

**Département de géomatique appliquée
Faculté de lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke**

**Développement d'un outil de diagnostic et de suivi de l'état des
sentiers pédestres du Parc d'environnement naturel de Sutton,
Québec**

Brice Caillié

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géographiques (M.Sc.),
cheminement recherche en géomatique.**

© Brice Caillié, Juin 2017

Directeur de recherche : **Jérôme Théau**

Codirecteur de recherche : **Léo Provencher**

Membres du jury :

Camille-Antoine Ouimet, Parc national du Mont-Mégantic, Sépaq

Yannick Huot, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke

Résumé : Les activités de plein air et la randonnée pédestre en particulier comptent de plus en plus d'adeptes au Québec comme partout dans le monde. Alors que les randonneurs cherchent souvent à se rapprocher de la nature à travers cette activité et malgré son aspect minimaliste, celle-ci peut considérablement dégrader les milieux traversés. Le Parc d'Environnement Naturel de Sutton (PENS) est gestionnaire d'un réseau de 52 km de sentiers dont une partie se situe à l'intérieur de la Réserve Naturelle des Montagnes Vertes (RNMV). Avec plus de 37 000 visiteurs en 2013, il est le troisième réseau de sentiers le plus fréquenté des Cantons-de-l'Est. Cependant, depuis plusieurs années, une dégradation de son réseau est observée. Afin de lutter contre cette dégradation, ce projet avait pour objectif de développer un outil de suivi participatif de la condition des sentiers exploitable par un organisme tel que le PENS. Dans un premier temps, ce projet a commencé par un diagnostic du réseau pour lequel les données ont été récoltées selon un échantillonnage ponctuel et un recensement continu ainsi qu'une analyse des facteurs influençant sa dégradation. Cette première étape a permis d'apporter de nouvelles connaissances pour améliorer la durabilité d'un sentier. Ainsi, le rôle de la pente, de l'angle d'alignement du sentier, de l'orientation du versant, du type de forêt, de la densité de végétation, de la texture et de l'épaisseur des formations meubles ainsi que de l'envasement ont été évalués à l'aide de séries régressions linéaires pour tenter d'expliquer l'exposition des racines, la présence de sentiers informels et l'incision ou l'élargissement des sentiers. De plus, elle a permis d'acquérir les données de références pour la deuxième partie du projet. Dans un deuxième temps, un protocole de mesure simple, prévu pour être appliqué par des personnes bénévoles sans expérience dans l'aménagement de sentiers a été testé sur une portion des sentiers. Au total, 6 équipes de 2 ou 3 bénévoles ont appliqué ce protocole de mesure sur un tronçon expérimental de 750 m. La qualité de mesures réalisées a été évaluée avec le coefficient Kappa de Fleiss et celui de Spearman. En dépit d'un effectif relativement faible, l'expérimentation du protocole de suivi montre qu'un protocole de mesures simple selon un échantillonnage ponctuel permet d'évaluer efficacement la condition de sentiers. En revanche, la technique de recensement continu ne semble pas adaptée, car les occurrences détectées présentent trop de disparités entre les équipes. Le diagnostic du territoire a permis de dresser le portrait de la condition des sentiers. Quant à l'analyse des facteurs de dégradation, elle a permis d'établir une grille multicritère des caractéristiques à rechercher ou au contraire à éviter pour l'aménagement de sentiers durables.

Mots clés : Sentiers, Randonnée, Dégradation de sentiers, Suivi participatif, Science participative, Incision de sentiers, Angle d'alignement de sentiers, Élargissement de sentiers, Sentiers informel, Exposition de racine, SIG.

Remerciements

Je tiens à remercier mes directeurs de recherche Jérôme Theau et Léo Provencher de m'avoir offert l'opportunité de travailler sur ce projet de Maîtrise très enrichissant ainsi que le temps et le soutien qu'ils m'ont consacrés tous au long de ce projet. Je remercie aussi Yannick Huot et Camille Ouellet d'avoir attaché de leurs temps pour évaluer et m'offrir des commentaires enrichissants sur ce mémoire, cela concerne également pour Lynda Bellalite et Richard Fournier pour leur travail similaire sur les documents intermédiaires nécessaires à la réussite de cette maîtrise.

Je tiens également à remercier les organismes qui ont soutenu ce projet financièrement. Le FQRNT et le CRSNG pour la bourse BMP Innovation et spécialement les organismes partenaires, Corridor Appalachien et le PENS. Au sein de ces organismes, je tiens notamment à saluer mes interlocuteurs privilégiés, Cynthia Patry, David Brisson et Patricia Lefèvre.

Un grand merci à Jean Lacasse pour le temps qu'il m'a consacré et surtout de m'avoir partagé ses innombrables connaissances concernant l'aménagement de sentiers dans les aires protégées. Dans le même registre, merci aussi à Cédric Frenette Dussault pour la pertinence de ses conseils dans les domaines de la statistique et de la programmation R.

Merci également aux personnes bénévoles sans qui ce projet n'aurait pu aboutir. Impossible de les citer ici, mais certains se reconnaîtront.

Je tiens aussi à saluer ma famille pour le soutien moral et financier ainsi que la révision de plusieurs documents au cours de ce mémoire. Merci aussi à toutes les personnes qui contribuent de près ou de loin à avoir enrichi cette expérience de vie.

Finalement, je ne peux qu'exprimer ma reconnaissance et mon admiration à celle qui fut sans aucun doute la meilleure assistante de terrain que j'aurais pu avoir et qui a su me supporter durant les 40 périodes difficiles dans la réalisation de ce mémoire, Mirjana Tétreault.

Sommaire	
Remerciements	iv
Sommaire	v
Liste des tableaux	viii
Liste des figures	ix
1. Introduction	1
1.1. Mise en contexte	1
1.2. Problématique	2
1.3. Objectifs	4
2. Cadre théorique	5
2.1. Les impacts de la dégradation des sentiers	6
2.2. Facteurs de dégradation	7
2.2.1. Les facteurs environnementaux	7
2.2.2. Les facteurs liés à l’usage	8
2.2.3. Les actions de gestion	10
2.3. Les techniques de suivi de la condition des sentiers	12
2.4. La science participative	13
3. Site d’étude	15
3.1. Présentation	15
3.2. Sélection des sentiers	18
4. Méthodologie	18
4.1. Acquisition et prétraitements des données	19
4.1.1. Choix des approches de mesure des phénomènes de dégradation	21
4.1.2. Mesure des phénomènes de dégradation	22
4.1.3. Mesure des caractéristiques environnementales des sentiers	31
4.1.4. Validation de la base de données	37

4.2.	Analyse des facteurs de dégradation	37
4.2.1.	Lancement des modèles de régression généraux	40
4.2.2.	Évaluation des modèles généraux	40
4.2.3.	Optimisation des modèles de régression	42
4.3.	Développement de l’outil de suivi participatif	43
4.3.1.	Recrutement des participants	43
4.3.2.	Formation des participants	43
4.3.3.	Collecte des données	43
4.3.4.	Prétraitement des données	44
4.3.5.	Validation des indicateurs	44
5.	Résultats	45
5.1.	Diagnostic du territoire	45
5.1.1.	Incision	46
5.1.2.	Élargissement	47
5.1.3.	L’exposition des racines	47
5.1.4.	Localisation et importance des sentiers informels	48
5.2.	Analyse des facteurs de dégradations	50
5.2.1.	Facteurs responsables de l’incision des sentiers	50
5.2.2.	Facteurs responsables de l’élargissement des sentiers	51
5.2.3.	Facteurs responsables de l’exposition des racines dans les sentiers	55
5.2.4.	Facteurs responsables de l’apparition de sentiers informels	55
5.3.	Outil de suivi participatif	59
5.3.1.	Suivi de l’incision par un échantillonnage ponctuel	59
5.3.2.	Suivi de l’élargissement des sentiers par un échantillonnage ponctuel	60
5.3.3.	Suivi de l’exposition des racines par un échantillonnage ponctuel	61
5.3.4.	Suivi des sentiers informels par recensement continu	62

6. Discussion	64
6.1. Analyse des facteurs de dégradations	64
6.1.1. Facteurs influençant l’incision des sentiers	64
6.1.2. Facteurs influençant l’élargissement des sentiers	66
6.1.3. Facteurs influençant l’exposition des racines	68
6.1.4. Facteurs influençant la formation de sentiers informels	70
6.1.5. Limites et perspectives de l’analyse des facteurs de dégradation	72
6.1.6. Synthèse des facteurs influençant la dégradation des sentiers.	73
6.2. Suivi participatif de la condition des sentiers	75
6.2.1. Suivi participatif par échantillonnage ponctuel	75
6.2.2. Suivi participatif par recensement continu des problèmes	76
6.2.3. Limites et perspectives du suivi participatif des sentiers	77
Conclusion	80
Références	82
Annexe 1 : Description des classes de conditions utilisées par Népal (2003) dans le parc national Sagarmatha, Népal	89
Annexe 2 : Métadonnées des tables attributaires et extrait de la table attributaire de l’échantillonnage ponctuel sous Qgis	90
Annexe 3 : Protocole de suivi de la condition d’un réseau de sentiers – Guide de terrain ..	96

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principales formes d'impacts des activités récréatives en milieu naturel.....	7
Tableau 2 : Principales caractéristiques responsables de la dégradation des sentiers	8
Tableau 3 : Stratégies et techniques de gestion contre la dégradation d'un réseau de sentiers.....	11
Tableau 4 : Comparaison des différentes techniques de suivi des sentiers.....	14
Tableau 5 : Synthèse des recommandations présentes dans la littérature pour améliorer la science participative.....	16
Tableau 6 : Matrice de décision pour sélectionner la technique de suivi la plus adaptée au projet.	23
Tableau 7 : Description des variables mesurées pour représenter la dégradation des sentiers.....	24
Tableau 8 : Description de l'évaluation des sentiers informels.....	31
Tableau 9 : Classification des phénomènes de dégradation mesurés	31
Tableau 10 : Caractéristiques environnementales des sentiers récoltées.....	32
Tableau 11 : Extrait de la différence entre la pente observée au clinomètre et la pente calculée grâce aux données GPS et Lidar à 10 sites d'échantillonnage.....	33
Tableau 12 : Caractérisation de la densité de la végétation	35
Tableau 13 : Caractéristiques physiques des sentiers mesurées	38
Tableau 14 : Liste des variables utilisées dans les modèles de régression pour prédire les phénomènes de dégradation.....	39
Tableau 15 : Interprétation du coefficient Kappa de Fleiss	45
Tableau 16 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'incision des sentiers	52
Tableau 17 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'élargissement des sentiers.....	54
Tableau 18 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'exposition des racines dans les sentiers	57
Tableau 19 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'importance des sentiers informels recensés.....	58
Tableau 20 : Résultat des observations de l'indicateur d'incision.....	60
Tableau 21 : Résultats des mesures de l'indicateur de l'élargissement des sentiers	61
Tableau 22 : Résultat des mesures de l'indicateur d'exposition des racines	62
Tableau 23 : Résultats des mesures de l'indicateur de recensement des sentiers informels.....	63
Tableau 24 : Caractéristiques à rechercher pour améliorer la durabilité des sentiers.....	75
Tableau 25 : Classification des données récoltées	94

Liste des figures

Figure 1 : Exemple de sentier dégradé dans le PENS. Ce tronçon présente une exposition importante des racines et un sentier informel (à droite) contournant le sentier officiel.	3
Figure 2 : Illustration de la règle de moitié. En haut, la pente du sentier dépassant la moitié de la pente du versant, le sentier capte et draine le versant causant une érosion potentielle. En bas, la pente du sentier est inférieure à la moitié de la pente du versant n'affectant pas le drainage général du versant, car l'eau peut s'évacuer du sentier.	4
Figure 3 : Paramètres responsables de la dégradation des sentiers.....	9
Figure 4 : Relation entre le nombre d'utilisateurs et l'importance des impacts	10
Figure 5 : Présentation du réseau du PENS et des sentiers retenus (incluant le sentier fermé) pour réaliser ce projet.....	19
Figure 6 : Organigramme méthodologique.....	20
Figure 7 : Illustration de l'Angle d'Alignement du Sentier (AAS) et description des dégradations potentielles associées en fonction du profil du sentier.....	22
Figure 8 : Mesure de l'incision à un site d'échantillonnage ponctuel (a) et recensement d'un sentier informel (b).	24
Figure 9 : Identification d'un site d'échantillonnage ponctuel, Sutton, juin 2015.....	24
Figure 10 : Mesure de l'incision d'un sentier en terrain plat ou en léger dévers (a et b) et d'un sentier en contre-pente (c et d)	25
Figure 11 : Différents cas d'incision pouvant être rencontrés dans les sentiers.....	26
Figure 12 : Limites entre un sentier (partie gauche de chaque vignette) et le milieu naturel non piétiné (partie droite de chaque vignette).....	27
Figure 13 : Mesure de l'élargissement du sentier à différents sites du PENS.....	28
Figure 14 : Illustration des quatre classes d'exposition des racines	29
Figure 15 : Exemples de sentiers informels recensés dans les sentiers du PENS.....	30
Figure 16 : Définition de la portion de sentier représentative de la pente d'un site d'échantillonnage	34
Figure 17 : Caractéristiques recensées pour les ramifications dans un sentier en lacet ou subissant de fortes variations de pente	34

Figure 18 : Illustration des classes de densité forestière. Très forte (a), Forte (b), Moyenne (c) et Faible (d). Sur la gauche de la photo b, un sentier informel est présent dont il ne faut pas en tenir compte dans l'évaluation.	36
Figure 19 : Protocole de régression pour identifier les facteurs de dégradation des sentiers	40
Figure 20 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de l'incision des sentiers dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude	46
Figure 21 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de la largeur des sentiers dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude	48
Figure 22 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de l'exposition des racines dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude	49
Figure 23 : Localisation et importance des sentiers informels dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude	50
Figure 24 : Distribution des observations de la mesure de l'incision par les bénévoles comparés aux observations de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende	59
Figure 25 : Distribution des observations de la mesure de l'élargissement par les bénévoles comparés aux observations de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende	61
Figure 27 : Distribution des observations de la mesure de l'exposition des racines par les bénévoles comparés aux observations de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende	62
Figure 28: Distribution des observations des sentiers informels par les bénévoles comparées aux résultats de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende	63

1. Introduction

1.1. Mise en contexte

L'essor du mouvement environnemental dans les années 70 et 80 a engendré de nouvelles formes de tourisme dites alternatives en opposition au tourisme de masse (Blamey, 2001). Le terme tourisme alternatif regroupe de nombreuses formes de tourisme (écotourisme, tourisme d'aventure, tourisme nature, tourisme culturel, etc.), dont certaines, comme l'écotourisme ou le tourisme nature intègrent des activités récréatives extérieures comme la randonnée. Ces formes de tourisme génèrent une clientèle de plus en plus nombreuse à la recherche de paysages, de points de vue, de milieux naturels ou construits, uniques ou remarquables (Héritier, 2007). Depuis le début des années 2000, le National Park Service (NPS) aux États-Unis accueille chaque année près de 300 millions de visiteurs dans les différentes aires protégées dont il est le gestionnaire (Marion *et al.*, 2006) et le parc Great Smoky Mountains a accueilli, à lui seul, 10,7 millions de visiteurs en 2015 (NPS, 2016). Bien que les parcs du NPS puissent être traversés à bord d'un véhicule, ces chiffres témoignent néanmoins de l'intérêt porté par les Américains à leur patrimoine naturel. Au Québec, en 2004, la marche constituait l'activité physique la plus prisée de la population (Fédération Québécoise de la Marche, 2004). En 2000, le nombre d'adeptes de la randonnée pédestre au Québec était évalué à 970 000 (Tourisme Cantons-de-l'Est, 2010) et à partir des données démographiques et de la pratique d'activités physiques, Tourisme Cantons-de-l'Est (TCE) estime qu'en 2010 le nombre de pratiquants a atteint environ 1 084 750 personnes, soit une croissance de 11,8 % en 10 ans.

