mesurées sur l'ensemble du quadrat, les variables microtopographiques et les indices.

Les variables générales décrivent les conditions globales du quadrat. La pente (*pente*) et l'orientation (*or*) ont été mesurées à l'aide d'une boussole et d'un inclinomètre ($\pm 2^\circ$). L'orientation a été divisée en trois classes : nord ($30-330^\circ$, *northness*), nord-est ($31-110^\circ$, *eastness*) et nord-ouest ($210-329^\circ$, *westness*) (Antonsson, 2012; McMillan & Larson, 2002). La présence de résurgence d'eau (*res*) (Figure 7c) et son pourcentage de couverture (*res_pour*) ont servi à caractériser la disponibilité en eau et le degré d'humidité locale (Antonsson, 2012). Les résurgences ont été classées comme suit : xérique (1) lorsqu'aucune trace d'eau n'était visible, mésique (2) en présence de traces d'écoulement, et humide (3) lorsque de l'eau était visible sur la paroi. Le pourcentage de recouvrement des résurgences (*res_pour*) a été obtenu en dénombrant les cellules de 10×10 cm comportant des traces d'eau ou d'écoulement.

Pour décrire la géomorphologie de la surface rocheuse, 30 variables microtopographiques ont été utilisées. La rugosité a été évaluée selon l'échelle du *Joint Roughness Coefficient* (JRC) (ISRM, 1981; Vallejo & Ferrer, 2011), regroupée en trois classes : lisse (1–4), rugueuse (5–7) et très rugueuse (8–10) (Figure 7). L'ondulation a été classée en trois catégories : simple lorsqu'une seule ondulation est présente, multiple lorsqu'il y en a

plusieurs, et complexe lorsque les ondulations sont nombreuses et trop amples pour être considérées dans la rugosité (Figure 8) (Brady & Brown, 1999). Ces deux mesures reposent sur une observation globale du quadrat. Les anfractuosités (fissures, réglettes et cavités) ont été mesurées individuellement dans chaque quadrat (Figure 7) et sont reconnues pour favoriser la rétention d'eau, l'accumulation de matière organique et la colonisation végétale (Antonsson, 2012; Kuntz, 2004; Kuntz & Larson, 2006b; Larson et al., 2005; March-Salas, Morales-Armijo, et al., 2023). Pour chacune, la longueur, la profondeur minimale et maximale, le pendage et l'orientation ont été mesurés à l'aide d'un ruban à mesurer (± 1 cm) et d'un inclinomètre ($\pm 2^\circ$) (Figure 7e). À partir de ces données, plusieurs indicateurs ont été calculés, notamment le nombre total d'anfractuosités par quadrat (*anf*), la longueur totale des fissures (*longf*), la surface totale des anfractuosités (*supa*) et le pourcentage de cellules de 10×10 cm comportant une cavité (*supp*). D'autres indices ont permis de classer les anfractuosités selon leur pendage : les surfaces totales d'anfractuosités favorables (*stpf*), semi-favorables (*stpsf*) et non favorables (*stpnf*), ainsi que le nombre d'anfractuosités selon ces trois classes de pendage (*pend1* pour les non-favorables, *pend2* pour les semi-favorables et *pend3* pour les favorables). Dans le cadre de cette étude, les anfractuosités ont été classées en fonction de leur pendage et de leur orientation. Une anfractuosité était considérée comme favorable lorsqu'elle présentait une inclinaison permettant l'accumulation de matière organique et d'eau (défini ici par un pendage vers l'intérieur, plus petit que -10°), et qu'elle offrait une surface potentiellement utilisable comme prise d'escalade ou comme support pour l'établissement de la végétation. Les anfractuosités semi-favorables correspondaient à des structures intermédiaires offrant un potentiel limité pour la rétention de matière et la colonisation (pendage entre -10° et 15°), tandis que les anfractuosités non favorables présentaient un pendage défavorable (plus élevé que 15°) à l'accumulation de matière et à colonisation végétale.

Afin de synthétiser la complexité géomorphologique et les interactions potentielles entre les facteurs physiques, plusieurs indices ont été créés à partir des variables précédentes. Ces indices visent à résumer la variabilité microtopographique et la disponibilité d'espaces propices à la colonisation végétale. L'indice *car_index* correspond au produit de la pente et de la rugosité, tandis que *car_index2* représente le rapport entre la rugosité et la pente. Les indices *prs_index*, *ps_index* et *rs_index* intègrent quant à eux la surface totale à pendage favorable (*stpf*) : le premier combine *rugeo*, *pente* et *stpf*, le deuxième associe uniquement *pente* et *stpf*, alors que le troisième repose sur la combinaison de la rugosité et de la *stpf*. Enfin, l'indice *anf_rugeo* correspond au produit du nombre total d'anfractuosités et de la rugosité. Ces indices

découlent de l'hypothèse selon laquelle une plus grande complexité topographique, reflétée par la combinaison de la pente, de la rugosité et de la disponibilité de surfaces à pendage favorable, pourrait contribuer à accroître le couvert et/ou la diversité végétale (do Carmo et al., 2016; Larson et al., 2005).

Tableau 3. Informations techniques des quadrats grimpés et des caractéristiques physiographiques mesurées pour chaque quadrat

Catégorie	Variables indépendantes	Description (par quadrat)
Escalade	<i>esc</i>	Présence (1) ou absence (0) d'escalade
	<i>cote</i>	Cote de la voie (0 = pas de voie; 1= voies accessibles (5.8 à 5.12-), 2 = voies difficiles (5.12 et +))
	<i>etoile</i>	Nombre d'étoiles dans le topo (0 = pas de voie; 1 = entre 1 et 3; 2 = voies convoitées (4 et +))
	<i>style</i>	Style d'escalade (0 = pas de voie; 1 = traditionnelle; 2 = mixte; 3 = sportive)
Caractéristiques physiographiques	<i>pente</i>	Pente moyenne du quadrat (4 = dalle (60 à 71°); 3 = dalle-vertical (72 à 79°); 2 = vertical (80 à 90°); 1 = déversant (+90°))
	<i>or</i>	Orientation du quadrat (1 = nord; 2 = nord-est/est; 3 = nord-ouest/ouest)
	<i>ondul</i>	Ondulation du quadrat (1 = simple; 2 = multiple; 3 = complexe) (Brady & Brown, 1999; ISRM, 1981)
	<i>ruogo</i>	Rugosité moyenne du quadrat (1 = 1-4 (lisse); 2 = 5-7 (rugueux); 3 = 8-10 (très rugueux) (selon l'échelle JRC)) (Brady & Brown, 1999; ISRM, 1981)
	<i>res</i>	Présence d'eau (1 = xérique; 2 = mésique; 3 = humide)
	<i>res_pour</i>	Pourcentage de couverture de la résurgence (%; nombre de cellules 10 x 10 cm)
	<i>fis</i>	Nombre de fissures
	<i>pok</i>	Nombre de cavités (pockets)
	<i>reg</i>	Nombre de réglettes
	<i>anf</i>	Nombre d'anfractuosités (<i>fis</i> + <i>pok</i> + <i>reg</i>)
	<i>pend</i>	$0.1 * pend1 + 0.5 * pend2 + 1 * pend3$
	<i>pend1</i>	Nombre d'anfractuosités ayant un pendage non favorable (orientation différente de celle du quadrat et pendage > 15°)
	<i>pend2</i>	Nombre d'anfractuosités ayant un pendage semi-favorable (même orientation que le quadrat, entre -10° et 15°)
	<i>pend3</i>	Nombre d'anfractuosités ayant un pendage favorable (même orientation que le quadrat et pendage < -10°)
	<i>longf</i>	Longueur totale des fissures (cm)
	<i>supp</i>	Superficie totale des cavités (cm²)
	<i>supa</i>	Superficie totale de toutes les anfractuosités (longueur * profondeur moyenne) (cm²)
	<i>stp</i>	$0.1 * stpnf + 0.5 * stpsf + 1 * stpf$
	<i>stpnf</i>	Superficie totale de toutes les anfractuosités ayant un pendage non favorable (<i>pend1</i>) (longueur * profondeur moyenne) (cm²)
	<i>stpsf</i>	Superficie totale de toutes les anfractuosités ayant un pendage semi favorable (<i>pend2</i>) (longueur * profondeur moyenne) (cm²)
	<i>stpf</i>	Superficie totale de toutes les anfractuosités ayant un pendage favorable (<i>pend3</i>) (longueur * profondeur moyenne) (cm²)
	<i>acc_index</i>	Indice d'accessibilité: <i>cote</i> + <i>style</i> + <i>etoile</i>
	<i>car_index</i>	Indice de caractérisation de la paroi: <i>pente</i> * <i>ruogo</i> . Représentation des surfaces irrégulières et en pente.
	<i>car_index2</i>	Indice de caractérisation de la paroi: <i>ruogo</i> / <i>pente</i> . Indice de rugosité relative à la pente afin de comparer des surfaces avec différents degrés de pente.
	<i>prs_index</i>	$(ruogo * stpf) / pente$. Représentation des zones potentiellement favorables à la rétention de substrat et à l'établissement de la végétation.
	<i>ps_index</i>	<i>stpf</i> / <i>pente</i> . Disponibilités des éléments favorables selon la pente.
	<i>rs_index</i>	<i>ruogo</i> * <i>stpf</i> . Identification de la complexité de la paroi.
	<i>anf_ruogo</i>	<i>anf</i> * <i>ruogo</i> . Évaluation de l'effet des variables représentant l'hétérogénéité de la paroi.

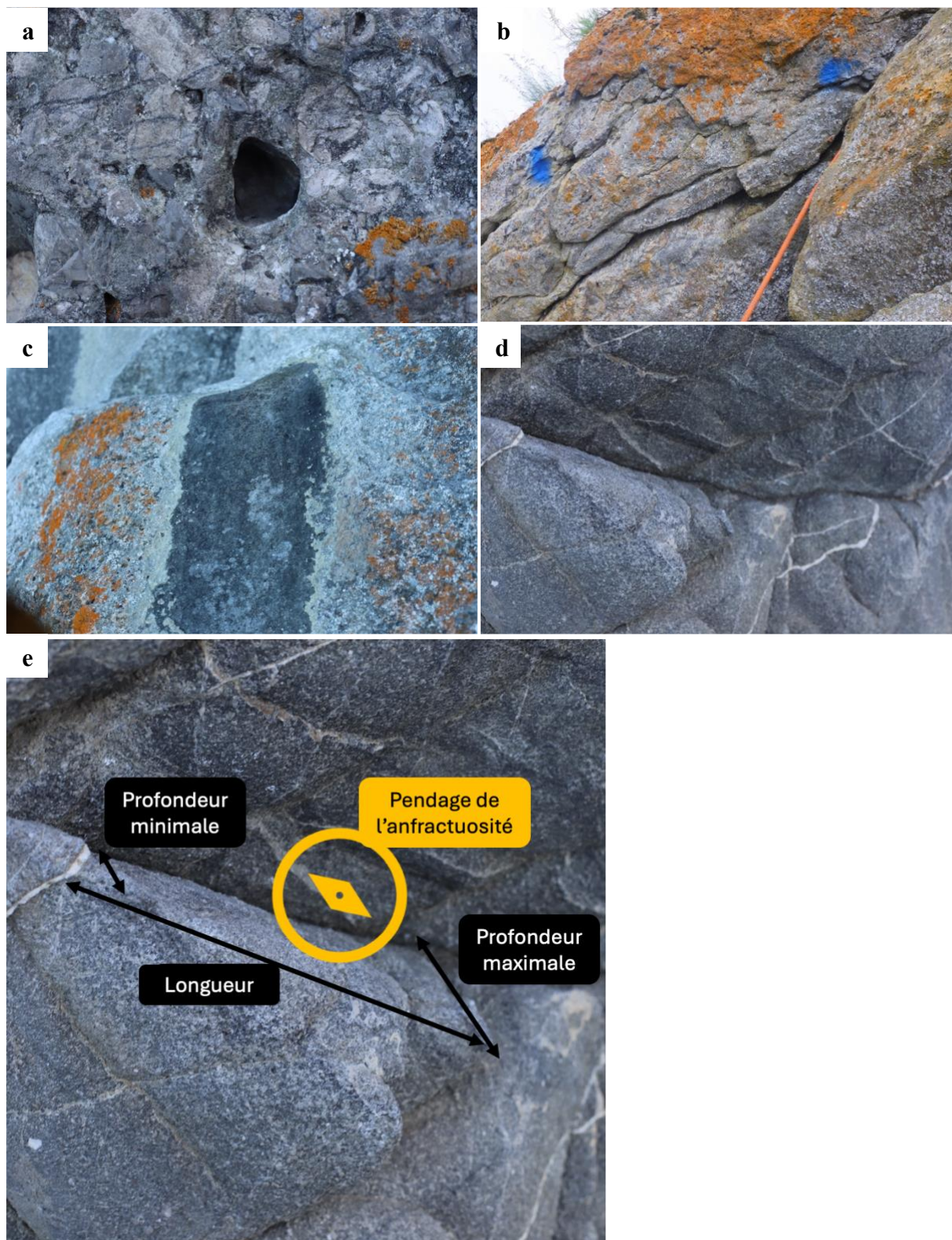


Figure 7. Exemples de variables géomorphologiques. a) cavité b) fissures c) résurgence d) réglette e) mesures d'anfractuosités

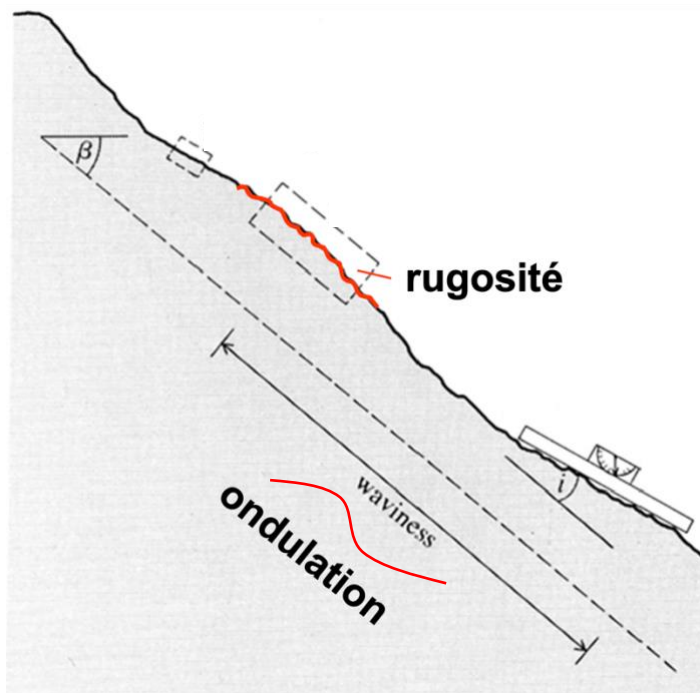


Figure 8. Mesure de la rugosité et de l'ondulation. Tirée et adaptée de Brady et Brown (1999)

2.3.3 Analyse des données

2.3.3.1 Analyses descriptives

Une série d'analyses descriptives et de tests statistiques ont été réalisés pour valider la représentativité de l'échantillonnage. Puisque les quadrats non grimpés avaient été sélectionnés a priori pour être similaires aux quadrats grimpés, il était essentiel de vérifier a posteriori que cette comparabilité était respectée. À cette fin, nous avons utilisé des U-tests de Mann Whitney pour vérifier l'absence de différence significative entre les quadrats grimpés et non grimpés pour chaque variable physiographique. Cette analyse constitue un préalable afin d'assurer qu'il n'y a pas de différences systématiques des variables physiographiques entre les quadrats grimpés et non grimpés pouvant expliquer les différences de diversité et d'abondance (p.ex. Farris, 1998).

Des courbes d'accumulation d'espèces ont été générées indépendamment pour les quadrats grimpés et non grimpés afin d'évaluer la richesse spécifique et la complétude de l'échantillonnage. Pour les quadrats grimpés et non grimpés, 100 permutations aléatoires de la courbe d'accumulation ont été calculées à l'aide de la librairie R BIODIVERSITYR (Kindt & Coe, 2005) et la courbe d'accumulation moyenne a été utilisée pour ajuster la courbe d'extrapolation. Pour générer les courbes d'accumulation, nous avons d'abord représenté graphiquement le nombre d'espèces répertoriées [$S(n)$] en fonction du nombre de quadrats échantillonnés (n), indépendamment pour les quadrats grimpés et non grimpés. Nous avons ensuite extrapolé le nombre attendu d'espèces (S_{max}) en ajustant l'équation négative exponentielle asymptotique sous la forme : $S(n) = S_{max}(1 - e^{-Kn})$, où S_{max} , l'asymptote, est le nombre attendu d'espèces et K est une constante ajustée contrôlant la forme de la courbe d'accumulation (Holdridge *et al.*, 1971; Soberón & Llorente, 1993; Colwell & Coddington, 1994; Magurran, 2004). La comparaison de la forme des deux courbes et particulièrement de leur paramètre asymptotique S_{max} permet une première évaluation de l'effet potentiel de l'escalade sur la richesse des espèces végétales. Des courbes de rang-abondance ont également été produites indépendamment pour les quadrats grimpés et non grimpés afin de comparer visuellement la structure de la végétation en termes de diversité et d'équité des espèces (Whittaker, 1972).

2.3.3.2 Modèles linéaires

Afin d'éviter les problèmes d'autocorrélation entre variables explicatives, une matrice de corrélation (Figure 9) a été produite à partir des variables indépendantes considérées dans les modèles (Dormann et al., 2013). Cette étape permet de détecter les relations redondantes entre variables et de limiter les effets de colinéarité, pouvant potentiellement biaiser l'interprétation des coefficients des modèles linéaires. Les variables présentant un coefficient de corrélation supérieur à 0,7 ($r > 0,7$) ont été regroupées, de manière à ce qu'une seule variable par groupe soit retenue lors de la sélection des meilleurs modèles (Dormann et al., 2013). Toutes les variables ont d'abord été testées simultanément dans les modèles linéaires afin d'évaluer leur contribution individuelle à la variance expliquée. Par la suite, les variables corrélées redondantes présentant une plus faible contribution au modèle ont été retirées, et les modèles ont été recalculés pour obtenir la combinaison la plus parcimonieuse de variables non corrélées.

Des modèles linéaires (*lm*) ont été utilisés pour expliquer l'abondance et la richesse spécifique à l'aide de diverses variables physiographiques et anthropiques incluant la présence d'escalade (*esc*). Trois niveaux d'analyse ont été utilisés. Premièrement, l'analyse inclue tous les quadrats, ce qui permet d'évaluer l'impact de l'escalade. Deuxièmement, l'analyse est effectuée avec les 26 quadrats grimpés seulement afin d'évaluer l'importance des variables physiographiques et des caractéristiques des voies comme déterminants de la communauté végétale en présence d'escalade. Troisièmement, l'analyse inclue uniquement les 26 quadrats non grimpés pour vérifier l'effet des variables physiographiques sur les communautés végétales des parois naturelles. Cette approche permettra de distinguer l'influence propre aux variables environnementales indépendamment de l'impact de l'escalade sur la diversité et l'abondance des communautés végétales.

Chaque modèle linéaire a d'abord été construit en incluant l'ensemble des variables explicatives répertoriées au Tableau 3. La sélection des variables s'est effectuée selon une procédure en plusieurs étapes afin d'assurer la robustesse et la parcimonie des modèles finaux. D'abord, une approche de sélection de modèle *stepwise* a été utilisée à l'aide de la fonction *step()* pour identifier la combinaison de variables minimisant l'AIC (Marhuenda et al., 2014). Enfin, les variables non significatives ($P > 0,05$) étaient retirées de manière séquentielle en commençant par celles présentant les valeurs de p les plus élevées (les moins significatives). Cette approche vise à assurer la transparence du processus de sélection des variables et à

privilégier l'interprétabilité écologique des résultats plutôt qu'une optimisation strictement statistique. Enfin, la valeur de p globale et le coefficient de détermination (R^2) du modèle ont été examinés afin d'évaluer le meilleur R^2 et les variables statistiquement significatives. Les analyses statistiques ont été produites dans R, version 4.3.1 (R Core Team, 2023). Les conditions d'application des analyses ont été respectées et les graphiques ont été produits avec le package *ggplot2* de la librairie *tidyverse* (Wickham, 2016).

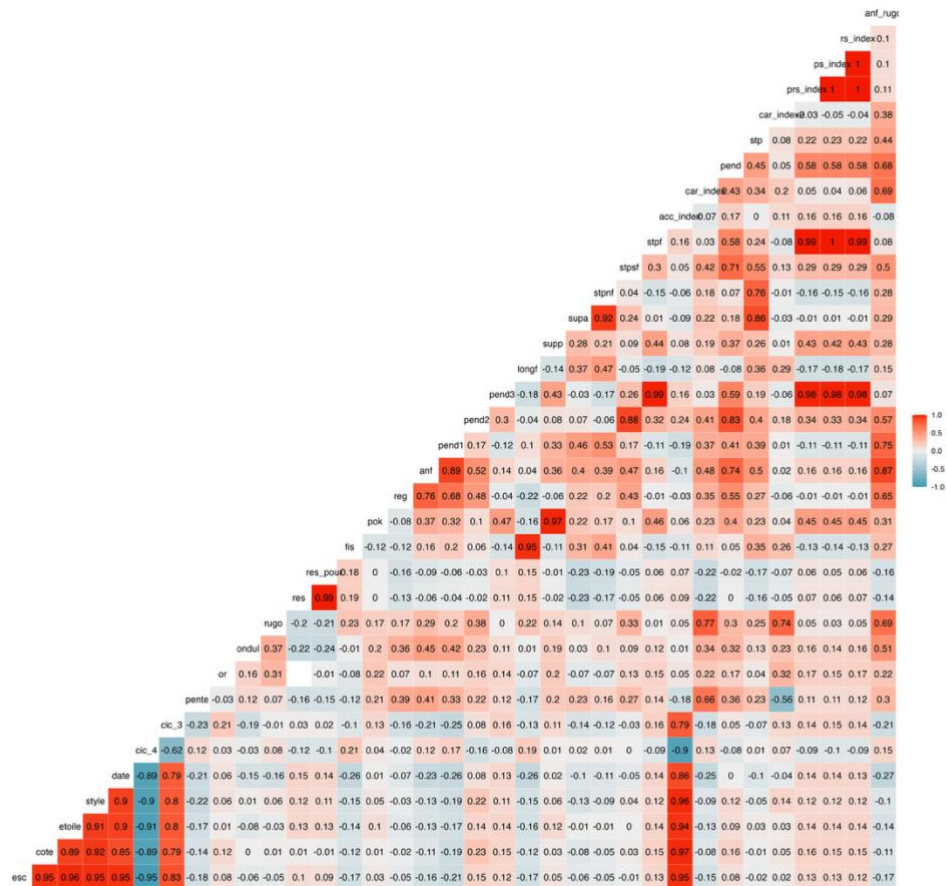


Figure 9. Matrice de corrélation des variables indépendantes

2.4 RESULTATS

L'échantillonnage comprend 52 quadrats de 1 m², répartis également entre les surfaces grimpées et non grimpées. Les tests de Mann–Whitney appliqués aux variables géomorphologiques n'indiquent aucune différence significative entre les quadrats grimpés et non grimpés (Tableau 4). Cette vérification permet de valider a posteriori que les quadrats non grimpés représentent effectivement des témoins comparables aux quadrats grimpés sur le plan physiographique.

Tableau 4. Résultats des tests de Mann-Whitney pour les variables physiographiques. *** : $P < 0.001$, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$. Les acronymes des variables réfèrent au Tableau 3.

Variable	Valeur p
<i>pen</i>	0,209
<i>or</i>	0,590
<i>ondul</i>	0,661
<i>ru</i>	0,730
<i>res</i>	0,494
<i>res pour</i>	0,549
<i>fis</i>	0,236
<i>pok</i>	0,817
<i>reg</i>	0,720
<i>anf</i>	0,254
<i>pend1</i>	0,143
<i>pend2</i>	0,290
<i>pend3</i>	0,389
<i>longf</i>	0,231
<i>supp</i>	0,702
<i>supa</i>	0,654
<i>stpnf</i>	0,714
<i>stpsf</i>	0,977
<i>stpf</i>	0,363
<i>car index</i>	0,278
<i>car index2</i>	0,917
<i>prs index</i>	0,377
<i>ps index</i>	0,370
<i>rs index</i>	0,384
<i>anf ru</i>	0,223

2.4.1 Inventaire floristique

Au total, 34 espèces végétales ont été recensées incluant 9 lichens, 13 bryophytes et 12 plantes vasculaires, dont deux fougères (Figure 10). Parmi les espèces répertoriées, les bryophytes du genre *Grimmia* ainsi que la fougère *Cystopteris laurentiana* figurent parmi les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (Gouvernement du Québec, 2025). L'arabette du Québec (*Boechera quebecensis*), une espèce désignée en voie de disparition (COSEPAC, 2017), est présente sur les parois étudiées, mais n'a pas été recensé dans l'échantillonnage.

Les tests de Mann-Whitney effectués sur les espèces individuelles indiquent que seule *Diplotomma alboatrum*, un lichen crustacé, présente des occurrences significativement plus élevées dans les quadrats grimpés (Tableau 5). À l'inverse, dix espèces présentes dans les deux types de quadrats, sont significativement plus abondantes dans les quadrats non grimpés : *Anaptychia crinalis*, *Abietinella abietina*, *Syntrichia ruralis*, *Myurella julacea*, *Grimmia* sp., *Saxifraga paniculata*, *Cystopteris laurentiana*, *Poa pratensis*, *Achillea millefolium* et *Draba arabisans* (Tableau 5). De manière générale, les lichens crustacés ont des occurrences plus élevées sur les surfaces grimpées, alors que les lichens fruticuleux, les bryophytes et les plantes vasculaires sont davantage représentés dans les quadrats non grimpés. Un total de 21 espèces ont été retrouvées uniquement dans les quadrats non grimpés (3 lichens, 8 bryophytes et 10 vasculaires). À l'inverse aucune espèce n'a été recensée seulement dans les quadrats grimpés (Figure 10).

Parmi les indices de diversité, seul l'indice de Simpson affiche des valeurs significativement plus élevées dans les quadrats grimpés. Tous les autres indices présentent des valeurs supérieures dans les quadrats non grimpés, à l'exception de l'indice de biodiversité (*bio_ind*) et de l'indice d'équitabilité (*even*), pour lesquels aucune différence significative n'a été observée (Tableau 5). Les tests Mann-Whitney n'indiquent aucune différence significative entre les quadrats grimpés et non grimpés quant à la richesse spécifique ($P = 0,60$) et l'abondance ($P = 0,67$) des lichens. En revanche, les bryophytes et les plantes vasculaires présentent des différences significatives, avec des valeurs de richesse spécifique et d'abondance plus élevées dans les quadrats non grimpés (bryophytes : $P < 0,001$; plantes vasculaires : $P_{\text{richesse}} = 0,004$; $P_{\text{abondance}} = 0,005$).