D'un point de vue économique, l'essor de la randonnée représente une source de revenus importante pour de nombreuses collectivités. Ainsi, en 2009 les retombées économiques de la randonnée pédestre dans la région touristique des Cantons-de-l'Est étaient estimées à plus de 28,5 millions de dollars, dont 4 millions, dans le secteur de Sutton (Tourisme Cantons-de-l'Est, 2010). Le plan de développement de l'industrie touristique 2012-2020 de Tourisme Québec met également l'accent sur le développement du tourisme nature en se servant du réseau des parcs nationaux du Québec comme fer-de-lance de ce produit touristique (Gouvernement du Québec, 2012). Il prévoit par exemple l'allocation sur les 2 premières années, de 35 millions de dollars à la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), l'organisme gestionnaire des parcs, dont 10 millions spécialement pour l'entretien des infrastructures et la consolidation de l'accès aux routes et sentiers (Gouvernement du Québec, 2012).

Quel que soit l'objectif de leurs sorties, les randonneurs de plus en plus nombreux souhaitent évoluer sur des sentiers entretenus, sécuritaires, signalisés et balisés (Fédération Québécoise de la Marche, 2004). Le rôle du gestionnaire est donc de répondre à ces attentes tout en limitant les impacts sur les milieux naturels traversés, en particulier quand ceux-ci sont situés dans une aire protégée. Cependant, de nombreux réseaux de sentiers ont été originalement conçus par des personnes ayant relativement peu d'expertise dans la conception de sentiers ou étant guidés par un/des objectif(s) comme l'accessibilité de points de vue au détriment de la préservation de l'environnement (Wimpey et Marion, 2011). De plus, les gestionnaires de sentiers s'efforcent, dans la mesure du possible, de proposer de nombreux kilomètres de sentiers nécessitant donc davantage de travail que des réseaux plus courts. Aussi, le recours au bénévolat est une pratique régulière chez les gestionnaires de sentiers, que ce soit pour évaluer l'état des sentiers ou encore pour contribuer à leur entretien (Parcsutton, 2014; Radio Canada, 2015; GRsentiers, 2016; Sentier Nature Tomifobia, 2016).

1.2. Problématique

Comme de nombreux autres territoires, le Parc d'Environnement Naturel de Sutton (PENS) n'a pas échappé à ce phénomène d'aménagement non contrôlé. Bien que créé officiellement en 1979, plusieurs sentiers existaient déjà avant sa création. Depuis plusieurs années, une dégradation pouvant être localement très importante est observée (figure 1). Cela nuit, d'une part, aux visiteurs en rendant l'expérience de marche moins agréable, mais d'autre part, on note également des impacts non négligeables sur le milieu naturel (disparition de la végétation, sédimentation dans les cours d'eau, modification du drainage de surface, etc.). Il est donc nécessaire d'identifier les facteurs responsables de la dégradation des sentiers, mais également de mettre en place une procédure de suivi pour en évaluer la condition afin d'assurer une expérience de qualité au visiteur. Il est également important de limiter les impacts sur le milieu environnant et en particulier quand celui-ci est situé dans le périmètre de la Réserve Naturelle des Montagnes Vertes (RNMV), le plus grand territoire protégé en terres privées au Québec.

De nombreuses études portant sur la dégradation des sentiers (Dale et Weaver, 1974; Cole, 2004; Leung et Marion, 1996; Olive et Marion, 2009; Hill et Pickering, 2009) ont abouti à des outils et des programmes de suivis. Cependant, seuls les grands organismes de gestion (NPS, Parcs Canada, Sépaq) disposent des ressources humaines et financières suffisantes pour les appliquer. Les gestionnaires aux ressources plus limitées tels que le PENS n'ont pas les moyens de les appliquer.

Par ailleurs, l'aménagement de sentiers est encore régi par de nombreuses règles empiriques comme la *règle de 10 %* ou la *règle de moitié* (figure 2) qui indiquent que la pente moyenne d'un sentier ne doit pas dépasser 10 % ou ne pas dépasser la moitié de la pente du versant. Ces règles constituent encore les normes aujourd'hui (Fédération Québécoise de la Marche, 2004; IMBA 2007) alors qu'elles ne sont basées sur aucune étude scientifique (Marion et Wimpey, non publié).

Ce projet cherche donc à répondre d'une part, aux besoins de gestionnaires dotés de ressources limitées à travers le cas du PENS avec une méthodologie adaptée. D'autre part, il vise à améliorer l'aménagement de sentiers durables en proposant une nouvelle lecture des relations entre les caractéristiques environnementales des sentiers et leur dégradation.



Figure 1 : Exemple de sentier dégradé dans le PENS. Ce tronçon présente une exposition importante des racines et un sentier informel (à droite) contournant le sentier officiel.

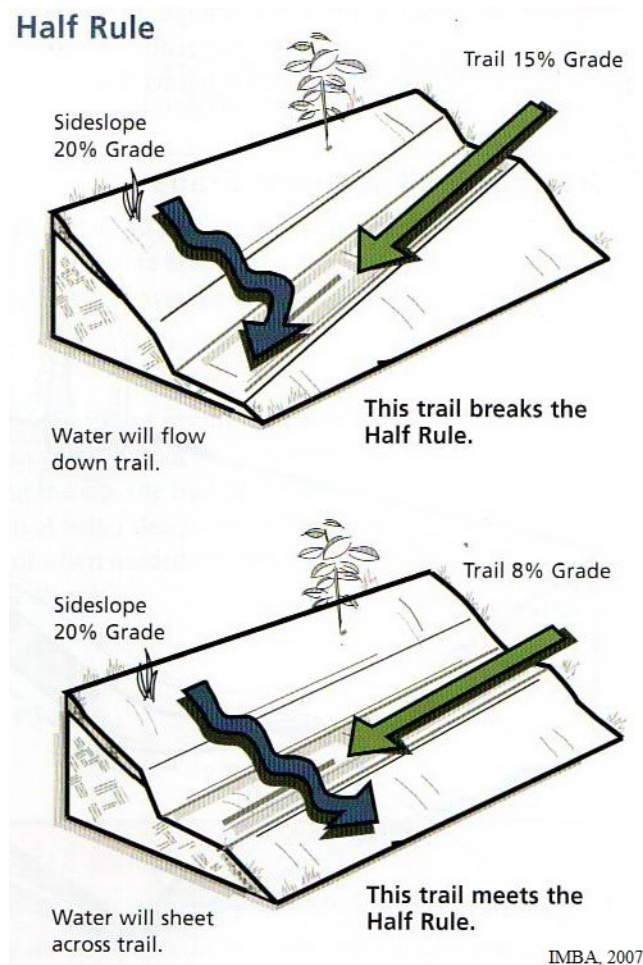


Figure 2 : Illustration de la règle de moitié. En haut, la pente du sentier dépassant la moitié de la pente du versant, le sentier capte et draine le versant causant une érosion potentielle. En bas, la pente du sentier est inférieure à la moitié de la pente du versant n'affectant pas le drainage général du versant, car l'eau peut s'évacuer du sentier.

1.3. Objectifs

Le but de ce projet est de développer un outil de suivi de la condition des sentiers pédestres exploitable par un organisme tel que le PENS. À long terme, la finalité de ce travail est de fournir un outil simple pour les gestionnaires de réseaux de sentiers dotés de budgets limités. Aussi, parvenir à ce but implique d'atteindre cinq objectifs spécifiques :

- construire des indicateurs représentatifs des caractéristiques physiques du réseau;
- réaliser une évaluation des conditions de dégradation du réseau;
- identifier les caractéristiques environnementales permettant un aménagement de sentier durable;

- développer un protocole participatif de prise de données dans une optique de suivi;
- fournir au PENS un diagnostic du secteur du Round Top dans la RNMV ainsi que de son sentier d'accès principal (soit 10 % du réseau du PENS) à l'aide des indicateurs proposés.

2. Cadre théorique

La mise en place d'un outil de suivi d'un réseau de sentiers nécessite dans un premier temps d'identifier les principales formes de dégradation et de déterminer quels en sont les impacts sur le réseau. Ensuite, il est nécessaire d'identifier les facteurs responsables de la dégradation. Enfin, le suivi d'un réseau de sentiers consiste à évaluer systématiquement la condition des sentiers afin de détecter les changements dans le temps et vise à aider les gestionnaires à limiter les impacts du réseau sur les écosystèmes qu'ils traversent (Wimpey et Marion, 2011). Il faut donc recenser et comparer les différentes techniques de mesure qui ont été développées pour effectuer ce suivi. De plus, dans la littérature scientifique, les études dédiées aux sentiers emploient plusieurs termes similaires pour désigner l'étude des sentiers. Pour une bonne compréhension, il est donc important de bien circonscrire la définition de chacun de ces termes.

Ces définitions sont mentionnées pour la première fois par Leung et Marion (1996). Le terme le plus général pour désigner l'étude des sentiers est l'étude de l'« impact des sentiers » (*trail impact*). En effet, celui-ci intègre les composantes biophysiques, écologiques et esthétiques résultant de la construction et de l'utilisation d'un sentier. Ces études s'intéressent par exemple à l'impact d'un réseau de sentiers sur son écosystème. Les études de la « détérioration des sentiers » (*trail deterioration*) sont généralement à l'échelle locale et considèrent le sentier lui-même comme une forme d'impact, car il fragmente le milieu biophysique. Ces études s'intéressent particulièrement à l'évaluation de la végétation et à la prolifération du nombre de sentiers. Ensuite, il existe des études de « dégradation des sentiers » (*trail degradation*). Ces dernières sont spécifiquement concentrées sur l'étude de la surface du sentier après sa construction. Elles s'intéressent uniquement à son emprise. Enfin, le terme le plus restrictif est « érosion des sentiers » (*trail erosion*). Ces études, comme leur nom l'indique, portent uniquement sur l'étude du processus et des conséquences de l'érosion sur les sentiers.

L'objectif de ce projet étant de diagnostiquer, analyser et permettre le suivi des conditions du réseau de sentiers du PENS, l'approche des études de « dégradation des sentiers » a donc été reprise, car celle-ci se concentre exclusivement sur l'emprise du sentier.

2.1. Les impacts de la dégradation des sentiers

Les sentiers engendrent généralement des impacts sur leurs milieux supports (Leung et Marion, 2000). Aussi, le principal défi des gestionnaires de sentiers consiste à prévenir et limiter leurs effets post-construction (Marion et Leung, 2001). Le tableau 1 présente une liste non exhaustive des nombreux impacts qui peuvent être générés par les activités récréatives. Ces impacts peuvent avoir soit des effets directs comme la disparition des espèces végétales fragiles soit des effets indirects, comme l'accélération de l'érosion. Par exemple, si la perte de matière minérale et de matières organiques sont des effets directs, ils peuvent être aggravés indirectement par la disparition des espèces végétales qui est donc un effet indirect. Par ailleurs, ces impacts sont divisés en quatre classes selon la composante écologique affectée soit les sols, la végétation, la faune et l'eau. Toutefois, ce découpage ne signifie pas qu'il n'y a pas de relations entre les composantes par exemple, un effet direct sur la végétation comme la réduction de la hauteur et de la santé peut également entraîner des effets directs sur la faune comme l'altération de l'habitat et indirects comme des impacts sur la reproduction ou une augmentation de la mortalité.

Concernant les sentiers en particulier, les formes de dégradations les plus communes identifiées dans la littérature sont le ravinement de la surface du sol qui cause la perte de matière organique et/ou de sol minéral, la perte du couvert végétal, la modification des associations végétales, l'élargissement des sentiers, l'apparition de nouvelles branches de sentiers ou de sentiers informels et l'envasement (Leung et Marion, 1996; Marion et Leung, 2001; Tomczyk, 2011). Le ravinement est perçu comme le problème le plus important, car contrairement aux autres impacts, plus le ravinement progresse, plus le processus d'érosion s'accélère (Marion *et al.*, 2006) et irréversible sans la mise en place d'actions très onéreuses (Olive et Marion, 2009).

Cependant, ces impacts sont souvent interdépendants. Tout d'abord, de nombreuses composantes écologiques affectées sont elles-mêmes interdépendantes (Leung et Marion, 2000). Par exemple, l'altération du couvert végétal accélère le processus d'érosion (tableau 1) et l'érosion de la surface du sol modifie le drainage en captant les eaux de pluie ce qui contribue également à accélérer le processus d'érosion (Hill et Pickering, 2009). Ensuite, la dégradation d'un sentier va affecter l'expérience des utilisateurs de sentiers. Lorsque le sentier est fortement dégradé, les utilisateurs vont chercher à contourner cet obstacle, ce qui se traduit par l'élargissement du sentier ou l'apparition de sentiers informels parallèles au tronçon principal (Marion et Leung, 2001).

Tableau 1 : Principales formes d'impacts des activités récréatives en milieu naturel

Type d'effets	Composantes écologiques affectées			
	Sols	Végétation	Faune	Eau
Effets directs	Compaction	Réduction de la hauteur et de la santé	Altération de l'habitat	Augmentation de la turbidité
	Perte de matière organique	Perte de la couverture végétale	Perte d'habitats	Apport de nutriments supplémentaires
	Perte de sol minéral	Disparition des espèces fragiles	Introduction d'espèces exotiques	Apport de bactéries pathogènes supplémentaires
		Pertes d'arbres et de racines	Harcèlement de la faune	Altération de la qualité de l'eau
		Dommages aux troncs	Modification du comportement	
		Introduction d'espèces exotiques	Déplacement des accès à l'eau, nourriture et abri	
Effets indirects	Réduction de l'humidité	Changement de composition	Impacts sur la santé	Diminution de la santé des écosystèmes
	Réduction de la porosité	Altération du microclimat	Impacts sur la reproduction	Changement de composition
	Accélération de l'érosion	Accélération de l'érosion	Augmentation de la mortalité	Croissance excessive des algues
	Altération de l'activité microbienne		Changement de composition	

Traduit de Leung et Marion, 2000

2.2. Facteurs de dégradation

La dégradation des sentiers repose sur des facteurs environnementaux et des facteurs relatifs à l'utilisation (Leung et Marion, 1996; Leung et Marion, 2000; Tomczyk, 2011). Les paramètres de ces deux groupes de facteurs interagissent entre eux et sont fortement influencés par les actions de gestion (Leung et Marion, 1996).

2.2.1. Les facteurs environnementaux

De nombreuses études ont mis en évidence que les facteurs environnementaux contribuent davantage à la dégradation des sentiers que les facteurs relatifs à l'utilisation (Arowsmith et

Inbakaran, 2002; Hill et Pickering, 2009; Olive et Marion, 2009; Tomczyk, 2011). Les facteurs environnementaux sont nombreux. Leung et Marion (1996) en recensent cinq (tableau 2). Ils distinguent les facteurs primaires que sont le climat et la géologie qui interagissent entre eux, mais également avec les éléments intermédiaires que sont la topographie, les formations meubles et la végétation. Ils illustrent ces propos en expliquant que si les caractéristiques topographiques résultent de l'action du climat et de la géomorphologie, c'est la topographie qui influence le plus directement le potentiel de dégradation des sentiers. Ils démontrent ainsi la forte interdépendance entre ces différents facteurs.

Tableau 2 : Principales caractéristiques responsables de la dégradation des sentiers

Facteurs environnementaux	Caractéristiques importantes
Topographie	Pente du sentier
	Angle d'alignement du sentier
Formations meubles	Texture du sol
	Épaisseur
Géologie	Roches affleurantes
Végétation	Densité de la végétation
	Type de forêt
Climat	Précipitations
	Périodes de fonte des neiges et de dégel

Traduit de Leung et Marion, 1996

Arrowsmith et Inbakaran (2002) distinguent quant à eux, les variables géomorphologiques, écologiques, climatologiques et pédologiques. Cette distinction est reprise par Tomczyk (2011) qui scinde la variable géomorphologique en variables hydrologique et topographique (figure 3). Par ailleurs, Tomczyk (2011) inclut également l'orientation du sentier dans les facteurs topographiques.

2.2.2. Les facteurs liés à l'usage

Les facteurs primaires relatifs à l'utilisation sont le type d'utilisateurs des sentiers, l'intensité de la fréquentation ainsi que le comportement des visiteurs. Toutefois, le comportement joue également un rôle intermédiaire, car il est influencé par le type d'utilisateur, l'intensité d'utilisation et les trois facteurs environnementaux intermédiaires cités précédemment, la topographie, la végétation et les formations meubles (Leung et Marion, 1996).

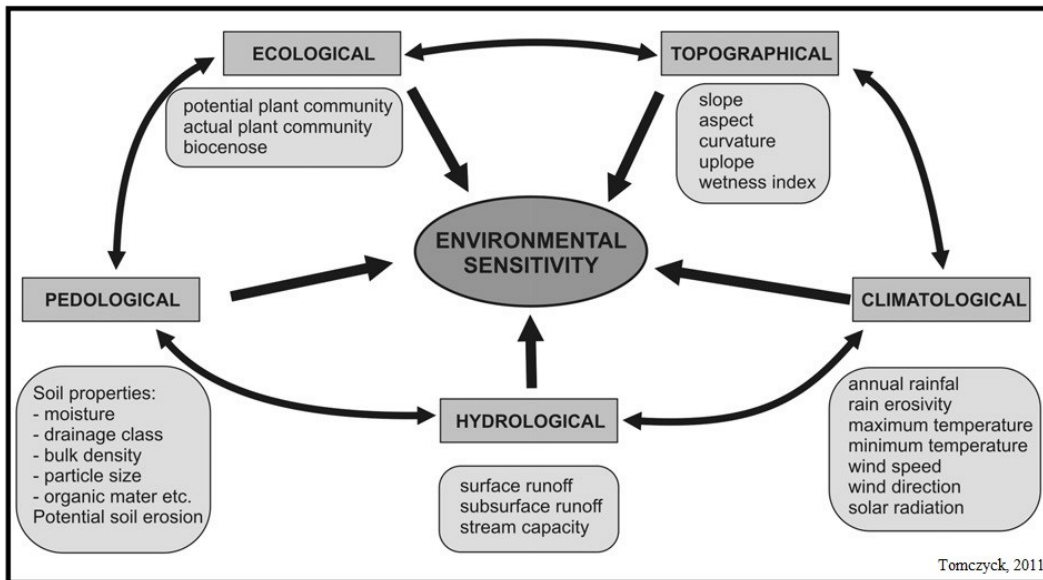


Figure 3 : Paramètres responsables de la dégradation des sentiers

Diverses études ont montré que la relation entre l'intensité de la fréquentation et la dégradation des sentiers est non linéaire. Comme l'illustre la figure 4, les dégradations interviennent même à une faible fréquentation (Cole et Spildie, 1998; Cole, 2004; Pickering *et al.*, 2010). L'importance des impacts engendrés augmente dans un premier temps jusqu'à un maximum rapidement atteint. Une fois ce palier atteint, l'influence de la fréquentation sur la dégradation des sentiers peut être considérée comme une constante (Cole, 2004). Par ailleurs, Olive et Marion (2009) ont montré que le type d'utilisation des sentiers (piétons, quadistes, cyclistes, cavaliers, etc.) a bien plus d'influence sur la dégradation que le nombre d'utilisateurs. Des résultats comparables ont été obtenus dès les années 70 par Dale et Weaver (1974) dans les Rocheuses américaines et dans les années 2000 en Australie par Dixon *et al.* (2004). Plus récemment, Törn *et al.* (2009) ont démontré qu'en Finlande, les sentiers équestres étaient aussi profonds que des sentiers de randonnées pédestres 150 fois plus fréquentés. Lors de cette même étude, ils ont aussi relevé qu'en dépit d'une fréquentation similaire, les sentiers pédestres se dégradent plus vite dans un site que dans l'autre. Bien que cela ne soit pas l'objet de cette étude, ils supposent que cela résulte de la différence de milieu biophysique. En effet, le site le moins dégradé présente un milieu plus ouvert favorable à la dispersion des randonneurs hors sentiers.

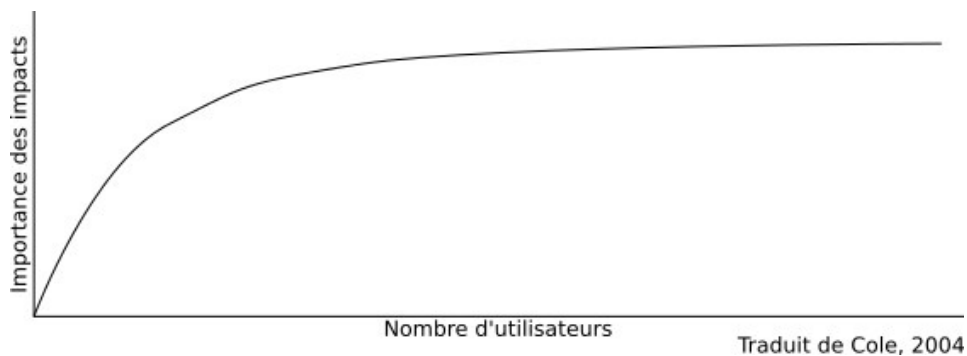


Figure 4 : Relation entre le nombre d'utilisateurs et l'importance des impacts

Enfin, les facteurs relatifs au comportement des usagers dépendent également de l'état de dégradation du sentier (Leung et Marion, 1996). Par exemple, les utilisateurs vont contourner un sentier dégradé ou être amenés à marcher en dehors de celui-ci si ses frontières sont mal délimitées. Comme le facteur principal de l'élargissement des sentiers est le piétinement (Cole, 1991), l'élargissement d'un sentier dépend du comportement des utilisateurs qui le contourneraient. Ce comportement est lui-même fortement influencé par les facteurs environnementaux et les conditions du sentier (Wimpey et Marion, 2010).

Aussi la présente étude repose sur l'idée que les impacts liés à la fréquentation surviennent dès une faible fréquentation du sentier et que le seuil où les impacts ne progressent plus avec la fréquentation est systématiquement atteint. La fréquentation est donc considérée comme une constante.

2.2.3. Les actions de gestion

Les gestionnaires de sentiers disposent de deux types d'actions pour influencer les facteurs environnementaux et ceux liés à l'usage (Leung et Marion, 1996; Wimpey et Marion, 2010). Le premier type d'action concerne l'aménagement du site et est le plus efficace pour permettre l'aménagement de sentiers durables (Wimpey et Marion, 2010). Il regroupe les interventions préconstruction et post-construction des sentiers. Par exemple, dessiner le tracé du sentier pour traverser des milieux favorables (sentier perpendiculaire à la pente, végétation dense, formation meuble résistante à l'érosion, etc.) ou ériger des infrastructures comme des barrières ou des escaliers le long des sentiers (Fédération Québécoise de la Marche, 2004; Marion et Leung, 2001; IMBA, 2007). Le deuxième type d'action concerne la gestion des visiteurs. Elle repose sur la régulation des visiteurs et leur éducation. Il peut s'agir de mesures directes comme la fermeture saisonnière des sentiers ou limiter l'accès à un certain type d'utilisateur (Cole, 2004). Il peut

également s'agir d'actions indirectes, selon Wimpey et Marion (2010), comme informer et éduquer les visiteurs afin qu'ils modifient leurs comportements.

Leung et Marion (2000) ont ainsi défini huit axes stratégiques (tableau 3) que les gestionnaires de sentiers peuvent mettre en place afin de lutter contre la dégradation des sentiers. Ces stratégies sont globales et peuvent être mises en place partiellement ou combinées entre elles selon les objectifs des gestionnaires.

Tableau 3 : Stratégies et techniques de gestion contre la dégradation d'un réseau de sentiers

Stratégie	Usage du territoire	Aménagement du sentier
Réduire l'accès à l'ensemble du territoire	<ul style="list-style-type: none"> • Limiter le nombre de visiteurs. • Encourager l'utilisation d'autres territoires. • Imposer une certaine expérience de randonnée, condition physique ou des équipements spécifiques. • Appliquer un droit d'entrée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Rendre l'accès au territoire plus difficile.
Réduire l'accès aux secteurs problématiques	<ul style="list-style-type: none"> • Informer les visiteurs des inconvénients des secteurs problématiques et les informer des avantages des secteurs alternatifs. • Décourager ou interdire l'accès aux secteurs vulnérables. • Limiter le nombre de visiteurs dans ces secteurs. • Établir des exigences en matière de compétences et/ou d'équipement. • Moduler les tarifs en fonctions des secteurs visités. 	<ul style="list-style-type: none"> • Rendre l'accès aux secteurs problématiques plus difficiles et favoriser celui des autres secteurs. • Éliminer les aménagements et les attractions des sites problématiques et/ou améliorer ceux des autres secteurs.
Modifier l'utilisation dans les secteurs à problèmes	<ul style="list-style-type: none"> • Décourager ou interdire les trajets hors du sentier officiel. • Répartir les différents types de visiteurs (piétons, cyclistes quadistes, cavaliers...). 	<ul style="list-style-type: none"> • Localiser les sentiers dans des secteurs favorables. • Concentrer le trafic grâce à des aménagements ou au tracé du sentier.
Modifier l'achalandage	<ul style="list-style-type: none"> • Encourager les visites en dehors des périodes de pointe. • Décourager ou interdire l'accès quand le potentiel de dégradation est grand. • Augmenter les tarifs dans les périodes de pointe ou lorsque le potentiel de dégradation est grand. 	
Modifier le type d'utilisateurs et leur comportement	<ul style="list-style-type: none"> • Décourager ou interdire les pratiques ou les équipements particulièrement dommageables. • Encourager ou requérir certains comportements, capacités ou équipements. 	

	<ul style="list-style-type: none"> • Enseigner une éthique environnementale aux visiteurs. • Décourager ou interdire les animaux de compagnie.
Modifier les attentes des visiteurs	<ul style="list-style-type: none"> • Informer les visiteurs de l'utilisation appropriée du réseau. • Informer les visiteurs à propos des conditions qu'ils peuvent rencontrer.
Augmenter la résistance de la ressource	<ul style="list-style-type: none"> • Protéger les sentiers des dégradations. • Renforcer les sentiers par des aménagements adaptés.
Maintenir ou réhabiliter les sites dégradés	<ul style="list-style-type: none"> • Retirer les problèmes (entretien et réaménagement) • Maintenir ou réhabiliter les secteurs problématiques.

Traduit de Leung et Marion, 2000

2.3. Les techniques de suivi de la condition des sentiers

De nombreuses techniques de suivi de l'état des sentiers ont été développées. Chaque méthode présente ses avantages et ses limites. Aussi, sélectionner la méthode la plus adaptée aux objectifs poursuivis est une étape fondamentale dans la mise en place d'un programme de suivi (Marion *et al.*, 2006). Leung et Marion (2000) ont analysé et comparé ces différentes techniques (tableau 4). Ils les classifient en trois familles selon l'approche utilisée. La première famille est l'approche de reconnaissance. Elle regroupe les techniques de classe de condition (exemple fourni à l'annexe 1) et de photo-interprétation. Ces deux techniques ont l'avantage d'être rapides et peu coûteuses. Toutefois, elles ne permettent pas d'identifier tous les types de problèmes rencontrés. De plus, les classes de condition introduisent la subjectivité des observateurs quand la photo-interprétation nécessite des compétences élevées pour son application. La deuxième famille représente les approches par échantillonnage que ce soit ponctuel ou d'un périmètre. Ces techniques sont très chronophages. Cependant, ces méthodes fournissent des mesures plus exactes et plus précises des caractéristiques continues et fréquentes d'un sentier que les méthodes basées sur un recensement continu comme l'évaluation par section ou l'évaluation des problèmes. En revanche, ces dernières qui constituent la troisième famille d'approche sont plus adaptées aux caractéristiques facilement

définissables ou peu fréquentes, mais les mesures sont basées sur la présence ou non de problèmes et sont plus subjectives (Marion et Leung, 2001).

2.4. La science participative

La science citoyenne (*Citizen Science*) ou science participative est une expression relativement récente alors que le recours au public pour collecter des données existe depuis le XVI^e siècle (Bœuf *et al.*, 2012). La science participative se définit par le recours à des volontaires pour cueillir des données selon des protocoles développés par ou en collaboration avec des chercheurs (Cooper *et al.*, 2007). La science participative présente un grand intérêt pour réaliser des programmes de suivi, car elle permet de mobiliser une quantité importante d'observateurs ce qui a pour effet d'augmenter le nombre de sites suivis (Schmeller *et al.*, 2009). Les participants peuvent être recrutés à petite échelle pour couvrir un vaste territoire ou au contraire, à grande échelle pour des programmes de suivi local de la condition d'un réseau de sentiers. Le recours à des bénévoles est devenu une pratique courante dans le domaine de la surveillance biologique (Lewandowski et Specht, 2014). En effet, comme ces programmes de suivi nécessitent de mobiliser un grand nombre de personnes pour collecter les données cela peut se révéler un frein en raison des coûts que cela engendre. En Europe par exemple, Schmeller *et al.* (2009) ont compilé les données de 395 suivis d'espèces végétales et animales entre 2005 et 2007 dans 28 pays. Ces programmes de suivi ont impliqué plus de 46 000 personnes dont seulement 13,3 % étaient des professionnels pour un coût d'environ 4 millions d'euros. Sans le recours à ces bénévoles, ce budget aurait plus que triplé pour atteindre 13 millions d'euros.

La qualité des données recueillies par les bénévoles reste toutefois souvent sujette à caution ou exclue des analyses scientifiques (Engel et Voshell, 2012). Pourtant, de nombreux auteurs (Darwall et Dulvy, 1996; Evans *et al.*, 2000; Foster-Smith et Evans, 2003; Lewandowski et Specht, 2014; Forrester *et al.*, 2015) ont démontré qu'en utilisant des indicateurs et un protocole simples puis en réalisant un entraînement efficace, les données récoltées par des bénévoles permettent de réaliser des programmes de suivi performants. Forrester *et al.* (2015) par exemple ont validé un protocole participatif de suivi des changements à long terme de la Grande Barrière de corail. Aussi, lorsque la collecte des données repose sur la participation de bénévoles, il est important d'identifier comment l'utilisation de volontaires va influencer la qualité des données recueillies (Lewandowski et Specht, 2014) afin d'en tenir compte. La qualité des données collectées peut être influencée par

Tableau 4 : Comparaison des différentes techniques de suivi des sentiers

	Approche de reconnaissance		Échantillonnage		Recensement continu	
	Classes de condition	Photo-interprétation	Échantillonnage ponctuel	Échantillonnage d'un périmètre	Évaluation par section	Évaluation des problèmes
Principes	Des classes descriptives sont définies et assignées aux sentiers ou segments	Les sentiers sont identifiés et évalués à partir de photographies aériennes	Les mesures sont prises à une série de points le long du sentier selon un système d'échantillonnage	Mesures réalisées à l'intérieur d'un périmètre à une série de points le long du sentier selon un système d'échantillonnage	Les sentiers sont divisés en sections et une évaluation est faite pour chaque section	Les problèmes des sentiers sont définis puis recensés chaque fois qu'ils sont rencontrés
Unités d'observation	Tronçons ou sentiers	Sentiers ou aire d'étude	Site (point)	Site (périmètre)	Tronçon	Dimension de l'impact
Type de données	Nominal ou ordinal	Intervalle ou ratio	Intervalle ou ratio	Intervalle ou ratio	Ordinal ou pourcentage	Intervalle ou ratio
Principal avantage	Évaluation rapide de l'état des sentiers	Détecte la prolifération de sentiers	Données quantitatives pour analyse statistique. Adaptable dans des cadres de gestion	Données quantitatives pour analyse statistique. Adaptable dans des cadres de gestion	Évaluation rapide de l'état des sentiers et des variations spatiales	Données sur la fréquence, l'extension et la distribution des impacts. Adaptable dans des cadres de gestion
Limites	Mesure qualitative singulière. Critères en conflit entre les classes de conditions	Disponibilité et résolution des photos aériennes. Nécessite des compétences en photo-interprétation	Relocaliser précisément les points d'échantillonnage. Erreurs de mesure. Terrain chronophage	Relocaliser précisément les parcelles d'échantillonnage. Erreurs de mesure. Terrain chronophage	Définition des sections. Échelle dépendante des résultats	Définition quantitative des problèmes. Jugement variable entre les observateurs
Exemples	Cole <i>et al.</i> , 1997	Coleman, 1977; Price, 1983	Cole, 1991	Hall et Kuss, 1989	Bratton <i>et al.</i> , 1979	Marion, 1994 Leung et Marion, 1999a

Traduit de Leung et Marion, 2000

différentes caractéristiques propres aux participants comme le niveau d'éducation, les motivations, l'expérience des personnes dans le domaine (Crall *et al.* 2011; Jordan *et al.* 2012) ou encore, par le protocole de collecte de données lui-même. Par exemple, si les participants le trouvent difficile ou ennuyeux, la prise de données sera moins efficace, voire abandonnée (Delanay *et al.*, 2008). Il est donc important de prendre en compte le recours à des volontaires dès le début de l'étude afin que les tâches qui leur seront confiées soient réalisables (Foster-Smith et Evans, 2003).