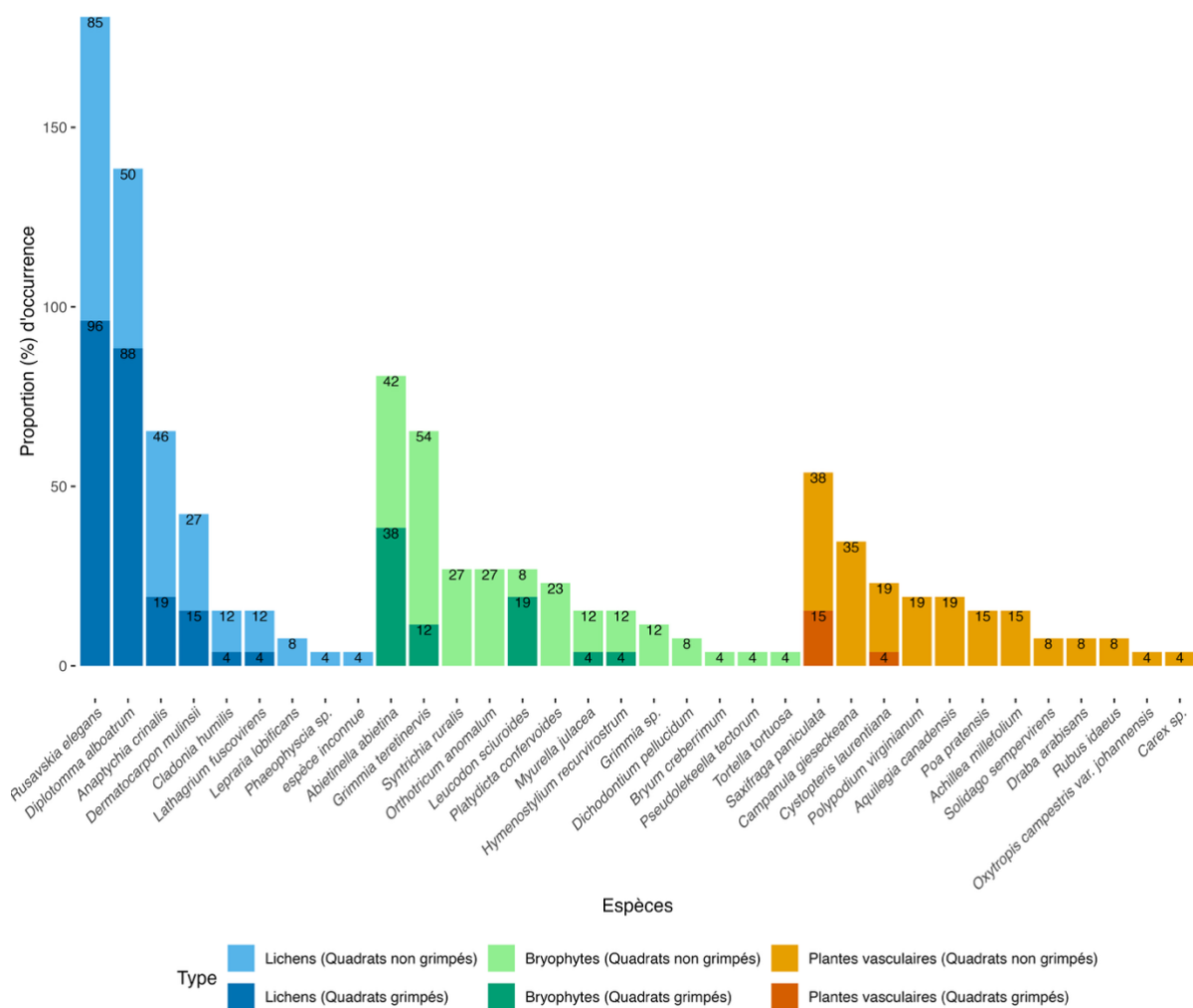


Figure 10. Proportion d'occurrence de chaque espèce dans les quadrats grimpés (foncé) et non grimpés (pâle)

Tableau 5. Résultats des tests de Mann-Whitney pour l'abondance de chaque espèce végétale et les 10 indices de biodiversité. *** : $P < 0.001$, ** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$. Le tableau est séparé en sections de couleur : vert pour les espèces végétales et mauve pour les indices de biodiversité. Esc et abs signifient que la valeur de la variable est plus élevée dans les quadrats grimpés et non grimpés respectivement. Les acronymes des indices de biodiversité réfèrent au Tableau 2. Les noms complets des espèces végétales se trouvent dans la liste des acronymes.

Variable	Valeur p	Significativité	Valeur supérieure	Variable	Valeur p	Significativité	Valeur supérieure
xe	0,365			cr	0,006	**	esc
da	0,006	**	esc	fo	0,360		
ac	0,045	*	abs	fr	0,045	*	abs
dm	0,285			sq	0,303		
ch	0,303			fg	0,021	*	abs
lf	0,419			pvasc	0,010	*	abs
ll	0,336			mo	<0,001	***	abs
psp	0,161			<i>couv</i>	<0,001	***	abs
i	0,336			<i>esp</i>	<0,001	***	abs
aa	0,005	**	abs	<i>bio ind</i>	0,918		
gt	0,577			<i>men</i>	0,006	**	abs
sr	0,011	*	abs	<i>RMg</i>	<0,001	***	abs
oa	0,081			<i>H</i>	0,001	***	abs
ls	0,336			<i>D1</i>	0,021	*	esc
pc	0,313			<i>even</i>	0,120		
mj	0,001	***	abs	<i>Hillq1</i>	0,001	***	abs
hr	0,336			<i>Hillq2</i>	0,021	*	abs
gsp	0,005	**	abs				
dp	0,161						
bc	0,336						
pt	0,223						
tt	0,303						
sp	0,001	**	abs				
cg	0,061						
cl	0,041	*	abs				
pv	0,161						
acad	0,336						
pp	0,021	*	abs				
am	0,021	*	abs				
ss	0,336						
dar	0,041	*	abs				
ri	0,161						
oc	0,161						
csp	0,078						

2.4.2 Structure des communautés

Les courbes d'accumulation d'espèces atteignent une asymptote pour les quadrats grimpés et non grimpés (Figure 11a), indiquant que la majorité des espèces a été échantillonnée et que l'effort d'échantillonnage est suffisant. Le paramètre S_{max} (asymptote) atteint 33,1 espèces pour les quadrats non grimpés (34 espèces observées) et 12,5 pour les quadrats grimpés (13 espèces observées), témoignant clairement d'un plus grand nombre d'espèces végétales dans les quadrats non grimpés.

La courbe rang-abondance des quadrats grimpés est plus abrupte que celle des quadrats non grimpés (Figure 11b), ce qui témoigne à la fois de la richesse spécifique plus faible et d'une équitabilité moindre dans les voies d'escalade. En effet, deux espèces de lichens crustacés (*Rusavskia elegans* et *Diplotomma alboatrum*) dominent largement (90 % des occurrences) les voies d'escalade, accompagnés de 11 autres espèces moins abondantes. Dans les quadrats non grimpés, cinq espèces se partagent 90% des occurrences, tandis que les 10% résiduels se composent d'une longue suite d'espèces plus rares, indiquant une plus grande équitabilité entre les espèces hors des voies d'escalade.

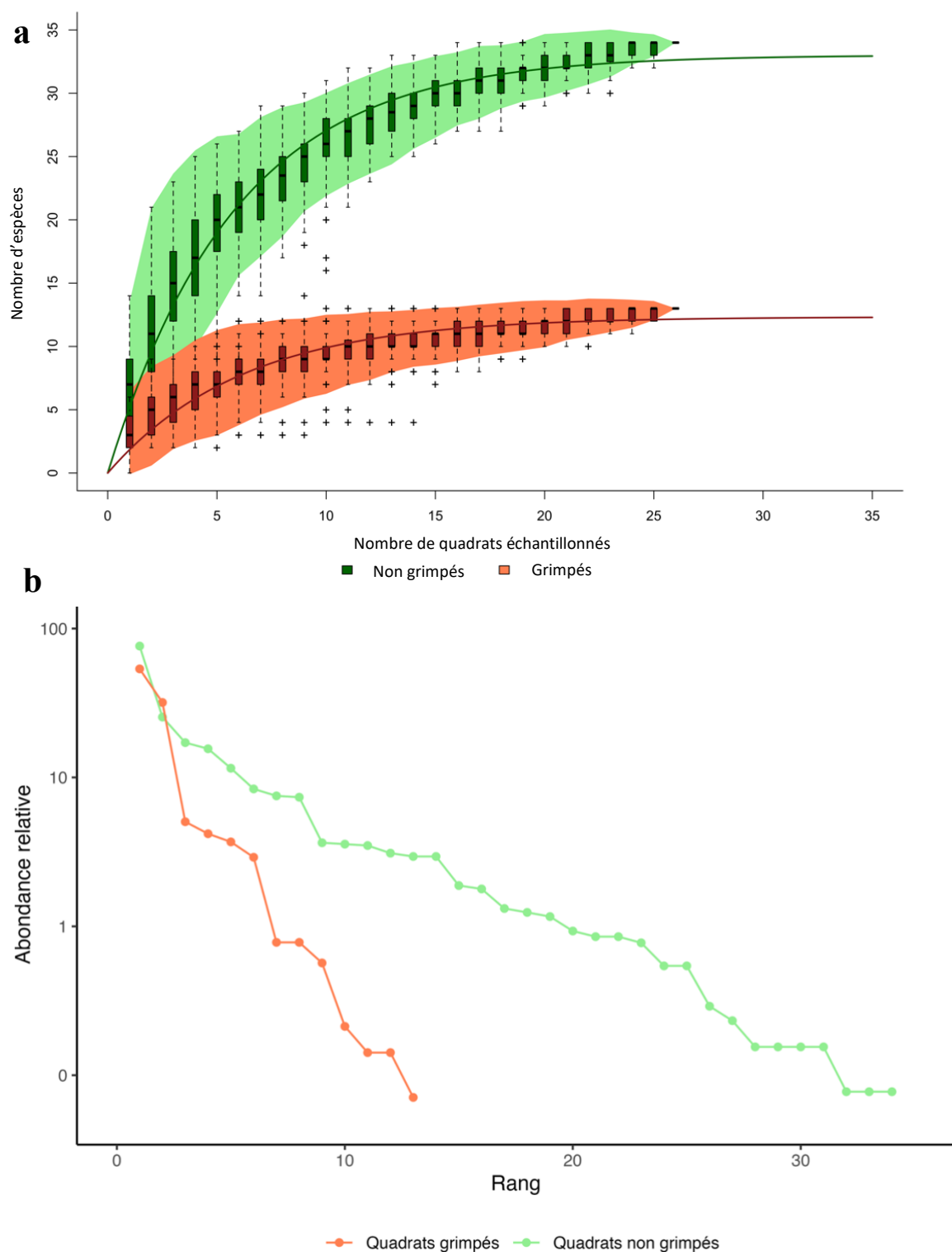


Figure 11. Courbes d'accumulation d'espèces (a) et courbes de rang-abondance (b) pour les quadrats grimpés (orange) et grimpés (vert). Les polygones (orange et vert) indiquent l'enveloppe des intervalles de confiance à 95 % de 100 courbes d'accumulation perméutées aléatoirement. Les boîtes à moustaches indiquent le quartile inférieur, la médiane et le quartile supérieur des 100 permutations; la longueur des moustaches correspond à 1,5 fois l'écart interquartile. Les lignes pleines illustrent les courbes d'extrapolation ajustées à partir de chaque courbe d'accumulation moyenne à l'aide d'une fonction exponentielle négative asymptotique.

2.4.3 Modèles linéaires

2.4.3.1 Tous les quadrats

Le modèle linéaire expliquant l'abondance de la végétation dans tous les quadrats a un R^2 ajusté de 0,34 ($P < 0,0001$; Tableau 6a). Les variables significatives retenues par le modèle sont la présence/absence d'escalade (*esc*) et le nombre de réglettes (*reg*). L'abondance de plantes diminue en présence d'escalade et augmente avec le nombre de réglettes.

Le modèle linéaire explique une part importante de la richesse spécifique (R^2 ajusté = 0,70; $P < 0,0001$; Tableau 6a). La présence d'escalade et le nombre de fissures, de réglettes et de cavités expliquent une part significative de la richesse spécifique de l'ensemble des quadrats. La présence d'escalade entraîne une diminution moyenne de la richesse spécifique de 2,9 espèces dans les quadrats de 1 m². En moyenne, la richesse spécifique augmente de 0,35 espèce par fissure et 0,26 espèce par réglette alors que le nombre de cavités entraîne une diminution moyenne de la richesse spécifique de 0,42 espèce par cavité.

2.4.3.2 Quadrats non grimpés

En considérant seulement les quadrats non grimpés, le modèle linéaire de l'abondance a un R^2 ajusté de 0,45 ($P = 0,01$; Tableau 6b). L'orientation, l'ondulation, la présence et le type de résurgence et le pendage des anfractuosités ont un effet négatif sur l'abondance des végétaux dans les quadrats non grimpés, alors que les différents types d'anfractuosités (réglettes, fissures et cavités) ont un effet positif sur l'abondance.

Pour la richesse spécifique dans les quadrats non grimpés, le modèle linéaire a un R^2 ajusté de 0,56 ($P < 0,0001$; Tableau 6b). Le nombre de fissures et de réglettes entraînent respectivement une hausse moyenne de la richesse spécifique de 0,34 et 0,40 espèce par anfractuosité. Ainsi, en absence d'escalade, les variables physiographiques considérées permettent d'expliquer 45% de la variance de l'abondance des plantes et 56% de la variance de la richesse spécifique.

2.4.3.3 Quadrats grimpés

Le modèle linéaire expliquant l'abondance dans les quadrats grimpés n'est pas statistiquement significatif et a un faible pouvoir explicatif (R^2 ajusté 0,08; $P = 0,09$; Tableau 6c). La seule variable indépendante retenue pour ce modèle (nombre de réglettes) a une tendance positive, mais non significative, sur l'abondance. Le modèle linéaire expliquant la richesse spécifique dans les quadrats grimpés performe mieux avec un R^2 ajusté de 0,41

($P < 0,001$; Tableau 6c). Le nombre de fissures (*fis*) est associé à une hausse moyenne de la richesse spécifique de 0,56 espèce par fissure alors que le nombre de cavités (*pok*) entraîne une diminution moyenne de la richesse spécifique de 0,40 espèce par cavité.

Tableau 6. Modèles linéaires de l'abondance et de la richesse spécifique pour a) toutes les observations; b) les quadrats non grimpés; c) les quadrats grimpés

Indice de biodiversité	obs	Variables	Coefficient estimé	SE	<i>p</i> -value ¹	R2 ajusté	<i>p</i> -value du modèle
(a) Toutes les observations							
Abondance relative	52	(Intercept)	83,00	10,10	< 0,001 ***	0,34	1,39E-05
		esc	-42,60	9,10	< 0,001 ***		
		reg	2,92	1,32	0,031 *		
Richesse spécifique	52	(Intercept)	4,58	0,61	< 0,001 ***	0,70	5,56E-12
		esc	-2,88	0,47	< 0,001 ***		
		fis	0,35	0,11	0,003 **		
		pok	-0,42	0,11	0,001 ***		
		reg	0,26	0,07	0,000 ***		
		stp	0,00	0,00	0,001 **		
(b) Quadrats non grimpés							
Abondance relative	26	(Intercept)	180,58	26,61	< 0,001 ***	0,45	0,010
		or3	-33,68	11,59	0,009 **		
		ondul	-24,06	8,05	0,008 **		
		res	-58,24	15,77	0,002 **		
		fis	5,85	2,31	0,021 *		
		pok	13,68	3,77	0,002 **		
		reg	7,31	2,05	0,002 **		
		pend	-17,65	6,25	0,011 *		
Richesse spécifique	26	(Intercept)	3,01	0,80	0,001 **	0,56	8,38E-05
		fis	0,34	0,16	0,039 *		
		reg	0,40	0,11	0,001 **		
		stp	0,01	0,00	0,002 **		
(c) Quadrats grimpés							
Abondance relative	26	(Intercept)	36,15	12,98	0,010 *	0,08	0,087
		reg	3,70	2,07	0,087 .		
Richesse spécifique	26	(Intercept)	3,29	0,37	< 0,001 ***	0,41	0,001
		fis	0,56	0,20	0,011 *		
		pok	-0,40	0,13	0,005 **		

1. *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$

2.5 DISCUSSION

Cette étude avait pour objectif d'évaluer comment l'escalade et les caractéristiques géomorphologiques des parois influencent la diversité et l'abondance de la végétation sur deux falaises côtières du Bas-Saint-Laurent, afin de mieux comprendre les facteurs physiques et les perturbations anthropiques liées à la pratique de l'escalade qui structurent ces communautés.