Il n'existe pas de consensus entre ces différentes études sur un protocole permettant d'assurer la qualité des données. Cependant, plusieurs recommandations (tableau 5) ont été présentées dans la littérature (Foster-Smith et Evans, 2003; Cooper *et al.*, 2007; Lewandowski et Specht, 2014). Ces recommandations concernent toutes les étapes du protocole. Dès le départ, le recrutement devrait identifier et cibler une population sensible à la problématique traitée. Une fois les participants recrutés, une formation appropriée permet d'améliorer la qualité des données recueillies. Cette étape est d'autant plus efficace si elle intègre une formation interactive sur le terrain. Toujours concernant les ressources humaines, la rétention des participants permet de s'assurer la participation de personnes de plus en plus compétente à long terme. Pour cela, il est notamment important de comprendre les motivations des participants et de les tenir informés des résultats et des avancés du projet. La collecte des données doit être adaptée, c'est-à-dire qu'elle ne doit ni être trop compliquée ni trop ennuyeuse. L'élaboration du protocole de mesure est donc une étape importante et celui-ci devrait être bâti pour des personnes bénévoles spécifiquement. Enfin, pour limiter les écarts inhérents à la collecte de données par différentes personnes il est recommandé de discrétiser les données afin de les homogénéiser même si cela entraîne une légère perte d'information.

3. Site d'étude

Situé au sud du Québec, le Parc d'Environnement Naturel de Sutton comprend un réseau de 52 kilomètres de sentiers traversant des territoires privés et dont une partie est située à l'intérieur de la Réserve Naturelle des Montagnes Vertes.

3.1. Présentation

Le Parc d'Environnement Naturel de Sutton est situé dans la région administrative de la Montérégie et dans la région touristique des Cantons-de-l'Est. Le parc est localisé dans la municipalité de Sutton et dans la MRC Brome-Missisquoi à quelques kilomètres de la frontière

américaine et à mi-chemin entre Montréal et Sherbrooke. Sutton est à environ 120 kilomètres au Sud-Est de la métropole et à une centaine de kilomètres au Sud-Ouest de Sherbrooke.

Tableau 5 : Synthèse des recommandations présentes dans la littérature pour améliorer la science participative

Étapes	Recommandations	Références
Recrutement	<ul style="list-style-type: none"> • Cibler une population sensible et intéressée par les objectifs du projet. • Utiliser des leviers d'incitations (remboursement du trajet, dédommagement, remerciement...) 	Cooper <i>et al.</i> (2007); Tulloch <i>et al.</i> (2013)
Formation des participants	<ul style="list-style-type: none"> • Une formation appropriée permet d'améliorer la précision des données recueillies par des bénévoles. • Réaliser une formation interactive sur le terrain 	Mumby <i>et al.</i> (1995); Anderson <i>et al.</i> (2001); Bell (2007); Koss <i>et al.</i> (2009)
Rétention des participants	<ul style="list-style-type: none"> • Comprendre les motivations des participants. • Informer les bénévoles des avancés du projet, communiquer les résultats et les remercier. • Garder les participants actifs en dehors de la période de collecte de données. 	Oscarson and Calhoun (2007) ; Bell <i>et al.</i> (2008); Rotman <i>et al.</i> (2012)
Collecte des données	<ul style="list-style-type: none"> • Utiliser un protocole détaillé et privilégier une méthode d'échantillonnage. • S'assurer que le protocole n'est pas ennuyeux ou trop difficile pour le public ciblé. 	Crall <i>et al.</i> (2011); Galloway <i>et al.</i> (2011); Lewandosky et Specht (2014)
Traitement des données	<ul style="list-style-type: none"> • Classifier les données ou réaliser des traitements statistiques afin d'optimiser la qualité des données même si cela doit entraîner une perte d'information. 	Sykes <i>et al.</i> (1983); Koss <i>et al.</i> (2009); Lewandosky et Specht (2014)

Traduit de Lewandosky et Specht (2014)

La proximité de ces deux importants bassins de population et la beauté de cette région en font un secteur prisé des citoyens désirant se rapprocher de la nature (Lefèvre, 2012). Ces citoyens exercent une forte pression sur l'urbanisation à des fins récréatives. Ainsi, en 2011 sur les 3507 unités de logement que compte la ville, seulement 53,5 % étaient occupés à titre de résidence principale. Autrement dit, 46,5 % des logements de Sutton étaient destinés à la villégiature alors que ce chiffre ne s'élève qu'à 8 % à l'échelle de la province de Québec (Statistique Canada, 2012).

Le PENS est situé dans la longue chaîne des Montagnes Vertes formée de roches sédimentaires et métamorphiques. L'action de l'érosion a mis à nu de nombreux affleurements dans les parties sommitales où l'épaisseur des dépôts est généralement mince tandis qu'ils deviennent plus

importants lorsque l'altitude diminue limitant les affleurements rocheux. Les pentes traversées par les sentiers sont généralement faibles dans les bas de versant, mais la majorité du réseau est située dans des pentes de versant moyennes (16 % à 30 %). Du fait de la topographie, la végétation du site est étagée. Les feuillus en général et les érablières en particulier dominent les étages inférieurs à 500 mètres. À partir de 500 mètres, les érablières commencent à laisser la place à d'autres espèces de feuillus plus tolérantes à l'ombre telles que le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) ou encore le hêtre d'Amérique (*Fagus grandifolia*). Dépendamment des versants, les espèces résineuses comme le sapin baumier (*Abies balsamea*) et les épinettes notamment l'épinette rouge (*Picea rubens*) apparaissent dès 600 mètres et deviennent majoritaires à partir de 700 mètres d'altitude bien que l'on retrouve encore des peuplements forestiers feuillus à des altitudes supérieures à 800 mètres sur les versants sud (Poisson et Gratton, 2014).

Le Round Top est le point culminant du parc à 968 mètres d'altitude et constitue l'attraction principale du parc avec son sentier d'accès principal depuis le chalet 520 (figure 5). Il concentre une grande partie de l'achalandage du réseau (Tourisme Cantons-de-l'Est, 2010). Avec plus de 36 000 visiteurs qui ont fréquenté ses 52 kilomètres de sentiers en 2010, le PENS a reçu 7,6 % des 474 427 randonneurs qui ont fréquenté les Cantons-de-l'Est. Il s'agit ainsi du troisième réseau le plus visité après les parcs nationaux du Mont-Orford (52,8 %) et de Frontenac (17,9 %), mais devant le parc national de Mégantic (7,3 %) (Tourisme Cantons-de-l'Est, 2010). En accueillant plus de 70 % de ses visiteurs entre mai et novembre (PENS, 2014), il constitue un atout touristique estival important pour la région et un complément de l'activité hivernale principale de Ski Sutton. Une fermeture de ce réseau serait donc économiquement et socialement fortement dommageable pour la communauté.

Cependant, une partie du parc dont le secteur du Round Top fait également partie de la Réserve Naturelle des Montagnes Vertes (RNMV) dédiée à la conservation de l'environnement. La RNMV est administrée par Corridor Appalachienn qui est mandaté par Conservation de la Nature Canada (CNC), le propriétaire foncier. Si la réserve a des vocations de « recherche », de « découverte » et de « rayonnement régional », sa vocation principale demeure la conservation (Poisson et Gratton, 2014). Par ailleurs, la RNMV abrite sept espèces floristiques menacées ou vulnérables en vertu de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec (Poisson et Gratton, 2014), soit : l'aster divariqué (*Eurybia divaricata*), l'ail des bois (*Allium tricoccum*), l'uvulaire grande-fleur (*Uvularia grandiflora*), la dentaire à deux feuilles (*Cardamine dyphylla*), l'adiante du Canada (*Adiantum pedatum*), l'asaret du Canada (*Asarum canadense*) et la matteucie fougère à l'autruche (*Matteuccia*

struthiopteris) ainsi que trois espèces fauniques, le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*) et la salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*). Concernant la Grive de Bicknell, il s'agit d'un petit oiseau nicheur endémique d'Amérique du Nord pour lequel le Round Top constitue l'habitat optimal (Connoly, 2000).

Le Round Top étant l'attraction principale du réseau, mais étant également situé dans une aire protégée accueillant différentes espèces protégées, il est nécessaire de concilier la conservation du milieu et les activités récréatives.

3.2. Sélection des sentiers

Au vu des caractéristiques du site citées au paragraphe précédent et en concertation avec les partenaires du projet, les sentiers sélectionnés pour ce projet sont :

- Le sentier principal menant du chalet d'accueil 520 au Round Top;
- Les sentiers du secteur du Round Top dont la majorité du tronçon est située dans la RNMV.

Ces sentiers représentent une longueur totale de 5,40 kilomètres soit 10 % du réseau.

De plus, une partie du projet portant sur le développement d'un protocole de suivi participatif dont la validation repose sur l'évaluation de sites identiques par plusieurs équipes d'observateurs, un tronçon expérimental plus restreint de 750 mètres a été sélectionné aléatoirement sur le sentier du Round Top (figure 5) l'ensemble des équipes bénévoles y ont réalisé les mesures.

4. Méthodologie

L'approche méthodologique utilisée comprend trois grandes étapes (figure 6). Tout d'abord, la première étape concerne l'acquisition et la construction des indicateurs des conditions du réseau. D'un côté les caractéristiques environnementales et les infrastructures des sentiers sont identifiées. De l'autre, les phénomènes de dégradation des sentiers sont mesurés. Elle repose sur une campagne de terrain et permet la réalisation des deux étapes suivantes. La deuxième étape porte sur l'analyse des facteurs de dégradation afin d'identifier les caractéristiques environnementales et physiques du territoire ainsi que les aménagements influençant la dégradation des sentiers. En parallèle, la troisième étape porte sur le développement et la validation du protocole de suivi participatif à partir de données récoltées par plusieurs équipes de bénévoles sur un tronçon expérimental. Ces différentes étapes sont présentées plus en détail dans les sous-sections suivantes.

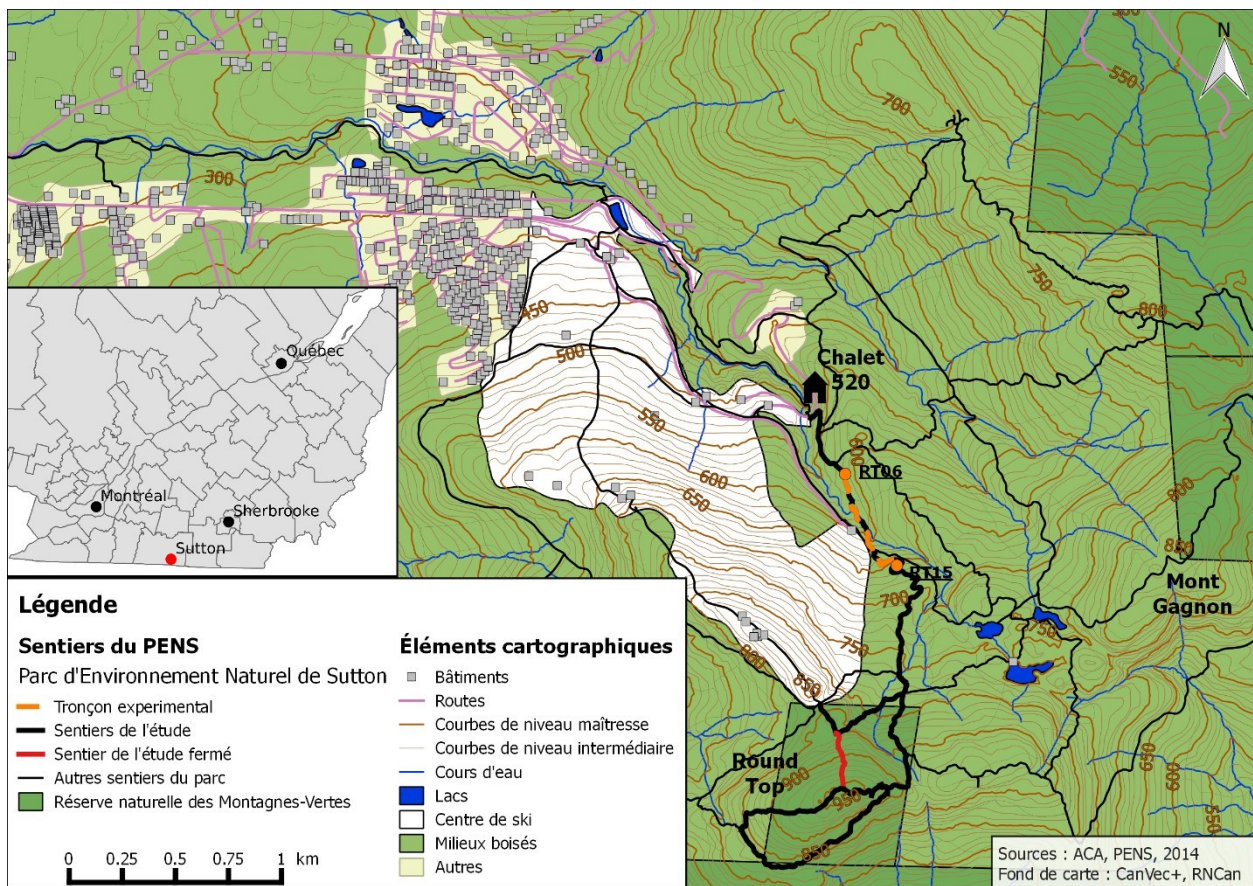
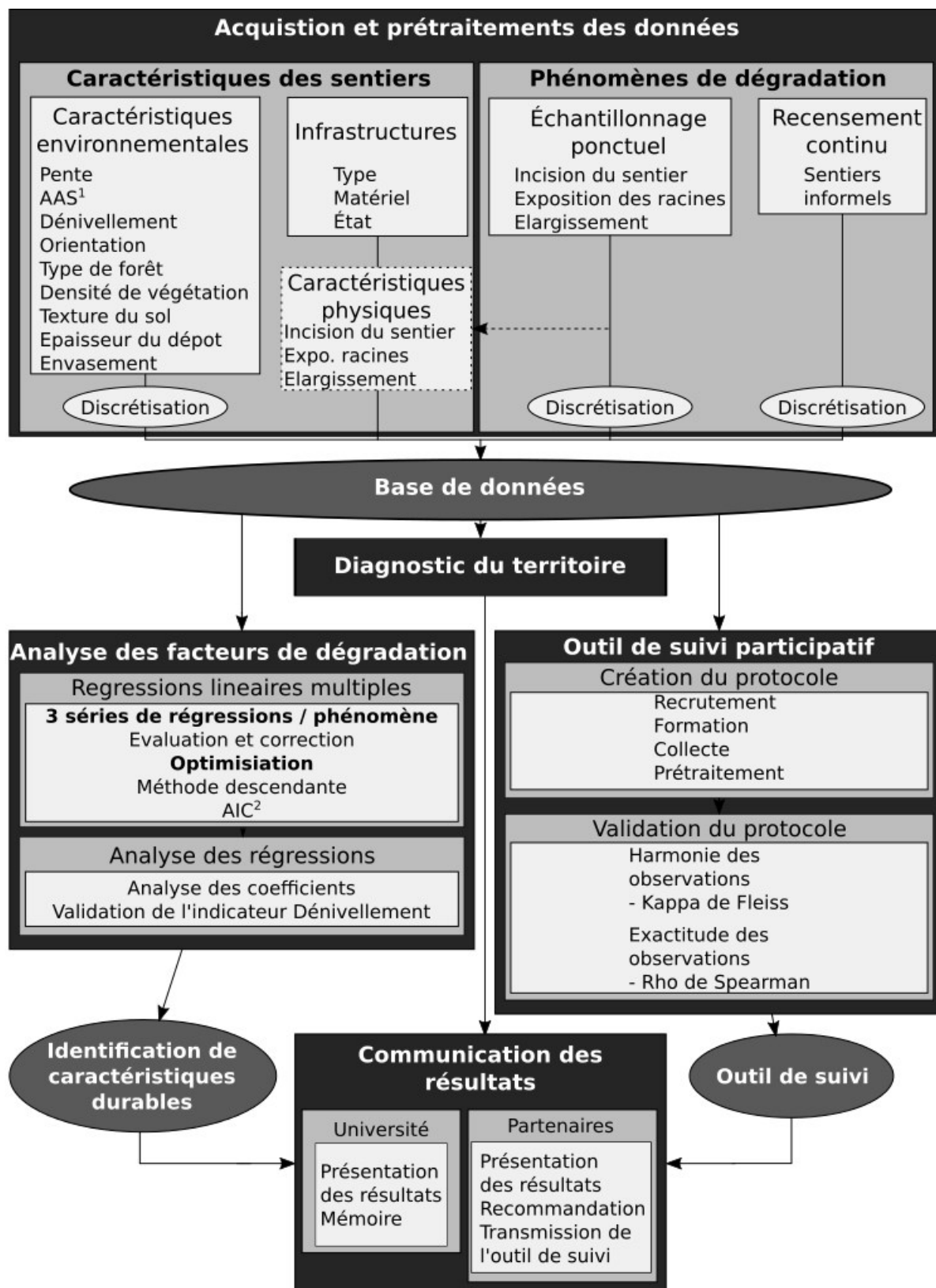