2.5.1 Effort et qualité de l'échantillonnage

Les tests de Mann-Whitney ont permis de valider a posteriori qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les variables géomorphologiques des quadrats grimpés et non grimpés, suggérant que les quadrats non grimpés représentent des témoins comparables aux quadrats grimpés du point de vue physiographique. Bien que certaines études ont tenu compte des variables physiographiques des parois (Baur et al., 2017; Harrison et al., 2022; Kuntz & Larson, 2006a, 2006b), à notre connaissance, une seule étude a employé certaines variables physiographiques (pente et orientation) afin de valider la comparaison entre quadrats grimpés et non grimpés (Farris 1998). Notre étude serait donc la première à faire une démonstration préalable que les variables physiographiques sont similaires entre les quadrats grimpés et non grimpés. Cette approche permet d'évaluer les effets de l'escalade sur l'abondance et la diversité de la végétation, en évitant les biais potentiellement induits par l'inclusion de conditions physiographiques contrastées. Les courbes d'accumulation d'espèces suggèrent que l'effort d'échantillonnage a été suffisant et que l'échantillonnage était donc représentatif des communautés végétales sur les parois étudiées, et ce, autant dans les voies d'escalades qu'en dehors de celles-ci. Cela renforce la validité de la comparaison entre ces deux groupes et permet une estimation robuste de la richesse spécifique. Celle-ci s'accroît plus rapidement et atteint une valeur plus élevée en échantillonnant les quadrats non grimpés par rapport aux quadrats grimpés.

2.5.2 Inventaire floristique

L'inventaire floristique mené sur les deux falaises côtières étudiées révèle une flore caractéristique des parois rocheuses soumise à des conditions xériques et un substrat alcalin (p.ex. Escudero, 1996; Scoggan, 1942; Spitale & Nascimbene, 2012). La présence de certaines espèces, comme *Saxifraga paniculata* ou *Draba arabisans*, témoigne du caractère arctique-alpin de ces parois. La présence de *Cystopteris laurentiana*, une fougère rare dont la distribution est limitée à quelques localités au Québec (notamment au Bic et à Forillon),

souligne l'importance écologique de ces habitats. Les autres plantes vasculaires recensées sont relativement communes à la flore québécoise de ce type d'habitat (p.ex. Marie-Victorin et al., 2002; Tremblay, 2011). Certaines, comme *Saxifraga paniculata*, sont étroitement associées aux environnements calcaires, alors que d'autres, telles que le framboisier *Rubus idaeus*, présentent une tolérance plus large aux types de substrats. Les bryophytes identifiées lors de cet inventaire correspondent également à ceux répertoriés par Faubert (2014) dans le parc national du Bic, bien que toutes les espèces mentionnées dans ses travaux n'aient pas été observées ici. Enfin, bien que la documentation sur les lichens demeure limitée, les espèces observées sont typiques des parois calcaires (Brodo et al., 2016). L'espèce rare *Aspicilia bicensis* nouvellement observée par Anderson et Lendemer (2016) n'a toutefois pas été observée. Les résultats de la présente étude suggèrent que les parois calcaires côtières du Bas-Saint-Laurent pourraient constituer des habitats refuges pour certaines espèces spécialisées ou à distribution restreinte, contribuant ainsi à la singularité floristique régionale.

2.5.3 Effets de l'escalade sur la biodiversité

Dans l'ensemble, les lichens sont plus abondants (56% en moyenne dans les quadrats non grimpés), mais les bryophytes sont représentées par un plus grand nombre d'espèces (13 espèces dans les quadrats non grimpés). L'abondance des lichens se compare aux valeurs rapportées par Farris (1998), atteignant entre 34 et 75% dans trois parois au Minnesota.

La courbe de rang-abondance plus abrupte dans les quadrats grimpés indique une faible équitabilité entre les espèces dans les voies d'escalade et une richesse spécifique relativement plus faible par rapport aux sections non grimpées des parois. Ce dernier résultat est corroboré par la comparaison des asymptotes des courbes d'accumulation et de la plupart des indices de biodiversité considérés, renforçant l'hypothèse d'un impact négatif de l'escalade sur la diversité des communautés végétales. Dans l'ensemble, la richesse spécifique est réduite de 62 % dans les quadrats grimpés. Le même phénomène est observé pour l'abondance relative, qui est réduite de 44 % dans les quadrats grimpés. Bien que toutes les espèces ne soient pas également affectées, l'analyse globale confirme que l'escalade a un impact significatif sur la richesse spécifique et l'abondance des plantes vasculaires et des bryophytes, mais aussi des lichens, dans une moindre mesure. Ces résultats concordent avec ceux de certaines études qui ont estimé l'impact de l'escalade sur la biodiversité (Clark et Hessel, 2015; Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2023; Rusterholz et al., 2004; McMillan et Larson, 2002). L'absence quasi totale de plantes vasculaires dans les quadrats grimpés illustre bien cet effet, puisqu'elles sont

souvent volontairement retirées par les grimpeurs, soit pour faciliter leur progression, soit pour sécuriser l'installation des protections en escalade traditionnelle (Drapeau Picard, 2022). En revanche, aucun effet significatif n'a été observé sur l'ensemble des lichens, ce qui contraste avec plusieurs études ayant démontré leur sensibilité à l'escalade (Adams & Zaniewski, 2012; Clark & Hessel, 2015; Nuzzo, 1996; Reding, 2019), mais corroborent les résultats d'autres études qui ne rapportent aucun effet significatif sur les lichens (Boggess et al., 2017; McMillan & Larson, 2002). Une explication possible à l'effet réduit sur les lichens est que la paroi grimpée n'est pas un site d'escalade reconnu officiellement dans le registre de la Fédération québécoise de la montagne et de l'escalade (FQME). Cela se traduit par une pression d'utilisation des voies suffisamment faible pour limiter les impacts délétères sur les lichens, qui sont, par ailleurs, plus tolérants que les bryophytes et les plantes vasculaires. De plus, les utilisateurs de cette paroi sont principalement des grimpeurs locaux, potentiellement plus sensibles aux enjeux environnementaux locaux. La situation pourrait toutefois changer si l'achalandage du site et des voies augmente ou si le développement du site et des voies s'intensifie. Selon Morales-Armijo et al. (2024), c'est d'abord l'ouverture de nouvelles voies qui affecte le plus les plantes vasculaires alors que l'achalandage (et l'ouverture) des voies affecte le plus les lichens. Ainsi, les voies ne sont pas totalement dépourvues de végétation, et les lichens crustacés, notamment *Rusavskia elegans* et *Diplotomma alboatrum*, y abondent. *R. elegans* est l'espèce la plus dominante dans l'ensemble des quadrats, alors que *D. alboatrum* présente une abondance significativement plus élevée dans les sections grimpées que dans les sections non grimpées. Bien que l'abondance et la diversité spécifique de l'ensemble des lichens ne diffèrent pas significativement entre les quadrats grimpés et non grimpés, une analyse plus fine révèle des impacts contrastés selon les espèces. Les lichens crustacés semblent favorisés par l'escalade, tandis que les lichens fruticuleux sont négativement affectés, un constat déjà rapporté à quelques reprises (Farris, 1998; Reding, 2019; Walker, 2004). Cette tendance pourrait s'expliquer par leur tolérance aux perturbations mécaniques et leur capacité d'ancrage sur la roche. Les lichens crustacés, bien fixés au substrat, résistent mieux à l'abrasion, tandis que les lichens fruticuleux, plus fragiles et exposés à la dessiccation, sont plus sensibles à l'effet des perturbations anthropiques (McMillan & Larson, 2002; Reding, 2019). Nos résultats suggèrent que l'agrégation des données masque des tendances propres à différents groupes fonctionnels, certaines espèces augmentent en abondance dans les sections grimpées alors que d'autres déclinent, selon leur tolérance aux perturbations et leur capacité à se maintenir sur le substrat (Adams & Zaniewski, 2012; Kuntz, 2004; McMillan & Larson,

2002). Ainsi, si l'escalade n'a pas d'effet significatif sur la richesse spécifique de l'ensemble des lichens, elle modifie leur composition fonctionnelle.

Il est également important de considérer l'utilisation des parois par les grimpeurs. Farris (1998) évoque l'hypothèse selon laquelle les grimpeurs évitent les parois fortement colonisées par la végétation, car il est plus complexe d'y ouvrir des voies. De plus, les parois bénéficiant d'un ensoleillement prolongé peuvent être particulièrement intéressantes, car elles sèchent plus rapidement après une averse. Or, ces parois plus sèches constituent aussi des habitats spécifiques pour certaines espèces rares et endémiques, qui prospèrent dans des environnements où la compétition est réduite (Bogges et al., 2021; Drapeau Picard, 2022; Müller et al., 2004).

2.5.4 Facteurs naturels influençant la biodiversité végétale en paroi rocheuse

Les modèles linéaires suggèrent que l'escalade constitue le principal facteur expliquant la structure et la composition de la communauté végétale des parois rocheuses étudiées, entraînant une diminution marquée de la richesse spécifique et de l'abondance des espèces. Ce constat est cohérent avec plusieurs études abordant les effets de l'escalade (Adams & Zaniwski, 2012; Harrison et al., 2022; March-Salas, Morales-Armijo, et al., 2023; McMillan & Larson, 2002; Rusterholz et al., 2004). D'autres études ont toutefois rapporté que les variables physiographiques comme les anfractuosités, la pente de la paroi ou les variables environnementales avaient des effets plus importants. Par exemple, Kuntz et Larson (2006) concluent que la richesse spécifique et l'abondance de la végétation dans l'escarpement du Niagara était associées à la fréquence d'anfractuosités et à l'orientation de la paroi. De même, Antonsson (2012) suggère que l'orientation, la pente et la taille des anfractuosités déterminent la richesse des parois en Suède. Enfin, Nuzzo (1996) mentionne la pente en plus de la taille des fissures comme facteurs influençant la végétation des falaises dolomitiques de la *driftless region* au nord-ouest de l'Illinois. De la même manière, nos modèles indiquent que certaines variables géomorphologiques exercent une influence significative sur la composition végétale, particulièrement sur les surfaces non grimpées. Un plus grand nombre de réglettes, fissures et cavités favorisent la présence d'espèces végétales en multipliant les microhabitats disponibles et en augmentant la disponibilité du sol, des conditions essentielles pour le maintien des espèces sensibles à la dessiccation. De plus, l'orientation, l'ondulation, la présence de résurgences et le pendage des anfractuosités influencent les conditions microclimatiques, modifiant ainsi l'abondance et la diversité des espèces. Bien que l'escalade demeure le facteur prédominant

dans la structuration de la végétation des parois étudiées, la complexité topographique et les conditions locales jouent un rôle complémentaire en façonnant la mosaïque d'habitats propices à la colonisation végétale.

Les réglettes et des fissures supportent la colonisation végétale (Kuntz & Larson, 2006b), conséquemment l'augmentation du nombre de ces anfractuosités est associée à une plus grande richesse spécifique et une abondance accrue dans les quadrats grimpés et non grimpés des parois étudiées. En revanche, les cavités ont un effet contrasté selon le contexte d'escalade. Leur nombre favorise la richesse spécifique en l'absence d'escalade, mais leur effet est inverse dans les zones grimpées. Cette tendance pourrait être liée au nettoyage ou au retrait de la matière organique à l'intérieur des cavités lorsqu'elles servent de prises d'escalade. Cela pourrait également être expliqué par l'utilisation de la magnésie restant dans les cavités et empêchant l'implantation de nouvelle végétation (Hepenstrick et al., 2020).

Les résultats de l'étude suggèrent que la pente de la paroi ne joue pas un rôle déterminant pour expliquer la richesse spécifique et l'abondance de la végétation. Or, Nuzzo (1996) a suggéré que cette variable pouvait influencer l'abondance de la végétation des parois rocheuses, tandis que Clark et Hessler (2015) ainsi que Kuntz et Larson (2006) ont identifié l'angle de la pente comme un facteur clé modulant la distribution de la végétation. Ces différences pourraient être attribuées au manque de variabilité des pentes sur le site d'étude, où les parois sont majoritairement verticales. Dans les quadrats non grimpés, l'effet de la pente semble donc limité et dans les voies d'escalade, les perturbations physiques liées à la présence d'escalade paraissent dominer l'influence potentielle de la pente. La distribution de la végétation y serait ainsi davantage déterminée par la présence d'escalade et le nombre d'anfractuosités que par l'inclinaison de la paroi. Il est aussi possible que le type de voies étudiées contribue à ce résultat. D'autres études portant sur des voies de niveau débutant à intermédiaire présentent une plus grande variabilité d'angles de pente (Adams & Zaniwski, 2012; Reding, 2019), alors que la présente étude se concentre sur des voies de niveau avancé à expert. Cette particularité pourrait expliquer que la pente, relativement constante et s'approchant de la verticale, n'ait pas émergé comme facteur explicatif majeur.

Nos résultats suggèrent que les résurgences ont un effet négatif sur l'abondance de la végétation en paroi naturelle non grimpée. Ce résultat apparaît surprenant sur un milieu xérique où l'apport en eau semble limitant. Toutefois, les résurgences pourraient potentiellement empêcher l'établissement des propagules de plantes ou tout simplement créer d'une abrasion continue de la paroi. Aussi, elles pourraient possiblement empêcher la survie de la végétation

pendant la saison hivernale où ces résurgences gèlent pendant plusieurs mois et créent des stress physiques et physiologiques importants (Gauthier et al., 2015; Lind et al., 2014). Or, d'autres études suggèrent que les bryophytes ont plutôt tendance à se trouver sur les sections les plus humides de la paroi (Clark et Hessel, 2015; Kuntz et Larson 2006b). Le type de roche des parois étudiées pourrait moduler le rôle des résurgences, puisque l'écoulement de l'eau combiné à la roche calcaire mène à la formation de tuf calcaire ou de travertin (Geurts et al., 2007). Il serait donc intéressant d'observer les effets potentiels des résurgences sur la végétation de parois rocheuses sur différents types de roches, en prenant en compte d'autres paramètres comme la durée et l'intensité de la présence d'eau.