Figure 5 : Présentation du réseau du PENS et des sentiers retenus (incluant le sentier fermé) pour réaliser ce projet

4.1. Acquisition et prétraitements des données

Les données ont été récoltées à l'été 2015 entre les mois de juin et octobre à l'aide d'une assistante. Cette étape a permis dans un premier temps de construire la base de données nécessaire à l'analyse des facteurs de dégradation. Dans un deuxième temps, ces données ont également servi de données de référence pour valider l'exactitude des mesures prises par les bénévoles.

Ce projet porte sur des sentiers destinés exclusivement à la randonnée pédestre (et raquettes l'hiver). De plus, si la fréquentation totale du parc est connue et qu'il est communément admis que le Round Top draine la grande majorité des visiteurs, il n'existe aucune donnée sur l'achalandage des différents sentiers du réseau. Aussi, au regard de la littérature actuelle et des données disponibles, les paramètres relatifs à l'utilisation des sentiers comme le type d'utilisateurs ou la fréquentation sont considérés comme des constantes.



¹Angle d'alignement du sentier ²Akaike Information Criterion

Figure 6 : Organigramme méthodologique





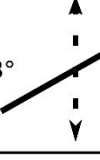



Les données récoltées peuvent être regroupées en quatre familles (figure 6). La première correspond aux huit caractéristiques environnementales des sentiers. À ces 8 caractéristiques s'ajoute un indicateur nommé « Dénivellement » combinant l'Angle d'Alignement du Sentier (AAS) et la pente. L'AAS ou TSA pour *Trail Slope Alignment* en anglais, exprime l'orientation du sentier par rapport à la pente du versant (figure 7) tandis que la pente désigne la déclivité du sentier dans le sens de la marche. Le deuxième groupe de données récoltées correspond aux infrastructures mesurées. La troisième et la quatrième famille correspondent aux quatre phénomènes de dégradation. La troisième famille contient les dégradations échantillonnées ponctuellement alors que la quatrième contient les sentiers informels identifiés grâce à un recensement continu. L'ensemble de ces dégradations sont les variables que l'analyse des facteurs de dégradation cherche à expliquer à partir des caractéristiques des sentiers. Par ailleurs, étant donné l'étroite relation entre ces différentes formes de dégradation, celles-ci sont intégrées comme caractéristiques physiques des sentiers dans les modèles de régressions.

À chaque site échantillonné ou recensé, une ou plusieurs photos ont été prises. L'intérêt de ces photos est double. Dans un premier temps, elles ont permis d'évaluer les points atypiques lors de l'analyse des facteurs de dégradation et le cas échéant de justifier le retrait d'un point (erreur de mesure ou de retranscription). Dans un deuxième temps, elles permettront dans une optique de suivi, de localiser régulièrement et avec précision les sites, en complément des coordonnées GPS.

4.1.1. Choix des approches de mesure des phénomènes de dégradation

Plusieurs techniques de suivi de la dégradation de sentiers sont disponibles (tableau 4). Chacune présente ses avantages et inconvénients spécifiques. À travers la problématique et les objectifs de ce projet, six besoins auxquels doivent répondre les techniques de suivi ont été identifiés. Ces besoins ont été intégrés dans une matrice de décision (tableau 6) afin de sélectionner la technique de suivi la plus adaptée. Selon cette matrice, les techniques d'échantillonnage ponctuel et de recensement continu des problèmes apparaissent les mieux adaptées à ce projet. Marion et Leung (2001) ont comparé les deux techniques sur un tronçon du sentier des Appalaches dans le parc national Great Smoky Mountains. Ils en concluent que la technique d'échantillonnage ponctuel est meilleure pour suivre les dégradations continues comme la profondeur et la largeur ou les dégradations fréquentes comme l'exposition des racines. La technique de recensement continu des problèmes est plus adaptée pour le suivi des dégradations facilement définissables ou peu fréquentes comme les sentiers informels. Ces deux techniques répondant chacune parfaitement à

5 des 6 besoins et partiellement au sixième besoin du projet (tableau 6), l'incision, l'élargissement et l'exposition des racines ont donc été évalués par un échantillonnage ponctuel alors que les sentiers informels ont été recensés systématiquement.

Angle d'alignement du Sentier AAS	Potentiel de dégradation	Profil du sentier
0-22° 	Très fort : Le drainage du sentier est souvent impossible. L'érosion ou l'envasement est presque systématique.	
23-45° 	Fort : le drainage du sentier est souvent difficile. L'érosion ou l'envasement est fréquent.	
46-68° 	Faible : Le drainage du sentier est possible. Le potentiel pour l'érosion ou l'envasement est faible.	
69-90° 	Très faible : Le drainage du sentier est facile. Le potentiel de dégradation est très faible.	

Traduit de Marion et Wimpey, non publié

Figure 7 : Illustration de l'Angle d'Alignement du Sentier (AAS) et description des dégradations potentielles associées en fonction du profil du sentier

4.1.2. Mesure des phénomènes de dégradation

Le tracé des sentiers a été relevé à l'aide d'un appareil GPS Juno 3B de la marque Trimble équipé du logiciel ArcPad d'Esri avec une précision allant de 1 à 3 mètres. Des points d'échantillonnages ont été créés sur chaque sentier, tous les 75 mètres à partir d'un premier point. Le premier point a été sélectionné aléatoirement entre 0 et 75 mètres depuis le départ de chaque sentier afin d'assurer un échantillonnage aléatoire (Leung et Marion, 1999b). Quatre phénomènes de dégradation ont été mesurés (tableau 7), trois par échantillonnage ponctuel et le dernier par un recensement continu. Au total, 72 sites ont été échantillonnés en juin et juillet 2015, l'incision (figure 8a), la largeur de l'emprise du sentier et l'exposition des racines y ont été évalués. Dans le même temps, 72 occurrences de sentiers informels ont également été détectées par le recensement continu (figure

8b). Il s'agit d'une technique détectant toutes les occurrences d'un problème défini et la correspondance entre le nombre de sites recensés et les sites échantillonnés est donc un pur hasard.

Tableau 6 : Matrice de décision pour sélectionner la technique de suivi la plus adaptée au projet.

Besoins	Approches de reconnaissance		Échantillonnages		Recensements continus	
	Classes de condition	Photo-interprétation	Échantillonnage ponctuel	Échantillonnage d'un périmètre	Évaluation par section	Évaluation des problèmes
Identification des dégradations	0	0	2	2	1	2
Pérennité d'utilisation	2	1	2	1	2	2
Degré de qualification requis	2	2	2	1	2	2
Suivi sur l'ensemble du réseau	2	1	1	1	1	2
Approche scientifique	0	1	2	2	1	1
Évaluation efficace des actions correctives entreprises	0	1	2	1	1	2
Total	6	6	11	8	8	11

0 = ne réponds pas au besoin; 1 = réponds partiellement au besoin; 2 = réponds totalement au besoin.

4.1.2.1. Échantillonnage ponctuel

Tous les 75 mètres, un site d'échantillonnage ponctuel a été identifié (figure 9). Sur chacun de ces sites, un fil a été tendu perpendiculairement au sentier afin de mesurer l'incision, la largeur de l'emprise du sentier et l'exposition des racines. L'évaluation des deux premières caractéristiques est quantitative tandis que celle de l'exposition des racines est qualitative, car elle a été évaluée visuellement dans un périmètre allant du point d'échantillonnage à deux mètres après celui-ci.

Tableau 7 : Description des variables mesurées pour représenter la dégradation des sentiers

Dégradation	Type de variable	Description
Incision	Quantitative	Mesure de la profondeur (cm) entre le niveau du terrain de part et d'autre du sentier et le point le plus profond du sentier.
Élargissement	Quantitative	Mesure de la largeur (cm) du sentier sur toute la partie déterminée visuellement piétinée ou impactée (figure 10) et incluant les aménagements le cas échéant.
Sentiers informels	Qualitative et quantitative	Évaluation qualitative d'un problème ponctuel (<3 m de longueur) ou linéaire. Comptage du nombre de tronçons observables.
Exposition des racines	Qualitative ordinale	Évaluation qualitative en 5 classes allant de Nulle à Très forte (figure 11).



Figure 8 : Mesure de l'incision à un site d'échantillonnage ponctuel (a) et recensement d'un sentier informel (b).



Figure 9 : Identification d'un site d'échantillonnage ponctuel, Sutton, juin 2015

- **Incision**

L'incision du sentier exprime la profondeur maximale de celui-ci. Elle a été mesurée perpendiculairement au sens du sentier à partir du niveau de référence. C'est-à-dire que l'incision se mesure à partir du niveau du terrain de part et d'autre du sentier soit le niveau post-construction et non pas à partir du niveau du terrain naturel qui peut être différent si le terrain est construit en contre-pente (figure 9). Elle se mesure toujours verticalement. La mesure a été réalisée grâce à un fil tendu entre chaque extrémité du sentier et représente le niveau original du sentier (figure 10).

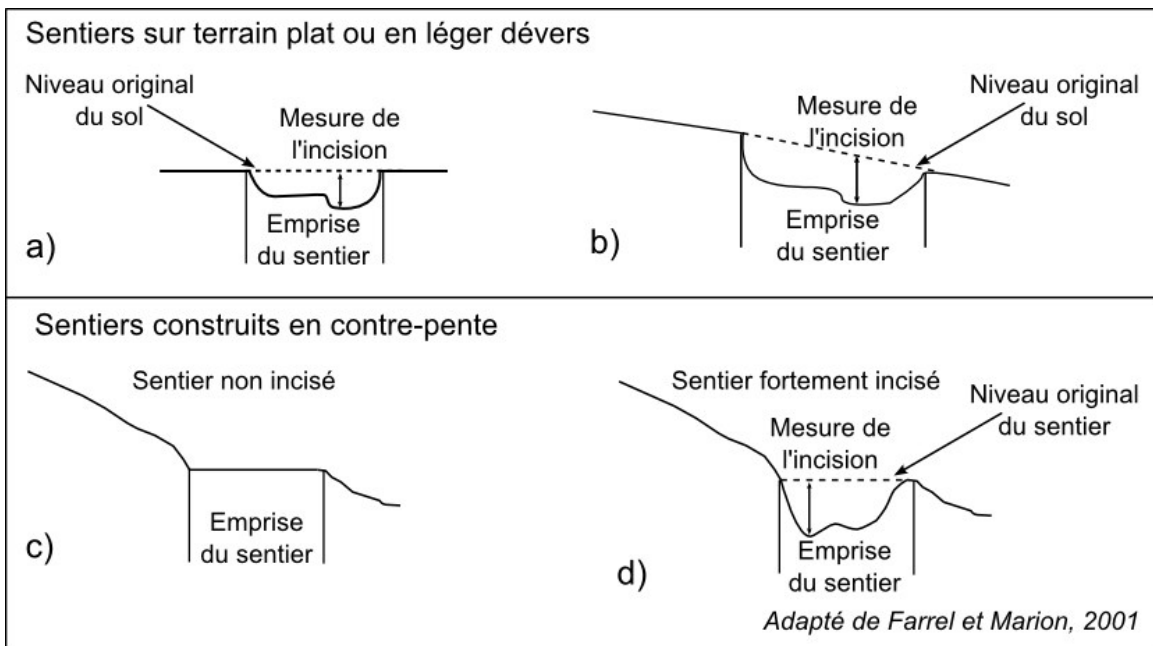


Figure 10 : Mesure de l'incision d'un sentier en terrain plat ou en léger dévers (a et b) et d'un sentier en contre-pente (c et d)

Si le point d'échantillonnage se situe sur un tronçon aménagé (marche, escalier, trottoir...), l'aménagement fut pris en compte dans la mesure (figure 11). Par exemple, dans le cas de marche, le niveau de référence post-construction du sentier est le sommet de la marche inférieure précédant le point d'échantillonnage. Lorsque le sentier est construit en travers de la pente, le niveau de référence est toujours celui du côté aval de la pente tandis que la présence de matériaux dans le sentier est considérée comme un vestige de la construction. Ils constituent le niveau de référence du sentier.

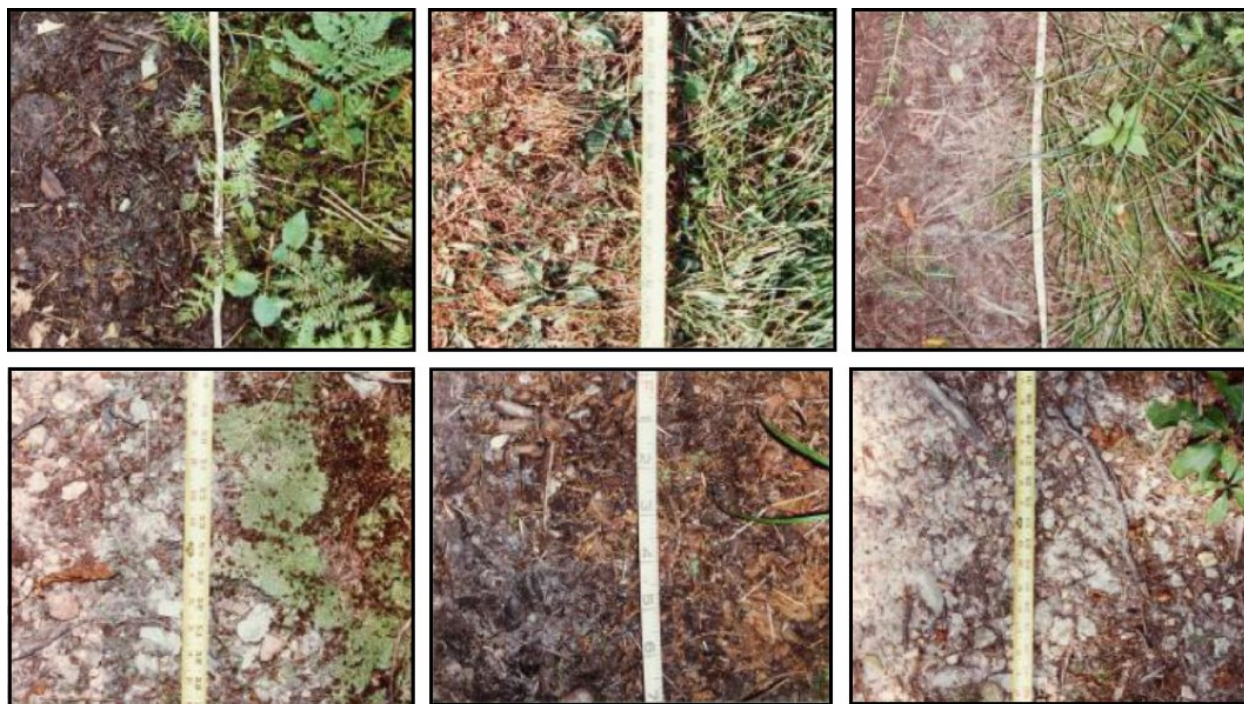


Figure 11 : Différents cas d'incision pouvant être rencontrés dans les sentiers

- **Élargissement**

La largeur du sentier correspond à la surface piétinée perpendiculairement au sens de la marche. Les limites de cette surface ont été définies visuellement comme la démarcation entre la partie du milieu naturel non impactée et la partie piétinée et/ou impactée du sentier. Les figures 12 et 13 illustrent les limites entre un sentier et le milieu naturel dans différents environnements. Si des

aménagements sont présents, ceux-ci sont systématiquement inclus dans la mesure, car ils font partie intégrante du sentier.



Adapté de Wimpey et Marion, 2011

Figure 12 : Limites entre un sentier (partie gauche de chaque vignette) et le milieu naturel non piétiné (partie droite de chaque vignette)

- **L'exposition des racines**

L'évaluation de l'exposition des racines est subjective, car contrairement à la largeur ou à l'incision des sentiers elle ne peut être mesurée et est évaluée visuellement. Selon l'information désirée, deux méthodes d'évaluation peuvent être utilisées. La première approche est comparative et cherche à évaluer si un sentier contribue ou non à exposer davantage les racines. Elle repose sur la comparaison de la présence de racine dans le sentier rapportée à sa région périphérique afin d'évaluer si celui-ci dégrade son environnement. Elle est cependant peu utilisée puisque lors de la revue de littérature, aucun article ne la mentionnant n'a été trouvé contrairement à la seconde approche qui a été systématiquement exploitée lorsque l'exposition des racines a été évaluée (Farrel et Marion, 2001; Marion *et al.*, 2006., Marion et Olive, 2006; Monz *et al.*, 2010). Cette seconde approche se concentre sur l'emprise du sentier, car son but est d'évaluer la condition de celui-ci. Cette seconde approche a été retenue, car l'objectif de ce projet est d'évaluer l'état des sentiers et non leur impact sur le milieu.



Figure 13 : Mesure de l'élargissement du sentier à différents sites du PENS

L'exposition des racines a donc été évaluée visuellement dans un périmètre allant du transect du point d'échantillonnage à deux mètres après celui-ci sur toute la largeur du sentier. Elle est directement classée en cinq niveaux (figure 14) :

1. **Nulle** : aucune racine
2. **Faible** : Peu de racines apparentes, on peut circuler aisément sans marcher sur une racine (figure 14.a).
3. **Modérée** : Présence de racines principalement de tailles moyennes. La plupart des racines pourraient être tenues entre le pouce et l'index fermés. Circuler sans marcher sur une racine devient difficile (figure 14.b).
4. **Forte** : Nombreuses racines de tailles moyennes à grosses. La plupart des racines ne pourraient pas être tenues entre le pouce et l'index fermés. Circuler sans marcher sur une racine est difficile (figure 14.c).
5. **Très forte** : Nombreuses racines dépassant du sol. Impossible de circuler normalement, les racines conditionnent la marche (figure 14.d).

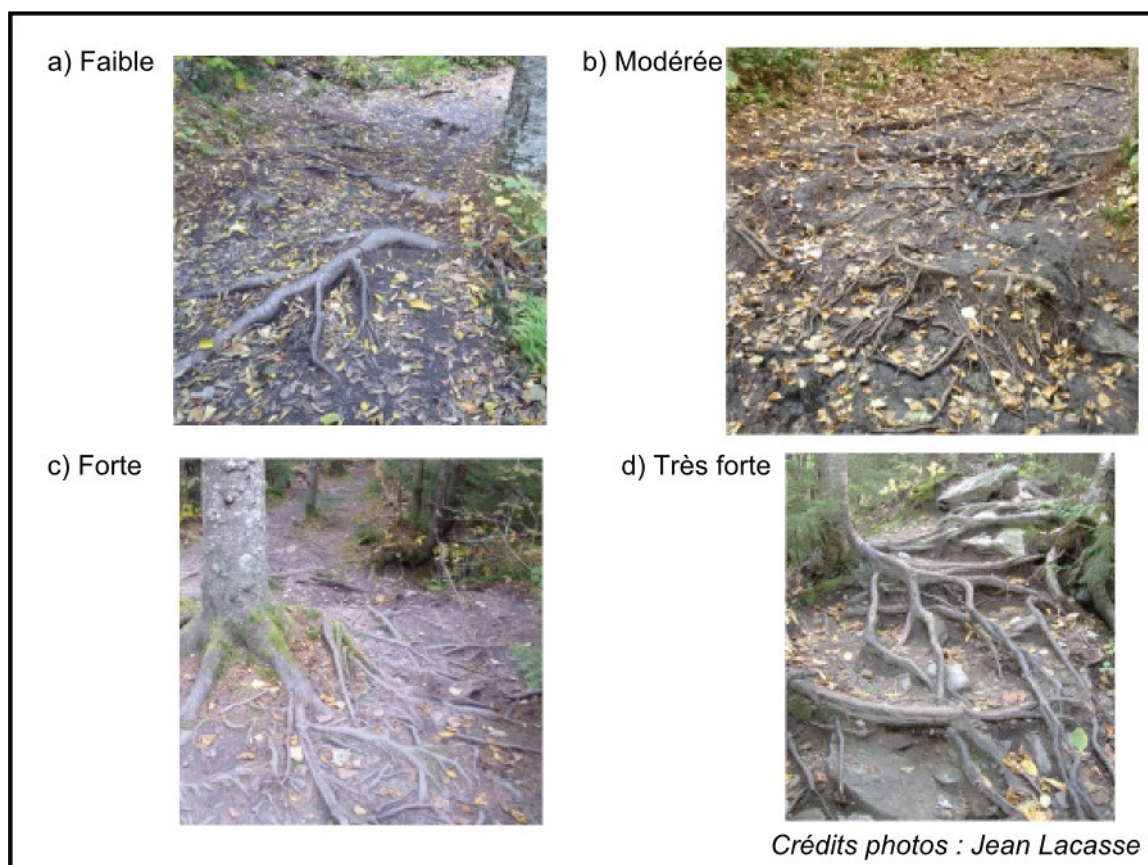


Figure 14 : Illustration des quatre classes d'exposition des racines

4.1.2.2. Recensement continu des sentiers informels

Contrairement aux autres phénomènes de dégradations, les sentiers informels ont été recensés en continu en raison de leur caractère très ponctuel. Il s'agit par exemple de dédoublements du sentier principal pour contourner une perturbation ou de raccourcis dans des sentiers en lacets. Le recensement continu signifie que chaque sentier informel rencontré a été localisé à l'aide des coordonnées GPS de sa première séparation et de sa dernière jonction. Une photographie où figure l'indicatif du sentier informel a également été prise afin de les relocaliser précisément. Chaque occurrence a ensuite été évaluée par la combinaison d'une variable qualitative binaire (longueur supérieure ou inférieure à 3 mètres) et une variable quantitative, le nombre de chemins non officiels comptabilisé (figure 15). La combinaison de ces deux variables permet d'évaluer le niveau de dégradation selon le tableau 8.

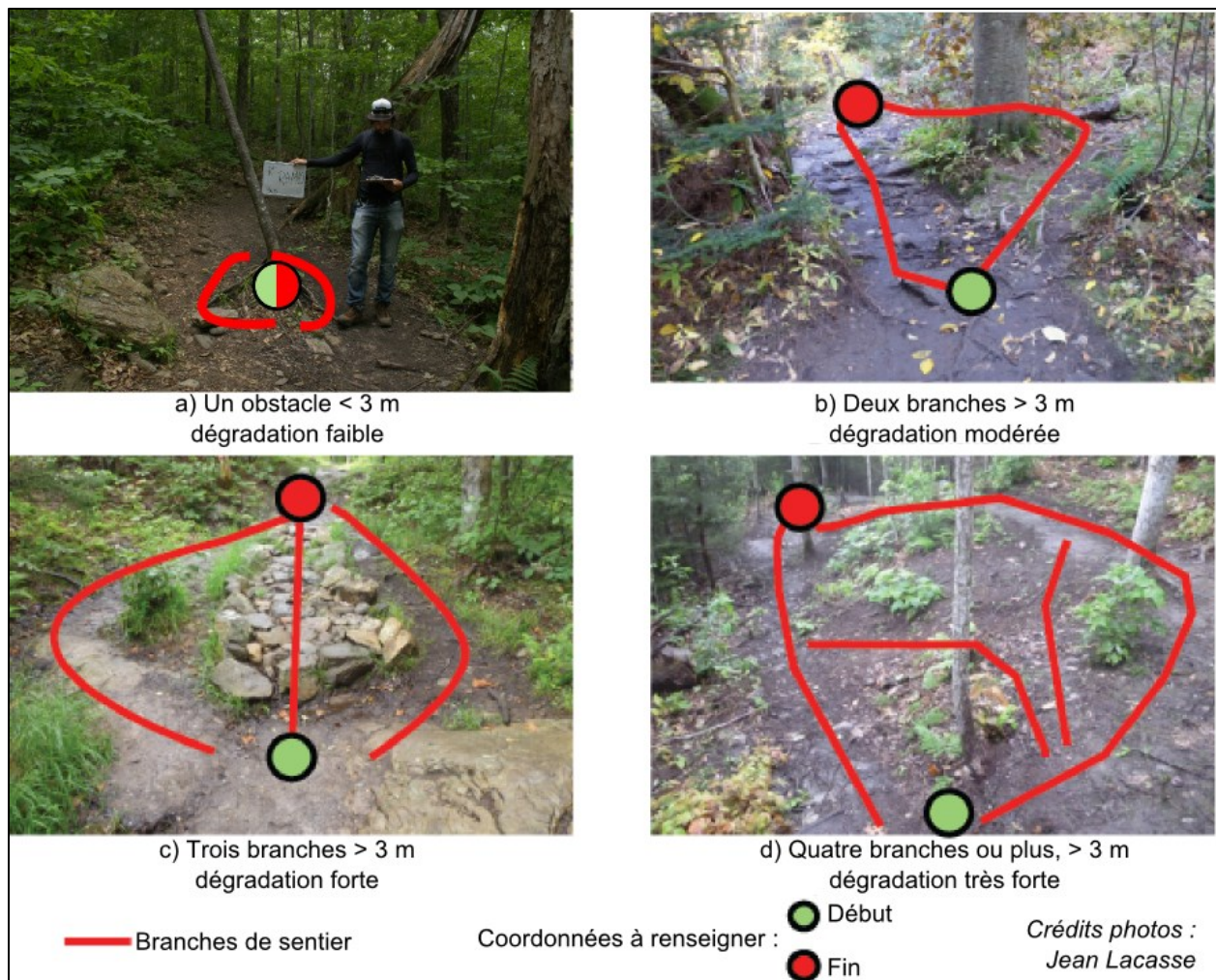


Figure 15 : Exemples de sentiers informels recensés dans les sentiers du PENS

Tableau 8 : Description de l'évaluation des sentiers informels

Niveau de dégradation	Description
Nulle	Pas de chemin parallèle.
Faible	Deux ou plusieurs branches visibles sur une distance de moins de 3 m.
Modérée	2 branches (incluant le sentier officiel) sur une distance supérieure à 3 m.
Forte	3 ou 4 branches (incluant le sentier officiel) sur une distance supérieure à 3 m.
Très forte	5 branches ou plus (incluant le sentier officiel) sur une distance supérieure à 3 m.

4.1.2.3. Discrétisation des mesures de dégradation

Ces données ont ensuite été discrétisées en cinq niveaux de dégradation (tableau 9) afin d'homogénéiser chacune des variables. Alors que l'incision et l'élargissement ont simplement été découpés en classes, la discrétisation des sentiers informels résulte de la combinaison des deux caractéristiques recensées sur le terrain (tableau 8). Bien qu'entraînant une perte d'informations, cette discrétisation est nécessaire, car d'une part elle permet de cartographier les phénomènes. D'autre part, elle permet également de limiter la fluctuation des observations inter-observateurs (Sykes *et al.*, 1983; Koss *et al.*, 2009), tout en conservant un niveau d'informations utiles au gestionnaire.

Tableau 9 : Classification des phénomènes de dégradation mesurés

Classe Note	Insignifiante 1	Faible 2	Modérée 3	Forte 4	Très forte 5
Incision (en cm) ^{1,2}	0 — 2,5	2,6 — 7,5	7,6 — 15	15,1 — 30	> 30,1
Sentiers informels ¹	Non détecté	Inférieurs à 3 mètres de longueur	2 tronçons, plus de 3 mètres	3 ou 4 tronçons, plus de 3 mètres	5 tronçons ou +; plus de 3 mètres
Largeur excessive ^{1,3}	<= 100 cm	101 — 120 cm	121-150 cm	151-184 cm	Plus de 185 cm
Exposition des racines ³	Classification par l'observateur directement lors de la collecte des données (figure 11).				

Références : ¹. Leung et Marion (1999a); ². Olive et Marion (2011); ³. Fédération Québécoise de la Marche (2004)

4.1.3. Mesure des caractéristiques environnementales des sentiers

À chaque site échantillonné ou sentier informel recensé, huit caractéristiques environnementales des sentiers ont été mesurées et l'indicateur « Dénivellement » a été créé en combinant deux caractéristiques (AAS + Pente) constituant au total 9 indicateurs. Ils sont regroupés en trois

catégories et décrits au tableau 10. Il y a donc quatre caractéristiques topographiques, deux caractéristiques de la végétation, deux caractéristiques des formations meubles et un indicateur binaire de l’envasement. Leur acquisition est décrite dans les sections suivantes.