L'escalade modifie la composition fonctionnelle de la végétation en raison des interventions humaines liées à l'ouverture et à l'entretien des voies. Le retrait de blocs instables, de débris ou de végétation perturbe la microtopographie et altère la stabilité de la paroi, ce qui peut empêcher l'installation durable des communautés végétales et limiter l'atteinte d'un stade de maturité, particulièrement pour les plantes vasculaires et les bryophytes, tandis que certains lichens peuvent persister dans les fissures et sur les surfaces exposées (Harrison, 2020; Nuzzo, 1996). Dans les conditions naturelles, la dynamique des parois, comprenant l'ouverture et l'agrandissement des fractures, les micro-effondrements et la météorisation, joue un rôle central dans la succession végétale. Les lichens colonisent d'abord les surfaces nues, stabilisant parfois le substrat et préparant le terrain pour l'établissement de bryophytes et de plantes vasculaires (Cooper, 1997; Larson et al., 1999). À mesure que ces communautés se développent, elles influencent la microtopographie, peuvent favoriser la météorisation de la roche, l'ouverture de nouvelles fissures et provoquer des chutes de pierres (Larson & Kelly, 1991; Nuzzo, 1996). Ainsi, la dynamique naturelle des parois façonne la succession végétale, et la végétation en croissance modifie à son tour la structure physique et la stabilité des surfaces rocheuses. Les perturbations répétées causées par l'escalade peuvent donc amplifier ou accélérer ces processus naturels, affectant différemment les lichens, les bryophytes et les plantes vasculaires. Comprendre ces interactions est essentiel pour évaluer l'impact de l'escalade et pour proposer des stratégies de gestion qui concilient conservation et pratique récréative. Il serait toutefois intéressant d'étudier en profondeur l'effet de la dynamique naturelle des parois sur le processus de succession végétale et comprendre en retour, les effets de la succession végétale sur la météorisation des parois, l'ouverture des fractures et les chutes de pierre. Ceci permettrait d'aborder la dynamique éco-géographique naturelle des parois, un thème encore peu exploré dans les études.

2.6 CONCLUSION

Le projet de recherche proposé visait à mieux comprendre les facteurs influençant la biodiversité végétale des parois rocheuses, en particulier dans un contexte d'augmentation de la fréquentation récréative liée à l'escalade. Plus spécifiquement, l'étude poursuivait trois objectifs complémentaires : (1) documenter la diversité floristique et l'abondance des communautés végétales sur les parois rocheuses naturelles, (2) évaluer les effets de la pratique de l'escalade sur cette biodiversité, en comparant des zones grimpées et non grimpées, et (3) expliquer les relations entre certaines variables physiographiques et la communauté végétale. Un inventaire a été réalisé sur deux ans sur deux parois de conglomérat calcaire et de grès au Bas-Saint-Laurent, couvrant 52 quadrats, dont 26 situés dans des zones grimpées et 26 dans des zones témoins non grimpées. Cet inventaire a permis de broser un portrait détaillé de la flore des parois rocheuses étudiées, mettant en évidence la présence d'espèces rares, spécialisées et parfois abondantes, caractéristiques de ce type d'habitat. Les indices de biodiversité calculés suggèrent une richesse floristique globalement élevée, bien que variable selon l'intensité de la fréquentation et les conditions micro-topographiques. La méthodologie utilisée s'est révélée efficace pour évaluer l'effet de l'escalade. Les résultats indiquent que l'escalade exerce des effets négatifs sur l'abondance et la diversité floristique des communautés végétales des parois rocheuses. Les anfractuosités et les résurgences se sont également révélées comme des variables clés, soulignant l'importance des caractéristiques micro-topographiques et hydrologiques dans la structuration de la végétation. Ces observations mettent en évidence la complexité des interactions entre les facteurs naturels et les perturbations anthropiques. Elles démontrent la nécessité d'étudier davantage de parois non affectées par l'escalade afin de mieux comprendre la dynamique éco-géographique naturelle qui s'opère de manière cyclique entre l'altération de la paroi et la succession végétale. Enfin, les modèles développés dans le cadre de cette étude pourraient constituer une base utile pour le développement d'outils de gestion permettant d'orienter la sélection et l'aménagement de nouvelles voies d'escalade. Une telle approche favoriserait une coexistence durable entre la pratique récréative et la conservation de la biodiversité, en identifiant notamment les zones sensibles à préserver.

CHAPITRE 3

DISCUSSION SUR LES STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT

3.1 INTRODUCTION

Les parois rocheuses sont des éléments particuliers du paysage. Bien que plusieurs admettent qu'elles ne constituent pas des écosystèmes productifs (Antonsson, 2012; Larson et al., 2005), elles regorgent d'une biodiversité exceptionnelle dominée par des espèces adaptées aux contraintes environnementales extrêmes (Larson et al., 2005; March-Salas, Lorite, et al., 2023; Nuzzo, 1996). Pour assurer la conservation des espèces sensibles tout en maintenant l'accès récréatif aux parois rocheuses, il est crucial de mettre en place des plans de gestion fondés sur des données scientifiques. Or, certaines parois ont été fermées sans qu'aucune stratégie de coexistence ou d'encadrement des usages n'ait été développée, compromettant ainsi un équilibre durable entre conservation et activités humaines, suscitant des tensions entre les différents usagers du territoire (Drapeau Picard, 2022; Faubert, 2014; Tison, 2018). Il est également aisé de présenter l'argument inverse; ces voies d'escalade ont d'abord été ouvertes sans considération pour les impacts écologiques potentiels.

Malgré la fermeture de certaines parois aux grimpeurs, nombreuses sont celles qui sont développées afin de répondre à la demande et l'intérêt grandissants de l'escalade. L'aménagement de nouvelles voies d'escalade implique des interventions spécifiques visant à garantir la sécurité des grimpeurs. Parmi ces interventions, la purge des voies est essentielle. Elle consiste à retirer les blocs instables susceptibles de se détacher sous l'effet du passage des grimpeurs ou des facteurs de déstabilisation naturelle. Cette étape est cruciale pour prévenir les chutes de pierres, qui représentent un risque majeur pour la pratique de l'escalade de rocher. Diverses techniques peuvent être utilisées pour identifier des blocs instables. Les ingénieurs en mécanique des roches analysent les jeux de discontinuités pour réaliser une analyse cinématique (Wyllie & Mah, 2004). La technologie LiDAR (Arnaldi, 2025; Brubaker et al., 2013), la photogrammétrie (Lato et al., 2015; Pola et al., 2024) ou l'interférométrie à l'aide de radar terrestre (Martino & Mazzanti, 2014) peuvent être utilisées pour détecter les changements et identifier les blocs instables. Traditionnellement, le développement de voie se fait de manière instinctive et les voies sont graduellement ouvertes du haut vers le bas en purgeant les rochers instables à l'aide de barre à clou. La voie est ensuite sécurisée à l'aide d'ancrage ou de protections naturelles.

Afin de répondre aux enjeux de conservation des espèces végétales rares et endémiques des parois rocheuses, des modèles linéaires ont été développés dans le chapitre 2 afin d'évaluer l'effet de l'escalade et des variables physiographiques sur la biodiversité des parois. Dans cette perspective, l'imagerie par drone pourrait constituer un outil complémentaire pour soutenir le développement de nouvelles voies d'escalade, notamment en permettant de caractériser à distance la structure de la paroi (p. ex. pente, rugosité, présence de vires et couverture végétale), réduisant ainsi les risques liés à l'exploration directe et favorisant une planification mieux intégrée à l'environnement. Combinés à des modèles linéaires tels que ceux proposés dans cette étude, ces outils pourraient permettre d'identifier les zones les plus propices à la conservation de la biodiversité, ainsi que celles où l'ouverture de voies aurait le moins d'impact écologique. Les résultats ont mis en évidence l'influence statistiquement significative des anfractuosités (les fissures, réglettes et cavités) sur la richesse spécifique et l'abondance de la végétation. L'intégration d'outils de modélisation 3D à haute résolution, tels que le LiDAR et la photogrammétrie, pourrait permettre une extraction plus précise des paramètres physiographiques, contribuant ainsi à une meilleure compréhension des interactions entre l'aménagement de voies d'escalade et les processus écologiques des parois rocheuses. L'intégration de ces outils pourrait également permettre d'extraire des informations sur la couverture végétale et même l'abondance de certains genres, familles ou espèces (Gao et al., 2024; M. Li et al., 2022)

3.2 INTEGRATION DE DONNEES DE TELEDETECTION

Pour assurer une collecte de données efficace et représentative des parois rocheuses, l'utilisation de drones est essentielle afin d'obtenir des images haute-résolutions sous différents angles. Cette méthode permet de mieux visualiser les parois étudiées sans avoir à se rendre directement par des moyens complexes (p.ex., descente sur corde) tout en réduisant les impacts de la collecte de données (Bogges et al., 2021). Des exemples d'identification d'espèces végétales ont été produites avec l'aide des images par drone (Strumia et al., 2020). De plus, Harrison (2020) a utilisé des techniques de reconstruction 3D de parois rocheuses afin de quantifier l'hétérogénéité de la paroi. Toutefois, la prise des données des parois rocheuses par drone peut potentiellement mener à une sous-représentation des lichens et des bryophytes (Bogges et al., 2021). Reding (2019) a comparé des méthodes d'estimation de la couverture végétale et a observé que les lichens peuvent être identifiés avec leur signature spectrale (Van Der Veen & Csatho, 2006). Les relevés LiDAR terrestres offrent généralement une meilleure

résolution spatiale et une précision accrue pour les structures verticales, comparativement aux relevés aéroportés (Lato et al., 2015).

Une fois les données LiDAR et photogrammétriques collectées, le nuage de points obtenu permettra de générer un modèle 3D détaillé de la paroi rocheuse, incluant la structure, la rugosité et les anfractuosités. L'intégration d'images multispectrales ou dérivées (p.ex., NDVI) facilitera la distinction entre la roche nue et la végétation, permettant de localiser les secteurs sensibles ou fortement colonisés (p. ex. Gao et al., 2024; M. Li et al., 2022). En combinant ces informations spatiales, il serait possible de mieux orienter la sélection et l'aménagement de nouvelles voies d'escalade afin de minimiser les impacts sur les communautés végétales spécialisées. De plus, ce type d'analyse pourrait aider à identifier des zones prioritaires de conservation, tout en soutenant une pratique plus sécuritaire et durable.

Les modèles linéaires présentés au chapitre 2 pourraient être adaptés pour intégrer des données issues de la télédétection. Par exemple, un maillage 3D dérivé de relevés LiDAR ou photogrammétriques permettrait d'extraire des variables physiographiques supplémentaires (rugosité, profondeur des anfractuosités, humidité relative) ainsi que des indicateurs de végétation (p.ex., NDVI ou densité de recouvrement). Ces nouvelles variables pourraient ensuite être testées afin d'améliorer la prédiction de la biodiversité et d'aider à identifier les secteurs les plus sensibles. Cette approche offrirait un outil complémentaire pour guider la planification et le développement de voies d'escalade tout en minimisant les impacts sur les communautés végétales spécialisées.

Par exemple, pour qu'une nouvelle voie d'escalade puisse être envisagée, un minimum de 15 cellules consécutives (soit 15 mètres de longueur) devrait répondre aux critères établis. Ce seuil arbitraire de 15 mètres correspond à une longueur minimale pour qu'une voie soit considérée comme intéressante pour l'escalade extérieure et est basé sur la taille minimale des structures artificielles d'escalade (12 mètres pour la hauteur, 15 mètres pour les compétitions internationales) (p. ex. IFSC, 2024; Walltopia, 2026). Parmi les critères considérés pourraient figurer l'angle de pente, la couverture végétale et la taille des vires. Afin d'optimiser la qualité des propositions de voies, il serait pertinent d'intégrer des facteurs supplémentaires tels que la pente moyenne du tracé, ainsi que la présence de vires et d'éléments micro-topographiques susceptibles d'influencer l'intérêt et la faisabilité de l'itinéraire.

Afin de permettre une conservation efficace de la végétation présente sur les parois rocheuses. Il serait primordial de suivre les principes de fragmentation de la végétation. Bien que Haig et al. (2000) et d'autres auteurs confirment qu'il n'y a pas de relations entre la taille de la paroi et sa biodiversité, il reste tout de même pertinent de conserver les liens entre les espèces végétales. En effet, Antonsson (2012) a trouvé qu'un nombre important d'espèces de bryophytes dépendent de la forte connectivité des habitats pour leur persistance à long terme. Cela est certainement causé par leur faible capacité de dispersion (Antonsson, 2012). Ce constat peut être transposé aux lichens, qui ont également de faibles habiletés de dispersion.

3.3 EXEMPLES D'APPLICATION SUR LA PAROI 2 (RESULTATS FICTIFS)

Trois secteurs (en bleu, figure 12) illustrent des zones qui pourraient, à première vue, présenter un certain potentiel pour le développement de l'escalade, tout en limitant les impacts sur la végétation de la paroi. Dans ces secteurs, l'absence apparente de végétation ainsi que la présence de cicatrices récentes suggèrent la présence de prises et un certain potentiel de développement de voies (figure 12). À l'inverse, la zone identifiée en rouge (figure 12) constitue un exemple de secteur caractérisé par une abondance végétale plus élevée, pouvant être interprété comme présentant un intérêt pour la conservation.

Il convient toutefois de souligner que ces observations reposent uniquement sur une interprétation visuelle de l'imagerie. À ce stade, il demeure difficile d'évaluer le niveau technique potentiel des lignes (p. ex. voies pour novices), aucune analyse fine de la gestuelle ni validation terrain n'ayant été réalisée. Les secteurs présentés ici doivent donc être considérés comme des exemples exploratoires, visant à illustrer comment certains critères visuels, tels que la couverture végétale ou la présence d'indices d'instabilité, pourraient orienter une réflexion préliminaire sur le développement ou la conservation.

Par ailleurs, en dehors des secteurs illustrés en bleu, une grande partie de la paroi présente une couverture végétale importante et semble héberger des communautés spécialisées. Dans une perspective de précaution, ces portions pourraient être envisagées comme prioritaires pour la conservation, afin de maintenir l'intégrité écologique du site et de préserver les assemblages végétaux associés aux parois calcaires. Le secteur illustré en rouge semble également présenter plusieurs indices d'instabilité rocheuse, ce qui pourrait représenter un enjeu de sécurité pour les grimpeurs et renforcer, de manière exploratoire, l'intérêt de limiter sa fréquentation.