Tableau 10 : Caractéristiques environnementales des sentiers récoltés

Catégories	Indicateur	Type de variables	Description
Topographie	Pente	Quantitative	Mesure de la pente en degré puis transformée en pourcentage.
	AAS	Quantitative	Angle d’alignement du sentier en degré. Obtenu par le rapport entre l’orientation du versant et l’orientation du sentier.
	Dénivellement	Ordinale	Combinaison des mesures de la pente et de l’AAS.
	Orientation	Ordinale	Orientation du versant observée sur le terrain.
Végétation	Type de forêt	Nominale	Désigne le type de forêt dominante (feuillus, mixtes, conifères).
	Densité de végétation	Ordinale	Densité de la végétation définie en 4 classes de faible à très forte selon le degré de pénétration offert aux utilisateurs (voir tableau 13)
Formations meubles	Texture du sol	Nominale	Observation des matériaux extraits par terrière lors des sondages.
	Épaisseur du dépôt	Ordinale	4 classes d’épaisseur du sol établies par sondage.
	Envasement	Binaire	Présence significative de boue ou d’eau stagnante

4.1.3.1. Caractéristiques topographiques

Dans un premier temps, les caractéristiques topographiques (Pente, AAS et Orientation) ont été mesurées à partir du relevé GPS des sentiers superposé à un relevé Lidar aérien fourni par le PENS incluant un Modèle Numérique de Terrain (MNT) et les courbes de niveau générées. Cependant, la vérification sur le terrain de ces caractéristiques a mis en évidence des biais importants liés à la précision des données GPS (tableau 11). Par exemple, au PDC11 sur le sentier Passe des caps, la pente calculée grâce aux données Lidar et aux relevés GPS est de 0,16 % tandis que la pente observée au clinomètre est de 15,8 %. À l’inverse, au site SE04 sur le sentier de l’Estrie la pente calculée est de 12,45 % contre une pente observée de 0 %. À ces sites, un décalage d’ordre métrique a été observé entre l’emplacement du sentier physique et celui du tracé relevé par GPS.

Tableau 11 : Extrait de la différence entre la pente observée au clinomètre et la pente calculée grâce aux données GPS et Lidar à 10 sites d'échantillonnage

Pente (%)				Pente (%)			
Point	Calculée	Observée	Différence	Point	Calculée	Observée	Différence
PDC11	0,16	15,8	15,64	RT28	12,55	14,95	2,4
RT03	15,09	19,44	4,35	SE02	39,53	48,77	9,24
RT05	35,27	30,57	-4,7	SE04	12,45	0	-12,45
RT18	13,02	6,99	-6,03	SE05	20,96	32,49	11,53
RT19	1,82	3,49	1,67	SE14	67,24	44,52	-22,72

En raison de ces biais importants, les données Lidar n'ont pu être exploitées et les caractéristiques topographiques ont été relevées sur le terrain. Un clinomètre a été utilisé pour mesurer la pente du sentier tandis qu'une boussole a été employée pour déterminer l'orientation du versant et celle du sentier. L'orientation du sentier combinée à l'orientation du versant permet de calculer l'angle d'alignement du sentier (Marion et Wimpey, non publié). Pour qualifier les sites d'échantillonnage, ces mesures ont été réalisées sur la portion de sentier représentative du transect échantillonné, c'est-à-dire, la portion de sentier où l'orientation du versant et du sentier ainsi que l'inclinaison de la pente sont homogènes. La figure 16 illustre la définition d'une pente représentative.

En revanche, pour les sentiers informels, trois méthodes ont été exploitées afin de représenter au mieux les caractéristiques topographiques. Les contournements ponctuels (contournement d'un petit obstacle sur une distance de moins de 3 mètres) ont été évalués selon le même procédé que pour les sites d'échantillonnages ponctuels. Ensuite, les caractéristiques des sentiers informels plus longs ont été recensées entre le début de la dégradation (soit la première séparation des chemins) et la fin de la dégradation soit la dernière jonction des différents chemins. Enfin, les caractéristiques des ramifications dans des sentiers en lacet ou dans des secteurs où la pente du sentier varie de manière conséquente ont été caractérisées par la portion entre l'origine du problème et le premier changement de caractéristique important (figure 17) selon le sens de la marche.

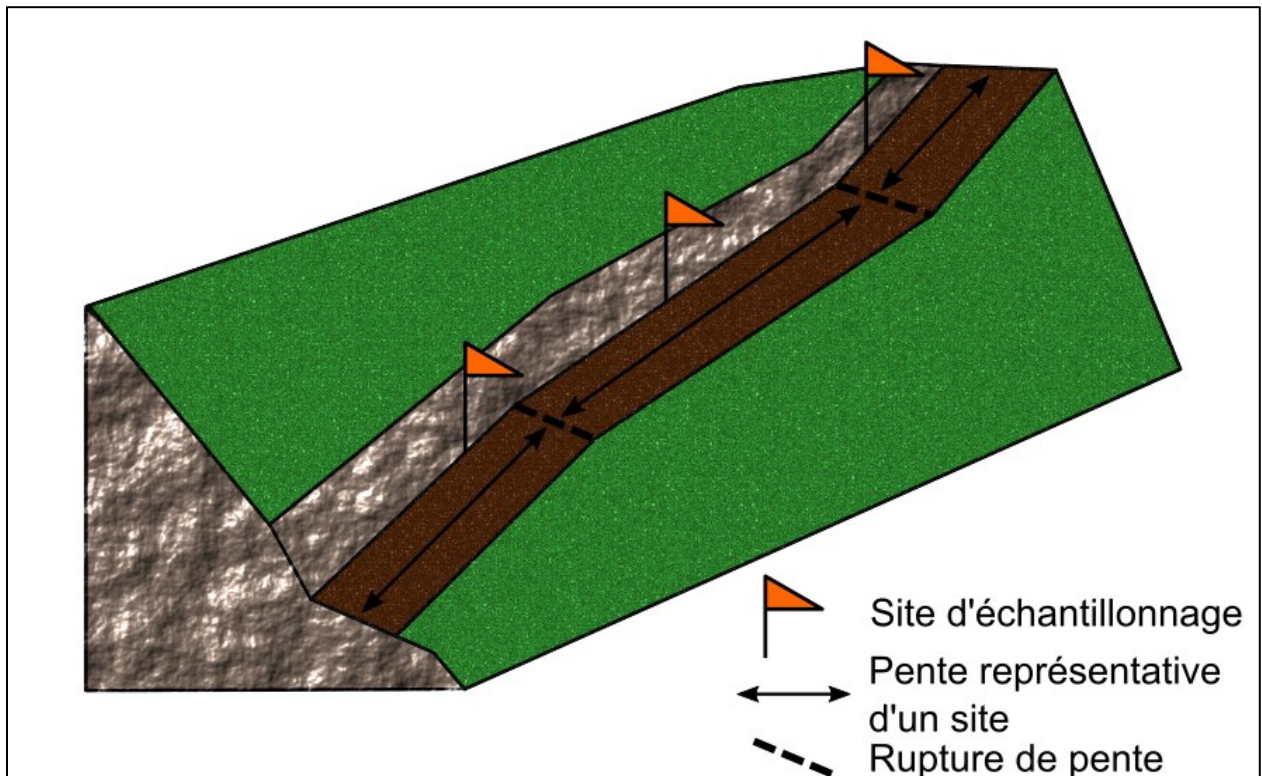


Figure 16 : Définition de la portion de sentier représentative de la pente d'un site d'échantillonnage

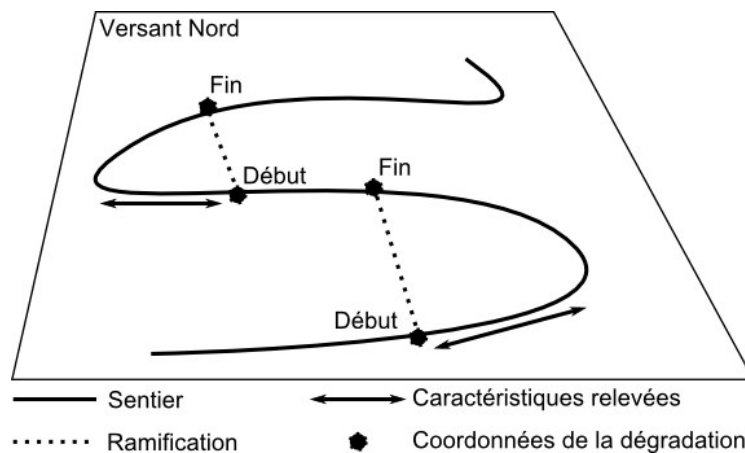


Figure 17 : Caractéristiques recensées pour les ramifications dans un sentier en lacet ou subissant de fortes variations de pente

Enfin, l'orientation du versant a été déterminée lors de chaque prise de mesure à l'aide d'une boussole. Elle correspond à la direction de la pente du versant la plus forte à l'emplacement d'un sentier informel ou d'un site d'échantillonnage. L'angle d'alignement du sentier a pu ensuite être déterminé en rapportant l'orientation du sentier, également mesuré à la boussole à l'orientation du versant.

4.1.3.2. Caractéristiques de la végétation

Les caractéristiques de la végétation évaluées sont le type de forêt dominante et la densité de la végétation en considérant les strates herbacée, arbustive et arborescente. D'un côté, la végétation herbacée sous-jacente des forêts de feuillus représente la végétation la plus sensible aux différents impacts causés par les activités récréatives et notamment le piétinement contrairement aux forêts de conifères où la végétation est plus résiliente (Cole, 1987; Thurstone et Reader, 2001). D'un autre côté, la densité de la végétation et notamment de la végétation sous la strate arborée va influencer sur l'élargissement des sentiers et la dispersion des sentiers informels (Cole, 1987; Leung et Marion, 1996; Farrel et Marion, 2001). Les caractéristiques recensées sont donc le type de forêt (feuillus, conifères ou mixtes) ainsi que la densité de la végétation. Ces données ont été observées sur le terrain à chaque site d'échantillonnage ponctuel et entre le début et la fin de chaque sentier informel. Quatre classes de densités ont été créées selon l'opportunité de pénétration que la forêt permet à partir du sentier. Elles sont décrites au tableau 12 et illustrées à la figure 18.

Tableau 12 : Caractérisation de la densité de la végétation

Densité	Description
Très forte (a)	Strate arborée jeune, strates arbustive et herbacée denses; pénétration difficile.
Forte (b)	Strate arbustive et herbacée ou strate arborée jeune moyennement dense; pénétration possible, mais peu invitante.
Moyenne (c)	Sol visible, strate herbacée faible, possibilité de circuler entre les arbres et les arbustes en les écartant à l'aide des bras.
Faible (d)	Strate arbustive absente; couverture herbacée faible ou absente; sol presque nu, circulation facile entre les arbres matures.

4.1.3.3. Les formations meubles

La texture du sol et l'épaisseur du dépôt influent sur le drainage, la compaction ou encore l'érosion du sol. Par exemple, les formations homogènes à particules fines sont plus vulnérables aux dégradations que les formations à particules plus grossières et contenant des blocs (Bryan, 1977; Olive et Marion, 2009). Aussi, ces deux caractéristiques ont été relevées à l'aide d'une terrière et d'une pelle. Dans un premier temps, la texture du dépôt a été caractérisée suite à un prélèvement à la terrière, puis l'épaisseur du dépôt a été sondée toujours à l'aide de la terrière jusqu'à une profondeur d'un mètre et discrétisée en quatre classes (tableau 13) à chaque site de recensement continu ou d'échantillonnage ponctuel.



Figure 18 : Illustration des classes de densité forestière. Très forte (a), Forte (b), Moyenne (c) et Faible (d). Sur la gauche de la photo b, un sentier informel est présent dont il ne faut pas en tenir compte dans l'évaluation.

4.1.3.4. L'envasement

L'envasement devait initialement être évalué comme un phénomène de dégradation à part entière. Cependant, comme de nombreuses zones boueuses apparaissent et disparaissent au gré des précipitations, les fortes variations spatiales et temporelles du phénomène nécessitent de l'expérience afin de différencier les secteurs permanents des secteurs temporaires. De plus, la période la plus propice à la détection des zones boueuses d'accumulation correspond à la fonte des neiges qui se produit au printemps (Lacasse, 2015) alors que les données ont été collectées à

l'été 2015. Aussi, la fiabilité des données récoltées ne pouvant être assurée, l'analyse et le suivi participatif de l'envasement ont été abandonnés. Toutefois, plusieurs études (Bayfield, 1971; Bayfield, 1973; Calais et Kirkpatrick, 1986; Wimpey et Marion, 2010) ont montré que l'envasement peut avoir une relation forte avec l'élargissement ou les sentiers informels en influençant le comportement des utilisateurs. L'envasement a donc été identifié de manière binaire (présence/absence), à posteriori, à partir des photographies de chaque site du recensement continu et de l'échantillonnage ponctuel afin de disposer d'une information minimale.

4.1.3.5. Mesure des infrastructures

Les infrastructures des sentiers aux points d'échantillonnages et aux sentiers informels rencontrés ont également été recensées selon leurs types (escalier, marche, trottoir, etc.) leurs matériaux (bois ou pierre) et leur condition (bon, moyen, mauvais). Ces informations permettent d'affiner les analyses statistiques en justifiant la présence de points atypiques.

4.1.4. Validation de la base de données

Une fois finalisée, la base de données a été vérifiée afin d'éliminer les erreurs de transcription ou de mesure. Les erreurs de transcription ont été vérifiées à l'aide des feuilles de relevé de terrain tandis que les erreurs de mesure ont été identifiées à partir de photographies de chaque site et corrigées ou remplacées par la mention *ND* (non disponible) si elles ne pouvaient être corrigées. L'annexe 2 présente un extrait de la base de données ainsi que les métadonnées la décrivant afin d'assurer que celle-ci puisse être alimentée dans le futur.

4.2. Analyse des facteurs de dégradation

L'analyse des facteurs de dégradation repose sur une technique largement répandue dans l'étude de la dégradation des sentiers (Farrel et Marion, 2001; Olive et Marion, 2009; Marion et Wimpey, non publié), soit la régression linéaire multiple pour décrire les variations d'une dégradation à partir des caractéristiques environnementales et physiques des sentiers. Ces régressions sont basées sur un processus itératif (Rakotomalala, 2015) réalisé indépendamment pour chaque phénomène de dégradation (incision, élargissement des sentiers, exposition des racines et sentiers informels).

La présence d'infrastructures a également été prise en compte, car celles-ci peuvent atténuer les phénomènes de dégradation et diminuer la qualité des modèles prédictifs. Par ailleurs, Marion et Wimpey (non publié) ont récemment proposé une grille d'analyse et d'évaluation de la durabilité d'un sentier en combinant la pente et l'AAS dans un seul indicateur censé prévoir l'incision

efficacement. Cet indicateur est repris dans ce projet sous l'appellation « Dénivellement » et reprend exactement les critères définis par Marion et Wimpey (tableau 13). À travers l'analyse des facteurs de dégradation, il est possible de valider ou non cette information, mais également au vu de la littérature de l'étendre aux autres phénomènes de dégradation. Comme la discrétisation d'une variable entraîne inévitablement une perte d'information, pour chaque phénomène de dégradation, une première série de régressions (régression 1) a été réalisée en utilisant les mesures brutes de la pente et de l'AAS. Une deuxième série (régression 2) a été effectuée en utilisant les variables « Pente » et « AAS » discrétisées selon le tableau 13. Cette série permet de valider les résultats de l'indicateur « Dénivellement » (Pente + AAS) exploité dans une troisième série de régressions (régression 3).

La variable « Type de forêt » dans la famille Végétation, contrairement aux autres variables, ne peut être hiérarchisée. Comme celle-ci peut prendre trois observations différentes (feuillu, mixte et résineux), elle a été codée dans chaque série de régression en prenant la valeur mixte comme valeur de référence. Ainsi, avec la valeur mixte comme référence, les régressions peuvent faire apparaître un lien entre le type de forêt dominante et la dégradation des sentiers.