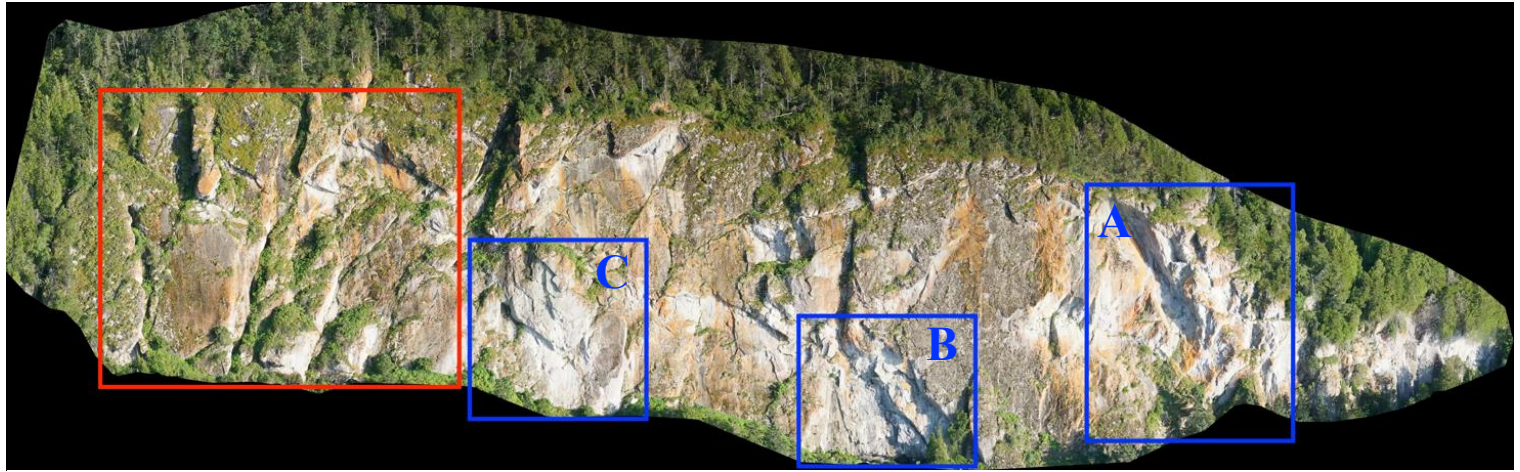


Figure 12. Modélisation 3D du site 2 et identification des trois secteurs potentiels au développement de nouvelles voies (bleus) et du secteur de conservation (rouge)

Certains auteurs (Farris, 1998; Kuntz & Larson, 2006a) suggèrent de développer des voies sur les parois dont la végétation est moins dense. Les résultats de Morales-Armijo et al. (2024) appuient les résultats des modèles linéaires du chapitre 2, confirmant la pertinence de cette stratégie. Toutefois, il est toujours possible que des espèces rares et endémiques se trouvent sur ces sections moins végétalisées des parois. Dans ce contexte, une validation terrain apparaît nécessaire afin d'évaluer la pertinence de ces hypothèses.

Avant tout développement d'un site d'escalade, une caractérisation écologique de la base de la paroi s'impose afin de détecter la présence de cette espèce endémique. En fonction des résultats, des mesures de conservation appropriées pourraient être mises en place. Si aucune espèce vulnérable n'est présente, l'aménagement d'un sentier afin d'éviter le piétinement inutile représenterait l'option la plus favorable pour canaliser la circulation et ainsi protéger la végétation.

Les meilleurs secteurs de développement de l'escalade pourraient être ceux avec une végétation clairsemée (comme sur la figure 12, 13 et 14). Ces sections pourraient indiquer un impact écologique plus faible sur l'abondance relative et la richesse spécifique. De plus, certaines lignes semblent offrir des anfractuosités propices à l'équipement de voies. Toutefois, ces observations demeurent préliminaires : une validation sur le terrain et avec les logiciels 3D comme CloudCompare sont nécessaires pour confirmer la faible présence d'espèces végétales sensibles, ainsi que pour évaluer la qualité et la quantité des anfractuosités. Cet exercice de mise en application des connaissances constitue un exemple dans un processus de planification responsable intégrant les enjeux écologiques et récréatifs.



Figure 14. Secteur A du site 2

Afin de potentiellement atteindre le sommet de la paroi, le secteur A (Figure 12) présente des lignes naturellement peu végétalisées et riches en anfractuosités propices à l'escalade, permettant potentiellement d'atteindre le sommet de la paroi. Des lignes naturellement peu végétalisées et riches en anfractuosités propices à l'escalade devraient être priorisé, comme les secteurs B (Figure 14) et C (Figure 15). Étant donné la hauteur de la paroi, la progression jusqu'au sommet nécessiterait plusieurs longueurs, ce qui implique la maîtrise de techniques spécifiques d'escalade en multi-longueurs. Cette contrainte technique pourrait influencer le type de grimpeurs susceptibles de fréquenter ces itinéraires. Dans ce secteur, l'ouverture de voies ne viserait pas l'atteinte du rebord de la falaise (« *top-out* »). Les grimpeurs effectueraient plutôt une descente en rappel à partir du relais final, ce qui permettrait de limiter la circulation au sommet et de réduire le piétinement de la végétation spécialisée présente dans ces habitats sensibles.

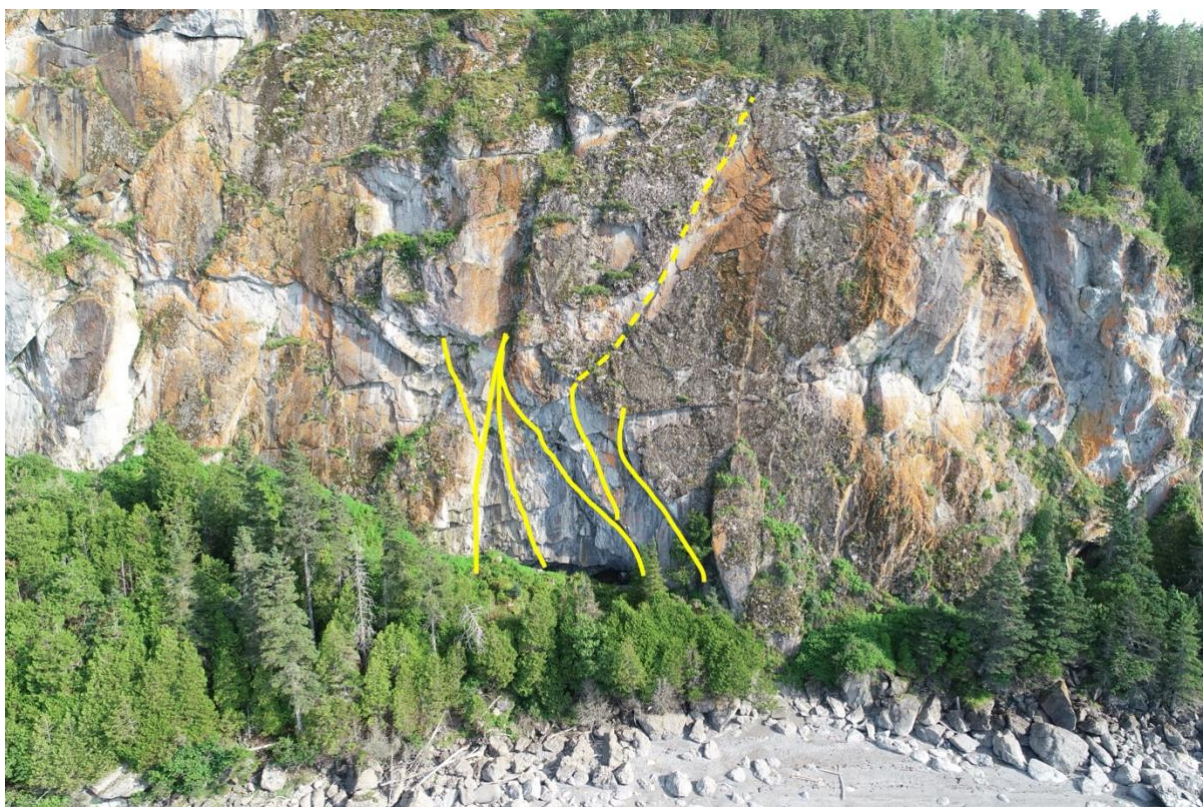


Figure 15. Secteur B du site 2

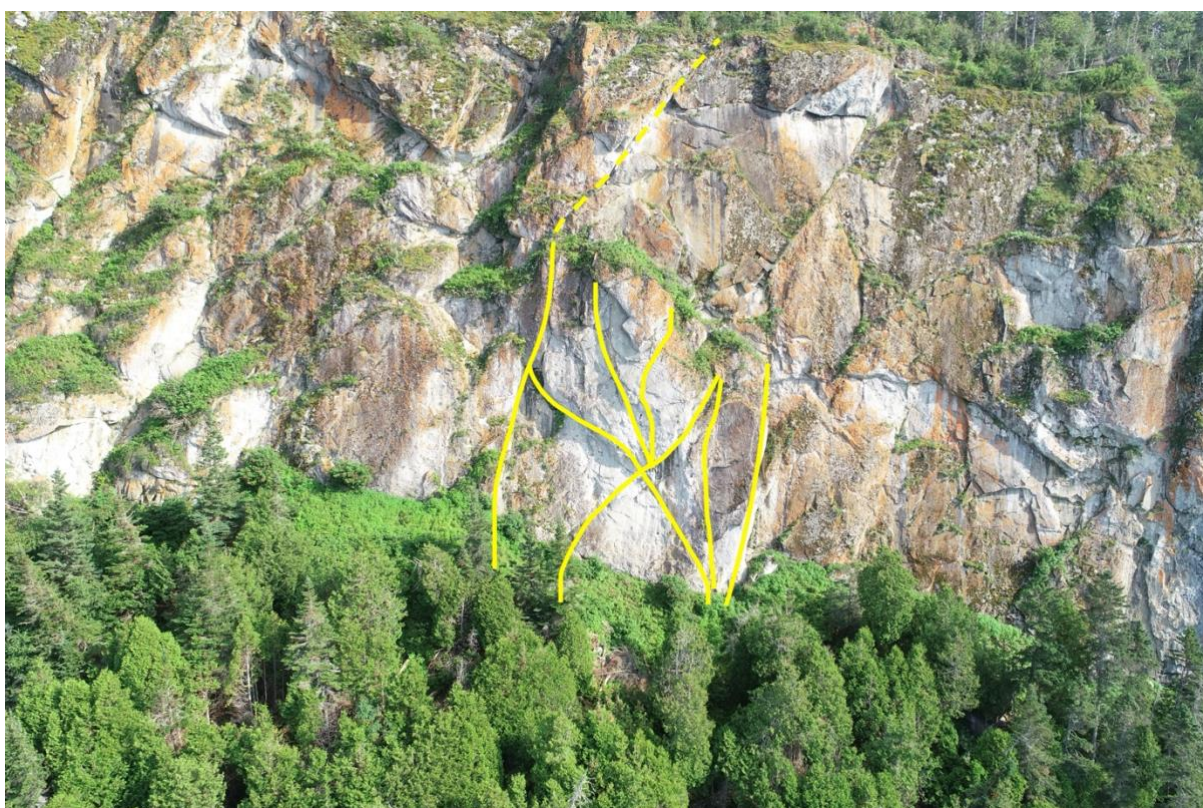


Figure 16. Secteur C du site 2

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce projet de recherche apporte un lot de connaissances considérables sur la dynamique végétale des parois rocheuses calcaires québécoises. Dans le contexte global d'une croissance constante de l'intérêt porter à l'escalade où les perturbations anthropiques peuvent avoir des effets néfastes sur les communautés végétales de ces parois rocheuses, une attention particulière doit être portée sur ces espèces habituellement rares, endémiques et vulnérables. Malheureusement encore aujourd'hui, les environnements des parois rocheuses sont peu étudiés et des lacunes dans les connaissances et la littérature persistent.

Les sites à l'étude se situaient le long du littoral du Saint-Laurent, dans la région du Bas-Saint-Laurent. Les parois calcaires des deux sites étaient adjacentes l'une à l'autre. Le site 1 était grimpé et le site 2 complètement dépourvu d'escalade. Ces parois en contexte climatique rigoureux constituent des habitats extrêmes auxquels les espèces présentes sont adaptées, faisant d'elles des espèces souvent rares, vulnérables ou endémiques.

Dans le cadre de ce projet, plusieurs méthodes complémentaires ont été utilisées, incluant un relevé floristique des espèces présentes sur les parois rocheuses, la caractérisation des anfractuosités et des variables physiographiques, ainsi que des analyses statistiques. Ainsi, un échantillonnage a été produit sur 52 quadrats : 26 grimpés et 26 non grimpés. L'utilisation de 34 variables indépendantes a permis de sélectionner des modèles linéaires. Cette approche intégrée a permis de dégager des tendances robustes concernant l'abondance relative et la richesse spécifique, que ce soit pour l'ensemble des quadrats combinés, pour ceux non grimpés ou encore pour ceux soumis à la présence d'escalade. Ainsi, il est possible de conclure qu'il y a un effet négatif de la présence de l'escalade sur l'abondance et la richesse spécifique. Parmi les variables physiographiques, les anfractuosités (fissures, réglettes, cavités) sont celles qui expliquent le plus fortement la communauté végétale.

March-Salas et al. (2025) identifient plusieurs lacunes majeures dans l'étude des communautés végétales en paroi rocheuse qui touchent également ce travail : composition et fonctions des communautés, stratégies de survie face au stress hydrique et nutritif, données génétiques, interactions avec les micro-organismes, et dynamiques des apports en nutriments. La résilience face aux changements climatiques est également un sujet mentionné régulièrement (March-Salas et al., 2025). Ainsi, dans une période où les changements climatiques régulent les recherches, il est intéressant de considérer que ces écosystèmes, où les plantes semblent plus proches d'un équilibre de population, pourraient faire preuve d'une

résilience remarquable face à ces changements, augmentant le potentiel de persistance locale dans un monde en mutation rapide (Múgica et al., 2024).

Ce travail souligne également l'importance de considérer les caractéristiques écologiques fines des parois pour orienter le développement de l'escalade de manière compatible avec la conservation. Dans une perspective de travaux futurs, la cartographie des secteurs favorables ou sensibles, appuyée sur des données empiriques, pourrait constituer un outil pertinent pour la gestion durable de ces milieux singuliers. La dynamique naturelle des parois rocheuses est également un facteur primordial à prendre en compte que peu d'auteurs semblent avoir observé. Une tentative a été faite dans ce travail, mais l'utilisation d'une méthodologie robuste pourrait mener à des résultats différents. Pour mieux comprendre cette dynamique particulière, la méthode de la lichenométrie (Innes, 1985), méthode de datation relative utilisant les lichens pour estimer l'âge d'exposition d'une paroi rocheuse pourrait être intéressante. Ces pistes, ajoutées à celles décrites dans le chapitre 3 et combinées avec les conseils de Boggess et al. (2021) pourraient mener à une méthodologie robuste afin de poursuivre les travaux sur les parois rocheuses.

En somme, ce travail met en lumière la richesse écologique souvent sous-estimée des parois rocheuses et propose des avenues conciliant activité récréative et préservation de la biodiversité. Il s'inscrit ainsi dans une perspective d'écologie appliquée, au carrefour entre recherche scientifique et enjeux de conservation.

BIBLIOGRAPHIE

- Adams, M. D., & Zaniewski, K. (2012). Effects of recreational rock climbing and environmental variation on a sandstone cliff-face lichen community. *Botany*, 90(4), 253-259. <https://doi.org/10.1139/b11-109>
- Anderson, F., & Lendemer, J. C. (2016). *Aspicilia bicensis* (Megasperaceae), a new sterile, pustulose lichen from eastern Canada. *The Bryologist*, 119(1), 8-15. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-119.1.008>
- Antonsson, H. (2012). *Plant Species Composition and Diversity in Cliff and Mountain Ecosystems* [University of Gothenburg. Faculty of Science]. https://gupea.ub.gu.se/bitstream/handle/2077/30092/gupea_2077_30092_1.pdf?sequence=1
- Arnaldi, M. (2025). *Cartographie des zones potentiellement exposées aux chutes de pierres à Saint-Fabien-sur-mer, Québec, Canada* [Mémoire]. UQAR.
- Attarian, A., & Keith, J. (2008). *Climbing Management : A Guide do Climbing Issues and the Development of a Climbing Management Plan*. Access Fund. https://dlw9vyym276tvm.cloudfront.net/assets/ClimbingManagementGuide_AccessFund.pdf?mtime=20200711223520&focal=none
- Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., & Smith, M. D. (2019). Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106-1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>
- Bachand, É., Bois, P., Joubert, J.-É., Veilleux, S., & Truchon, F. (2021). *Caractérisation écologique et restauration d'habitat à la Pointe-aux-Anglais, Bic* (p. 63 + annexes). Comité ZIP du Sud-de-l'Estuaire. https://www.zipsud.org/wp-content/uploads/2022/07/Caracterisation-e%CC%81cologique-de-Pointe-aux-Anglais_ZIPSE_21.pdf

- Baur, B., Baur, A., & Schmera, D. (2017). Impact assessment of intense sport climbing on limestone cliffs : Response of rock-dwelling land snails. *Ecological Indicators*, 72, 260-267. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.003>
- Bergeron, J.-F., Beaucher, S., & Kellough, D. (2005). *Les Parcs nationaux du Québec*. Éditions GID.
- Bernatchez, P., & Dubois, J.-M. M. (2006). Bilan des connaissances de la dynamique de l'érosion des côtes du Québec maritime laurentien. *Géographie physique et Quaternaire*, 58(1), 45-71. <https://doi.org/10.7202/013110ar>
- Birien, T., & Gauthier, F. (2023a). Assessing the relationship between weather conditions and rockfall using terrestrial laser scanning to improve risk management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 23(1), 343-360. <https://doi.org/10.5194/nhess-23-343-2023>
- Birien, T., & Gauthier, F. (2023b). Influence of climate-dependent variables on deformation and differential erosion of stratified sedimentary rocks. *Geomorphology*, 421, 108518. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2022.108518>
- Bogges, L. M., Harrison, G. R., & Bishop, G. (2021). Impacts of rock climbing on cliff vegetation : A methods review and best practices. *Applied Vegetation Science*, 24(2), e12583. <https://doi.org/10.1111/avsc.12583>
- Bogges, L. M., Walker, G. L., & Madritch, M. D. (2017). Cliff Flora of the Big South Fork National River and Recreation Area. *Natural Areas Journal*, 37(2), 200-211. <https://doi.org/10.3375/043.037.0209>
- Brady, B. H. G., & Brown, E. T. (1999). Rock mass structure. Dans B. H. G. Brady & E. T. Brown (Éds.), *Rock Mechanics : For underground mining* (p. 48-86). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8129-5_3

- Brinker, S., & Knudsen, K. (2019). The first confirmed report of *Acarospora bullata* from North America. *Opuscula Philolichenum*, 18, 11-16.
- Brodo, I. M., Sharnoff, S. D., Sharnoff, S., & Laurie-Bourque, S. (with Canadian Museum of Nature). (2016). *Keys to lichens of North America : Revised and expanded*. Yale University Press.
- Brouard, É., Roy, M., Dubé-Loubert, H., Hébert, S., & Lamarche, O. (2023). *Carte glaciaire du Québec et synthèses régionales* (MB 2023-04; p. 72). Ministère des Ressources naturelles et des Forêts.
- Brubaker, K. M., Myers, W. L., Drohan, P. J., Miller, D. A., & Boyer, E. W. (2013). The Use of LiDAR Terrain Data in Characterizing Surface Roughness and Microtopography. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013(1), 891534.
<https://doi.org/10.1155/2013/891534>
- Brunton, D., & Lafontaine, J. (1974). An Unusual Escarpment Flora in Western Quebec. *Canadian Field Naturalist*, 88, 337-344. <https://doi.org/10.5962/p.344416>
- Calatayud, J., Andivia, E., Escudero, A., Melián, C. J., Bernardo-Madrid, R., Stoffel, M., Aponte, C., Medina, N. G., Molina-Venegas, R., Arnan, X., Rosvall, M., Neuman, M., Noriega, J. A., Alves-Martins, F., Draper, I., Luzuriaga, A., Ballesteros-Cánovas, J. A., Morales-Molino, C., Ferrandis, P., ... Madrigal-González, J. (2020). Positive associations among rare species and their persistence in ecological assemblages. *Nature Ecology & Evolution*, 4(1), 40-45. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1053-5>
- Carle, P., & Lavallée, M. (2020). *Val-David, berceau de l'escalade – Naissance et développement de l'escalade dans l'est du Canada*. Histoires de chez nous.
https://www.histoiresdecheznous.ca/v2/val-david-escalade_rock-climbing/

- Cartwright, J. (2019). Ecological islands : Conserving biodiversity hotspots in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17.
<https://doi.org/10.1002/fee.2058>
- Castonguay, S., Couture, A., Laperrière, A., & Nantel, C. (2011). *Guide de pratique et d'encadrement sécuritaire d'activités de plein air* [Normes, exigences et procédures]. FQME. <https://fqme.qc.ca/wp-content/uploads/2019/06/Guide-de-pratique-et-dencadrement-S%C3%A9curitaire.pdf>
- Clark, P., & Hessel, A. (2015). The effects of rock climbing on cliff-face vegetation. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 705-715. <https://doi.org/10.1111/avsc.12172>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Cooper, A. (1997). Plant species coexistence in cliff habitats. *Journal of Biogeography*, 24(4), 483-494. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.1997.00128.x>
- Dalton, A. S., Dulfer, H. E., Margold, M., Heyman, J., Clague, J. J., Froese, D. G., Gauthier, M. S., Hughes, A. L. C., Jennings, C. E., Norris, S. L., & Stoker, B. J. (2023). Deglaciation of the north American ice sheet complex in calendar years based on a comprehensive database of chronological data : NADI-1. *Quaternary Science Reviews*, 321, 108345. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2023.108345>
- Dalton, A. S., Margold, M., Stokes, C. R., Tarasov, L., Dyke, A. S., Adams, R. S., Allard, S., Arends, H. E., Atkinson, N., Attig, J. W., Barnett, P. J., Barnett, R. L., Batterson, M., Bernatchez, P., Borns, H. W., Breckenridge, A., Briner, J. P., Brouard, E., Campbell, J. E., ... Wright, H. E. (2020). An updated radiocarbon-based ice margin chronology for the last deglaciation of the North American Ice Sheet Complex. *Quaternary Science Reviews*, 234, 106223. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106223>

- de Lafontaine, G., Amasifuen Guerra, C. A., Ducousso, A., & Petit, R. J. (2014). Cryptic no more : Soil macrofossils uncover Pleistocene forest microrefugia within a periglacial desert. *New Phytologist*, 204(3), 715-729. <https://doi.org/10.1111/nph.12833>
- Dictionnaire de l'Académie française. (1878). *Cavité*. <http://www.dictionnaire-academie.fr/article/A7C0818>
- Dionne, J.-C. (1972). La dénomination des mers du postglaciaire au Québec. *Cahiers de géographie du Québec*, 16(39), 483-487. <https://doi.org/10.7202/021086ar>
- Dionne, J.-C. (2009). *Caractéristiques des méga-blocs de la batture argileuse dans la baie du Bic sur la rive sud de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Québec)* (Bulletin de recherche no 184). Département de géographie, Université Laval. ISSN 1713-7667
- Dionne, J.-C., & Occhietti, S. (1996). Aperçu du Quaternaire à l'embouchure du Saguenay, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 50(1), 5-34. <https://doi.org/10.7202/033072ar>
- do Carmo, F. F., de Campos, I. C., & Jacobi, C. M. (2016). Effects of fine-scale surface heterogeneity on rock outcrop plant community structure. *Journal of Vegetation Science*, 27(1), 50-59. <https://doi.org/10.1111/jvs.12342>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity : A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Drapeau Picard, A.-P. (2022). Pierre qu'on grimpe n'amasse pas mousse : Conséquences de l'escalade sur la biodiversité associée aux parois rocheuses. *Le Naturaliste canadien*, 146(2), 42-53. <https://doi.org/10.7202/1093576ar>

- Drouin, H. (2018). *Roche, glace et fleurdelisé : La passionnante histoire de l'escalade au Québec* (Hugo Drouin).
- Dyke, A., & Prest, V. (1987). Late Wisconsinan and Holocene History of the Laurentide Ice Sheet. *Géographie Physique et Quaternaire*, 41(2), 237-263.
<https://doi.org/10.7202/032681ar>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2018, octobre 15). *COSEPAC Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur L'arabette du Québec (Boechera quebecensis) au Canada 2017* [Recherche;description de programme].
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/arabette-quebec-2017.html>
- Environnement et Changement climatique Canada. (2024, octobre 1). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010*. Gouvernement du Canada.
https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=5836&autofwd=1
- Escalade Québec. (2020, juillet 2). *La petite histoire de La Zébrée*. EscaladeQuebec.com.
<https://www.escaladequebec.com/la-petite-histoire-de-la-zebree/>
- Escudero, A. (1996). Community patterns on exposed cliffs in a Mediterranean calcareous mountain. *Vegetatio*, 125(1), 99-110. <https://doi.org/10.1007/BF00045208>
- Farris, M. A. (1998). The effects of rock climbing on the vegetation of three Minnesota cliff systems. *Canadian Journal of Botany*, 76(12), 1981-1990.
<https://doi.org/10.1139/b98-178>
- Faubert, J. (2012). *Flore des bryophytes du Québec-Labrador* (Vols. 1-3). Société québécoise de bryologie.

- Faubert, J. (2014, janvier). *Les bryophytes du Parc national du Bic, Québec, Canada*.
- FQME. (2020, décembre 4). *Rapport annuel 2019*. Fédération québécoise de montagne et d'escalade. <https://fqme.qc.ca/wp-content/uploads/2020/12/Rapport-annuel-2019-1.pdf>
- FQME. (2021, juin 25). *Rapport annuel 2020*. Fédération québécoise de montagne et d'escalade. https://fqme.qc.ca/wp-content/uploads/2021/06/Rapport-Annuel-2020_VF_23juin2021.pdf
- FQME. (2022, juin 7). *Rapport annuel 2021*. Fédération québécoise de montagne et d'escalade. https://fqme.qc.ca/wp-content/uploads/2022/06/V-FINALE_RapportAnnuel-28juin.pdf
- FQME. (2023a). *Présentation et structure*. FQME : Fédération Québécoise de Montagne et d'Escalade. <https://fqme.qc.ca/presentation/>
- FQME. (2023b, mai 8). *Rapport annuel 2022*. Fédération québécoise de montagne et d'escalade. https://fqme.qc.ca/wp-content/uploads/2023/05/RapportAnnuel_2022_Final_comprese.pdf
- Gao, D.-Z., Huang, M., Jia, K.-N., Zhu, S.-X., Cao, J.-S., Lin, H., & Cui, G.-F. (2024). A new approach to surveying cliff-dwelling endangered plants using drone-based nap-of-the-object photography : A case study of *Clematis acerifolia*. *Global Ecology and Conservation*, 49, e02769. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02769>
- Gauthier, F., Allard, M., & Hétu, B. (2015). Ice Wall Growth and Decay : Meteorological Analysis and Modelling. *Permafrost and Periglacial Processes*, 26(1), 84-102. <https://doi.org/10.1002/ppp.1835>
- Gauthier, F., Laliberté, J., Birien, T., Meloche, F., & Buffin-Bélanger, T. (2022). *Influence des variables météorologiques et des changements climatiques sur l'occurrence, la fréquence et la magnitude des mouvements de versant (avalanches de neige, chute de*

- blocs de glace et chute de pierre) affectant certains tronçons des routes 132 et 198 dans le nord de la Gaspésie* (Laboratoire de géomorphologie et de gestion des risques en montagne, p. 448). Ministère des Transport du Québec.
- Geurts, M.-A., Frappier, M., & Tsien, H. H. (2007). Morphogenèse des barrages de travertin de Coal River Springs, sud-est du Territoire du Yukon. *Géographie physique et Quaternaire*, 46(2), 221-232. <https://doi.org/10.7202/032906ar>
- Glenn-Lewin, D. C. (1977). Species Diversity in North American Temperate Forests. *Vegetatio*, 33(2/3), 153-162.
- Graham, L., & Knight, R. L. (2004). Multi-scale comparisons of cliff vegetation in Colorado. *Plant Ecology (Formerly Vegetatio)*, 170(2), 223-234. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000021675.32902.7f>
- Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169-1194.
- Grime, J. P. (1979). Primary strategies in plants. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh*, 43(2), 151-160. <https://doi.org/10.1080/03746607908685348>
- Haig, A. R., Matthes, U., & Larson, D. W. (2000). Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. *Canadian Journal of Botany*, 78(6), 786-797. <https://doi.org/10.1139/b00-047>
- Harrison, G. R. (2020). *The Impact Of Rock-Climbing Disturbance On Cliff Communities Of The Linville Gorge Wilderness Area* [Text, Appalachian State University]. <https://libres.uncg.edu/ir/asu//listing.aspx?id=32740>

- Harrison, G. R., Boggess, L. M., Budke, J. M., & Madritch, M. D. (2022). Rock-climbing shifts cliff-face vegetation community composition based on site characteristics. *Applied Vegetation Science*, 25(2), e12667. <https://doi.org/10.1111/avsc.12667>
- Hepburn, I. (1943). A Study of the Vegetation of Sea-Cliffs in North Cornwall. *Journal of Ecology*, 31(1), 30-39. <https://doi.org/10.2307/2256784>
- Hepenstrick, D., Bergamini, A., & Holderegger, R. (2020). The distribution of climbing chalk on climbed boulders and its impact on rock-dwelling fern and moss species. *Ecology and Evolution*, 10(20), 11362-11371. <https://doi.org/10.1002/ece3.6773>
- Héty, B. (1998). La déglaciation de la région de Rimouski, Bas-Saint-Laurent (Québec) : Indices d'une récurrence glaciaire dans la Mer de Goldthwait entre 12 400 et 12 000 BP. *Géographie physique et Quaternaire*, 52(3), 325-347. <https://doi.org/10.7202/004832ar>
- Holzschuh, A. (2016). Does rock climbing threaten cliff biodiversity? - A critical review. *Biological Conservation*, 204, 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.010>
- IFSC. (2024, janvier). *Rules 2024*. https://images.ifsc-climbing.org/ifsc/image/private/t_q_good/prd/ugfyikqetemtjmujhwky.pdf
- Innes, J. L. (1985). Lichenometry. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 9(2), 187-254. <https://doi.org/10.1177/030913338500900202>
- Ireland, R. R. (1982). *Grimmia teretinervis* (Musci : Grimmiaceae) in North America. *The Bryologist*, 85(3), 332-334. <https://doi.org/10.2307/3243057>
- ISRM. (1981). *Suggested Methods for the Rock Characterization, Testing and Monitoring*. ISRM Commission on Testing Methods, Pergamon Press, Oxford.
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis : A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.

- Kuntz, K. L. (2004). *The relative influence of microhabitat constraints and rock climbing disturbance to cliff face vegetation communities* [University of Guelph].
<https://hdl.handle.net/10214/23428>
- Kuntz, K. L., & Larson, D. W. (2006a). Influences of Microhabitat Constraints and Rock-Climbing Disturbance on Cliff-Face Vegetation Communities. *Conservation Biology*, 20(3), 821-832. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00367.x>
- Kuntz, K. L., & Larson, D. W. (2006b). Microtopographic control of vascular plant, bryophyte and lichen communities on cliff faces. *Plant Ecology*, 185(2), 239-253.
<https://doi.org/10.1007/s11258-006-9101-z>
- Larson, D. W. (1980). Patterns of species distribution in an Umbilicaria dominated community. *Canadian Journal of Botany*, 58(11), 1269-1279.
<https://doi.org/10.1139/b80-158>
- Larson, D. W., & Kelly, P. E. (1991). The extent of old-growth Thuja occidentalis on cliffs of the Niagara Escarpment. *Canadian Journal of Botany*, 69(7), 1628-1636.
<https://doi.org/10.1139/b91-206>
- Larson, D. W., Matthes, U., Gerrath, J. A., Gerrath, J. M., Nekola, J. C., Walker, G. L., Porembski, S., Charlton, A., & Larson, N. W. K. (1999). Ancient stunted trees on cliffs. *Nature*, 398(6726), 382-383. Biological Science Collection; Earth, Atmospheric & Aquatic Science Collection; Public Health Database (204485788).
<https://doi.org/10.1038/18800>
- Larson, D. W., Matthes, U., Kelly, P. E., Birks, H. J. B., & Wiens, J. A. (2005). *Cliff Ecology*. Cambridge University Press.
- Lato, M. J., Hutchinson, D. J., Gauthier, D., Edwards, T., & Ondercin, M. (2015). Comparison of airborne laser scanning, terrestrial laser scanning, and terrestrial photogrammetry for mapping differential slope change in mountainous terrain.

- Canadian Geotechnical Journal*, 52(2), 129-140. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0051>
- Lavoie, C., & Saint-Louis, A. (2008). Can a small park preserve its flora? A historical study of Bic National Park, Quebec. *Botany*, 86(1), 26-35. <https://doi.org/10.1139/B07-106>
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1995). On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos*, 73(2), 280-284. <https://doi.org/10.2307/3545921>
- Li, M., Yan, E., Zhou, H., Zhu, J., Jiang, J., & Mo, D. (2022). A novel method for cliff vegetation estimation based on the unmanned aerial vehicle 3D modeling. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2022.1006795>
- Lind, L., Nilsson, C., Polvi, L. E., & Weber, C. (2014). The role of ice dynamics in shaping vegetation in flowing waters. *Biological Reviews*, 89(4), 791-804. <https://doi.org/10.1111/brv.12077>
- Lorite, J., Serrano, F., Lorenzo, A., Cañadas, E. M., Ballesteros, M., & Peñas, J. (2017). Rock climbing alters plant species composition, cover, and richness in Mediterranean limestone cliffs. *PLOS ONE*, 12(8), e0182414. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182414>
- Loye, A., Jaboyedoff, M., & Pedrazzini, A. (2009). Identification of potential rockfall source areas at a regional scale using a DEM-based geomorphometric analysis. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(5), 1643-1653. <https://doi.org/10.5194/nhess-9-1643-2009>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography* (With a New preface by Edward O. Wilson). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400881376>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity* (Blackwell Science Ltd.). Wiley-Blackwell.

- March-Salas, M., García, M. B., Lichter-Marck, I. H., Lorite, J., & Steinbauer, M. J. (2025). Cliff ecosystems : A critical yet uncharted frontier for research and conservation. *Basic and Applied Ecology*, 83, 36-42. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.01.001>
- March-Salas, M., Lorite, J., Bossdorf, O., & Scheepens, J. F. (2023). Cliffs as priority ecosystems. *Conservation Biology*, 37(5), e14166. <https://doi.org/10.1111/cobi.14166>
- March-Salas, M., Morales-Armijo, F., Hernández-Agüero, J. A., Estrada-Castillón, E., Sobrevilla-Covarrubias, A., Arévalo, J. R., Scheepens, J. F., & Lorite, J. (2023). Rock climbing affects cliff-plant communities by reducing species diversity and altering species coexistence patterns. *Biodiversity and Conservation*, 32(5), 1617-1638. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02567-1>
- March-Salas, M., Moreno-Moya, M., Palomar, G., Tejero-Ibarra, P., Haeuser, E., & Pertierra, L. R. (2018). An innovative vegetation survey design in Mediterranean cliffs shows evidence of higher tolerance of specialized rock plants to rock climbing activity. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 289-297. <https://doi.org/10.1111/avsc.12355>
- Marhuenda, Y., Morales, D., & del Carmen Pardo, M. (2014). Information criteria for Fay–Herriot model selection. *Computational Statistics & Data Analysis*, 70, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2013.09.016>
- Marie-Victorin, F., Rouleau, E., & Brouillet, L. (2002). *Flore laurentienne de Marie-Victorin* (3^e éd.). Gaëtan Morin.
- Martino, S., & Mazzanti, P. (2014). Integrating geomechanical surveys and remote sensing for sea cliff slope stability analysis : The Mt. Pucci case study (Italy). *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(4), 831-848. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-831-2014>

- McMillan, M. A., & Larson, D. W. (2002). Effects of Rock Climbing on the Vegetation of the Niagara Escarpment in Southern Ontario, Canada. *Conservation Biology*, 16(2), 389-398. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00377.x>
- Ministère des Ressources naturelles et des forêts. (2017). *Carte écoforestière originale et résultats d'inventaire courants* (Version 28 janvier 2025) [Jeu de données]. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/resultats-d-inventaire-et-carte-ecoforestiere>
- Morales-Armijo, F., Sobrevilla-Covarrubias, A., Estrada-Castillón, E., Escudero, A., Scheepens, J. F., Lorite, J., & March-Salas, M. (2024a). Climbing route development affects cliff vascular plants more than subsequent climbing : A guide to evidence-based conservation management to regulate climbing. *Journal of Applied Ecology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14785>
- Morales-Armijo, F., Sobrevilla-Covarrubias, A., Estrada-Castillón, E., Escudero, A., Scheepens, J. F., Lorite, J., & March-Salas, M. (2024b). *Origin of the impact of rock climbing on cliff ecosystems : A guide to evidence-based conservation management to regulate climbing*. <https://ecoevorxiv.org/repository/view/7092/>
- Morisset, P., Bédard, J., & Lefebvre, G. (with Kanada). (1983). *The rare plants of Forillon National Park*. Minister of Supply and Services Canada.
- Múgica, A., Miranda, H., & García, M. (2024). Survival patterns and population stability of cliff plants suggest high resistance to climatic variability. *Basic and Applied Ecology*, 80, 128-134. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.09.009>
- Müller, S. W., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2004). Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Canadian Journal of Botany*, 82(6), Article 6. <https://doi.org/10.1139/b04-058>

- Natural Heritage & Endangered Species Program. (2016). *Classification of Natural Communities of Massachusetts : Calcareous Rock Cliff Community*. Division of Fisheries and Wildlife. <https://www.mass.gov/doc/calcareous-rock-cliff-community/download>
- Nuzzo, V. A. (1996). Structure of cliff vegetation on exposed cliffs and the effect of rock climbing. *Canadian Journal of Botany*, 74(4), 607-617. <https://doi.org/10.1139/b96-077>
- Office québécois de la langue française. (1993). *Vire*.
<https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/8401013/vire>
- Office québécois de la langue française. (2019). *Fissure*.
<https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/17017219/fissure>
- Office québécois de la langue française. (2025). *Pochette*.
<https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/26559295/pochette>
- Outdoor Foundation. (2021). *Outdoor participation trends report*.
<https://outdoorindustry.org/resource/2024-outdoor-retail-trends-report/>
- Pardy, A. (2022, novembre 5). Redpoint, Pinkpoint, and Headpoint – What Do They Mean? *Gripped Magazine*. <https://gripped.com/profiles/redpoint-pinkpoint-and-headpoint-what-do-they-mean/>
- Pola, A., Herrera-Díaz, A., Tinoco-Martínez, S. R., Macias, J. L., Soto-Rodríguez, A. N., Soto-Herrera, A. M., Sereno, H., & Ramón Avellán, D. (2024). Rock characterization, UAV photogrammetry and use of algorithms of machine learning as tools in mapping discontinuities and characterizing rock masses in Acoculco Caldera Complex. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 83(7), 260.
<https://doi.org/10.1007/s10064-024-03743-5>

- Pyron, M. (2010). *Characterizing Communities*. Nature Education Knowledge.
<https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/characterizing-communities-13241173/>
- R Core Team. (2023). *R version 4.3.1* [Software]. <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/old/4.3.1/>
- Reding, J. M. (2019). *Rock Climbing or Lichen Climbing ? How Rock Climbing Impacts Bryophyte and Lichen Communities Within the Red River Gorge* [The Ohio State University]. http://rave.ohiolink.edu/etdc/view?acc_num=osu1562584961670604
- Richard, P., Fréchette, B., Grondin, P., & Lavoie, M. (2020). Histoire postglaciaire de la végétation de la forêt boréale du Québec et du Labrador. *Le Naturaliste canadien*, 144(1), 63-76. <https://doi.org/10.7202/1070086ar>
- Richerson, P. J., & Lum, K. (1980). Patterns of Plant Species Diversity in California : Relation to Weather and Topography. *The American Naturalist*, 116(4), 504-536.
- Ritchie, J. C. (1987). *Postglacial Vegetation of Canada* (Cambridge University Press, Vol. 42). Les Presses de l'Université de Montréal.
<https://www.erudit.org/en/journals/gpq/1988-v42-n3-gpq1929/032745ar/>
- Rusterholz, H.-P., Miiller, S. W., & Baur, B. (2004). Effects of rock climbing on plant communities on exposed limestone cliffs in the Swiss Jura mountains. *Applied Vegetation Science*, 7(1), 35-40. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00593.x>
- Scoggan, H. J. (1942). *Ecological studies of the arctic-alpine flora of the Gaspé Penninsular and of Bic*. McGill University.
- Spitale, D., & Nascimbene, J. (2012). Spatial structure, rock type, and local environmental conditions drive moss and lichen distribution on calcareous boulders. *Ecological Research*, 27(3), 633-638. <https://doi.org/10.1007/s11284-012-0935-7>

- Strumia, S., Buonanno, M., Aronne, G., Santo, A., & Santangelo, A. (2020). Monitoring of Plant Species and Communities on Coastal Cliffs : Is the Use of Unmanned Aerial Vehicles Suitable? *Diversity*, 12(4), 149. <https://doi.org/10.3390/d12040149>
- Swingland, I. R. (2013). Biodiversity, Definition of. Dans *Encyclopedia of Biodiversity* (p. 399-410). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00009-5>
- Tardif, B., Faubert, J., & Lavoie, G. (2019). *Les bryophytes rares du Québec* (Seconde édition). Société québécoise de bryologie ; Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques.
- Tessler, M., & Clark, T. A. (2016). The impact of bouldering on rock-associated vegetation. *Biological Conservation*, 204, 426-433. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.004>
- Tison, M. (2018, septembre 26). Escalade au mont Saint-Hilaire : Pas pour demain ! *La Presse+*. https://plus.lapresse.ca/screens/2474d7ba-8ea2-4e76-967c-e7128e4f3bef_0.html
- Tremblay, B. (2011). *La flore vasculaire des talus d'éboulis et des escarpements rocheux entre Tourelle et Rivière-Madeleine [...]* (Université Laval. Herbar Louis-Marie, Éd.). (Collections de BAnQ). <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4049485?docpos=3>
- Ursic, K. A., KENKEL, N. C., & Larson, D. W. (2023). *Revegetation Dynamics of Cliff Faces in Abandoned Limestone Quarries*.
- Vallejo, L. G. de, & Ferrer, M. (2011). *Geological Engineering*. CRC Press.
- Van Der Veen, C. J., & Csatho, B. M. (2006). Spectral Characteristics of Greenland Lichens. *Géographie Physique et Quaternaire*, 59(1), 63-73. <https://doi.org/10.7202/013737ar>
- Virtanen, R., & Oksanen, J. (2007). The effects of habitat connectivity on cryptogam richness in boulder metacommunity. *Biological Conservation*, 135(3), 415-422. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.013>

- Walker, G., Parisher, E., Whitlock, D., Kramar, D., Matthes, U., & Morefield, L. (2004). *Characterization of Plant Community Structure and Abiotic Conditions on Climbed and Unclimbed Cliff Faces in the Obed River Gorge*.
- Walltopia. (2026). Murs d'escalade. *Walltopia*. <https://walltopia.com/fr/products/murs-d-escalade/>
- Whittaker, R. H. (1972). EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. *TAXON*, 21(2-3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Whittaker, R. J., & Fernandez-Palacios, J. M. (2007). *Island Biogeography : Ecology, Evolution, and Conservation*. OUP Oxford.
- Wickham, H. (with Sievert, C.). (2016). *ggplot2 : Elegant graphics for data analysis* (Second edition). Springer international publishing.
- Wyllie, D. C., & Mah, C. (2004). *Rock Slope Engineering : Fourth Edition*. CRC Press.