Tableau 13 : Caractéristiques physiques des sentiers mesurées

Classe	Topographie			Végétation			Formations meubles	
	Pente (%)	AAS ₁ (°)	Dénivellement (AAS + P)	Orienta-tion	Densité	Type forêt	Épais-seur (cm)	Texture
Bon	3-10	69 — 90	P 3-10 % AAS >30°	S ; SO	Très forte		> 100	Till et blocs
Neutre	0-2; 11-15	46 — 68	P 0-2 %	O; SE	Forte	Variable qualitative	26-99	Till
Faible	16-20	23 — 45	P 3-10 % et AAS 0-30° ou P 11-20 % AAS > 30°	NO; E	Moyenne	Feuillu Mixte Résineux	1 - 25	Sédiments
Très faible	> 21	0 — 22	P 11-20 % et AAS 0-30°, ou P > 20 %	N; NE	Faible		0	Matière organique
	Fédération Québécoise de la Marche (2004); Olive et Marion, 2009; Marion et Wimpey (réd.)			Provenc her et Thibault (1979)	Cole (1987)		Provencher et Thibault (1979); Leung et Marion (1996)	

¹Angle d'alignement du sentier par rapport à la pente du versant

Enfin, de nombreuses études ont montré que si les conditions de circulation d'un sentier sont mauvaises (incision, envasement, etc.), les utilisateurs vont chercher à contourner les sites dégradés surtout si l'environnement voisin est plus favorable (Pounder, 1985; Calais et Kirkpatrick, 1986; Wimpey et Marion, 2010). Ainsi, concernant l'élargissement des sentiers et les sentiers informels, les autres phénomènes de dégradation sont intégrés comme variables explicatives de ces deux phénomènes. Par ailleurs, l'incision correspondant à une perte de sol, elle est également susceptible de favoriser l'exposition des racines. Le tableau 14 résume les variables explicatives utilisées pour chaque phénomène de dégradation et la figure 12 résume le protocole détaillé dans les sous-parties suivantes. Ainsi, les trois séries de régressions citées au paragraphe précédent sont dans un premier temps évaluées à l'aide d'un diagnostic graphique, du test de Shapiro-Wilk, du t de Student et du *Variance Inflation Factor* (VIF). Lorsque nécessaires, les jeux de données sont corrigés (retrait d'une variable trop colinéaire, correction d'une valeur erronée ou d'un point aberrant justifié). De nouvelles séries de régression ont ensuite été lancées avec les jeux de données validés (figure 15). Ces régressions validées ont pu être optimisées à l'aide du Critère d'Information d'Akaike (AIC) afin de ne conserver que les variables les plus significatives dans chacune d'entre elles (Symonds et Moussalli, 2010).

Tableau 14 : Liste des variables utilisées dans les modèles de régression pour prédire les phénomènes de dégradation

		Phénomènes de dégradation			
		Incision	Exposition des racines	Élargissement	Sentiers informels
Variables explicatives	Caractéristiques physiques		<ul style="list-style-type: none"> • Incision 	<ul style="list-style-type: none"> • Incision • Exposition des racines 	<ul style="list-style-type: none"> • Incision • Exposition des racines
	Caractéristiques environnementales	<ul style="list-style-type: none"> • (1) Pente • (2) AAS • (3) Dénivellement • (4) Orientation • (5) Type de forêt 		<ul style="list-style-type: none"> • (6) Densité de végétation • (7) Texture du sol • (8) Épaisseur du dépôt • (9) Envasement 	
Variables de contrôle	Infrastructures	Type, matériel, condition			

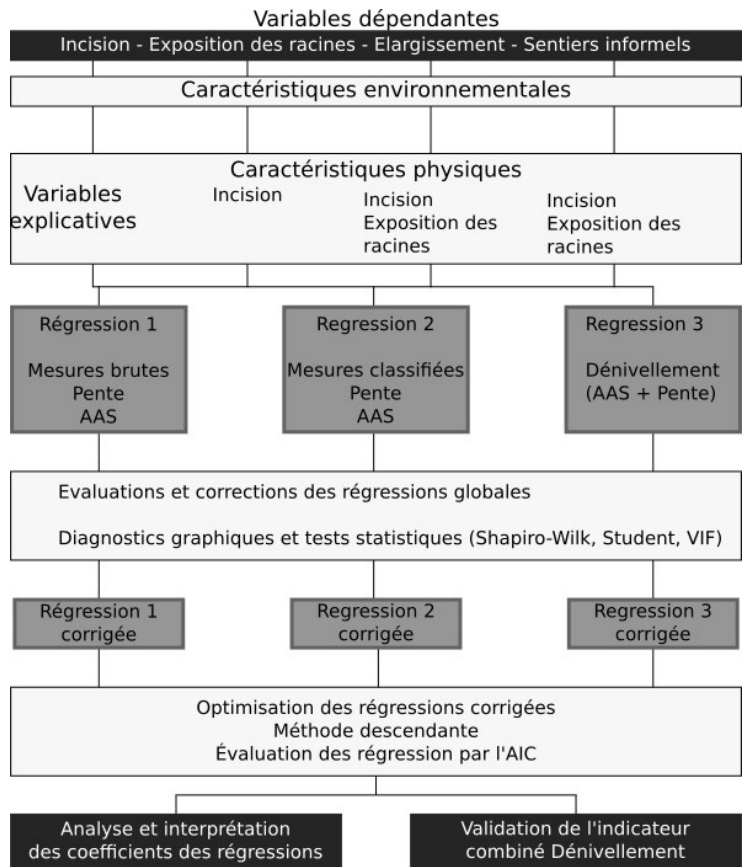


Figure 19 : Protocole de régression pour identifier les facteurs de dégradation des sentiers

4.2.1. Lancement des modèles de régression généraux

La première étape consiste à lancer pour chaque phénomène de dégradation les trois modèles de régression généraux qui incluent l'ensemble des variables explicatives. Elles sont résumées par la formule suivante :

$$y_i = a_0 + a_1x_{i,1} + a_2x_{i,2} + \dots + a_px_{i,p} + \varepsilon_i \quad (1)$$

où y_i représente la $i^{\text{ème}}$ observation de la variable Y, $x_{i,j}$ la $i^{\text{ème}}$ observation de la $J^{\text{ème}}$ variable et ε_i est l'erreur du modèle qui correspond aux paramètres inconnus telle la fréquentation des sentiers.

4.2.2. Évaluation des modèles généraux

La deuxième étape est l'évaluation de ces modèles. Elle repose dans un premier temps sur un diagnostic graphique des résidus standardisés des modèles. Les résidus standardisés suivent une loi de Student et sont calculés pour chaque variable. Cette analyse permet de détecter

graphiquement les points atypiques à l'aide de seuils de détection $(-t_1 - \frac{\alpha}{2}$ et $+t_1 - \frac{\alpha}{2})$ insérés dans les graphiques. Elle se définit ainsi :

$$t_i = \frac{\hat{\varepsilon}_i}{\hat{\sigma}_{\hat{\varepsilon}_i}} = \frac{\hat{\varepsilon}_i}{\hat{\sigma}_\varepsilon \sqrt{(1-h_i)}} \quad (2)$$

où $\hat{\varepsilon}_i$ est le résidu observé et $\hat{\sigma}_{\hat{\varepsilon}_i}$ est l'écart-type du résidu observé. Comme le résidu standardisé suit une loi de Student à $n-p-1$ degrés de liberté, sa région critique permet de définir les seuils et est définie pour :

$$R.C. : |t_i| > t_1 - \frac{\alpha}{2}(n - p - 1) \quad (3)$$

où $t_1 - \frac{\alpha}{2}(n - p - 1)$ est le fractile d'ordre $1 - \frac{\alpha}{2}$ de la loi de Student à $n-p-1$ degrés de liberté.

Les points atypiques mis en évidence ont été vérifiés pour éviter les vices de procédure. Les points atypiques se divisent en deux catégories, les points influents et les points aberrants. D'un côté, les observations influentes sont définies comme des observations ayant une influence disproportionnée (Everitt, 2002) dont le retrait réduirait considérablement la qualité du modèle de régression (Cook et Weisberg, 1980). De l'autre côté, les points aberrants sont définis comme des observations inconsistantes ou s'éloignant sensiblement du reste du jeu de données (Everitt, 2002). Ces points aberrants peuvent être de nature aléatoire ou déterminée. Dans ce cas, si la cause est identifiable, alors le jeu de données peut-être corrigé (Planchon, 2005).

Aussi, si un point apparaît mal prédit par au moins deux des trois modèles de régressions réalisés et qu'une infrastructure (escalier, marche, étayage...) est présente, ce point est considéré comme une variable aberrante déterminée (Planchon, 2005) et peut être retiré du jeu de données. En effet, il est alors supposé que l'infrastructure (pont, escalier, marches, etc.) influe significativement sur la dégradation du sentier soit en la limitant fortement dans le cas d'un point sur estimé par le modèle soit, négativement en aggravant le phénomène si le point est sous-estimé par le modèle. En effet, bien qu'une des principales vocations des infrastructures soit de limiter les impacts, elles peuvent également les aggraver en incitant les utilisateurs à les éviter si elles sont par exemple en mauvais états ou mal conçues (Rioux et Guay, 2003).

Dans un deuxième temps, des tests statistiques permettent de compléter les diagnostics graphiques. Tout d'abord, l'homoscédasticité des variables est vérifiée à l'aide du test de Shapiro-Wilk. Il permet de vérifier la normalité des résidus de chaque variable (Rakotomalala, 2011a) et s'écrit :

$$W = \frac{[\sum_{i=1}^{\lfloor \frac{n}{2} \rfloor} a_i (x_{(n-i+1)} - x_{(i)})]^2}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2} \quad (4)$$

où x_i est la série des données triées, $\lfloor \frac{n}{2} \rfloor$ la partie entière du rapport $\frac{n}{2}$ et a_i des constantes de la moyenne et de la matrice de variance covariance des quantiles d'un échantillon suivant la loi normale. Pour ce test, le seuil α a été fixé à 5 %.

Ensuite, la colinéarité des variables explicatives est également évaluée à l'aide du facteur d'inflation de la variance ou VIF (v_j). Il est communément admis que si $v_j \geq 4$, la colinéarité est trop forte et une variable doit être retirée (Rakotomalala, 2015). Le VIF s'écrit :

$$v_j = \frac{1}{1-R_j^2} \quad (5)$$

Dans le cas où une colinéarité est détectée entre deux variables, les modèles de régressions ont été dédoublés en excluant chacun une des variables incriminées. La variable retirée est celle dont le modèle a le moins bon pouvoir prédictif (R^2 ajustée).

4.2.3. Optimisation des modèles de régression

Une fois les modèles de régressions généraux évalués et validés, ils ont été optimisés afin de ne conserver que les variables explicatives les plus significatives. L'optimisation des modèles se fait selon la méthode descendante où les variables non significatives sont retirées une à une, car cette méthode permet de limiter les erreurs de type II en omettant une variable significative seulement lorsqu'elle est combinée avec une autre variable (Yergeau et Poirier, 2013). En effet, la méthode ascendante ne tient pas compte de l'effet combiné de plusieurs variables significatives. La comparaison entre les modèles est réalisée à l'aide du Critère d'Information d'Akaike (AIC) (Symonds et Moussalli, 2010) :

$$AIC = 2k - 2 \ln(L) \quad (6)$$

où k est le nombre de paramètres à estimer du modèle et L le maximum de la fonction de vraisemblance du modèle.

Ce protocole est appliqué à l'ensemble des modèles de régression réalisés pour chaque variable dépendante. À chaque étape, les variables sont retirées et ajoutées une par une de sorte que toutes les combinaisons $n - 1$ variables soient testées. Le modèle obtenant le meilleur AIC est conservé pour passer à l'étape suivante. Le modèle de départ est le modèle de régression général corrigé

contenant les variables sélectionnées à partir de la littérature et le modèle optimisé ne contient plus que les n variables contribuant significativement à la prédiction de la variable dépendante.

4.3. Développement de l'outil de suivi participatif

Un protocole de prise de données a été développé et appliqué par l'équipe de terrain dont les mesures ont servi de données de référence. Un panel de bénévoles a ensuite été recruté afin de le tester sur un tronçon expérimental.

4.3.1. Recrutement des participants

Cooper *et al.* (2007) indiquent qu'identifier et cibler une population sensible et intéressée par l'objectif de la recherche permet d'améliorer la qualité des données. Le recrutement a donc été réalisé auprès de membres du PENS et de Corridor Appalachien ainsi que d'étudiants dans les domaines de la géomatique ou de l'environnement de l'université de Sherbrooke. Au total, 13 personnes réparties en 6 équipes de 2 ou 3 ont participé à la collecte des données.

4.3.2. Formation des participants

Plusieurs auteurs (Darwall et Dulvy, 1996; Bell, 2007; Koss *et al.*, 2009; Forrester *et al.*, 2015) ont également mis en évidence le rôle de la formation des volontaires pour améliorer la qualité des données. Aussi, chaque personne participant à la cueillette des données a reçu un guide de terrain (Annexe 3) détaillant le protocole et les mesures à réaliser. De plus, chaque équipe a assisté et participé à une démonstration des mesures à effectuer avant de procéder à la prise de données.

4.3.3. Collecte des données

Le protocole de prise de données est le même que celui de l'équipe de terrain. Les techniques de mesure ou d'évaluation ont été renseignées dans un guide de terrain et sont disponibles à l'annexe 3. En pratique cela se traduit par l'échantillonnage ponctuel de l'incision, de l'élargissement et de l'exposition des racines tandis que les occurrences de sentiers informels ont été recensées en continu. La campagne de collecte a été réalisée entre le 10 juillet et le 18 juillet 2015. Les 6 équipes ont évalué un tronçon de 750 mètres du sentier Round Top à partir du site RT06 jusqu'au site RT15 inclus (figure 5). Selon le protocole d'échantillonnage ponctuel, chaque équipe a échantillonné les 10 mêmes sites tandis que pour le recensement continu des sentiers informels, 24 occurrences ont été détectées par au moins une équipe sur ce tronçon expérimental sélectionné aléatoirement. Les sites à échantillonner ont été localisés avant le passage

de chaque équipe à l'aide de l'appareil GPS et de photographies réalisées lors de leur première évaluation par l'équipe de terrain. Ils ont été identifiés par des fanions en bordure des sentiers.

4.3.4. Prétraitement des données

Une des principales limites de la récolte de données par plusieurs observateurs (bénévoles ou professionnels) est la fluctuation des observations inter-observateurs (Foster-Smith et Evans, 2003; Butt *et al.*, 2013; Lewandowski et Specht, 2014). L'objectif étant de réaliser un suivi de la condition des sentiers à l'échelle du réseau, les mesures ont été discrétisées en cinq niveaux de dégradation (tableau 9). Ce traitement, bien qu'entraînant une perte d'informations, s'avère utile pour limiter la fluctuation des observations inter-observateurs (Sykes *et al.*, 1983; Koss *et al.*, 2009), car il permet de conserver un niveau d'informations utile au gestionnaire.

4.3.5. Validation des indicateurs

La validation de chaque indicateur se déroule en deux étapes. Dans un premier temps, la similarité des observations entre les différentes équipes a été évaluée à l'aide du coefficient de concordance Kappa de Fleiss (K_f). Le K_f renseigne sur l'harmonie des observations réalisées par différents juges (Rakotomalala, 2011b). Il exprime un rapport entre les catégories renseignées par les observateurs et celles qui apparaîtraient en cas de distribution totalement aléatoire des observations. Ce rapport s'exprime selon l'équation suivante :

$$K_f = \frac{P(A) - P(E)}{1 - P(E)} \quad (7)$$

où $P(A)$ représente la probabilité que les observateurs s'accordent et $P(E)$ la probabilité que les observateurs s'accordent au cas où ils attribueraient les notes au hasard. Le K_f a été calculé à l'aide d'un script R, sa formule de calcul est la suivante :

$$K_f = 1 - \frac{nm^2 - \sum_i \sum_c x_{ic}^2}{nm(m-1) \sum_c f_c(1-f_c)} \quad (8)$$

où n est le nombre d'observations de l'échantillon (nombre de sites), m est le nombre d'observateurs (nombre d'équipes) et x_{ic} le nombre d'observations pour la note i (degré de dégradation) dans la catégorie c (site échantillonné).

Landis et Koch (1977) ont proposé des seuils de références (tableau 15) pour évaluer la solidité de la concordance. Ces seuils sont donnés à titre indicatif pour faciliter la lecture du résultat. Le test Z permet de déterminer la p-value et donc la significativité de ce coefficient.

Dans un deuxième temps, si les observations des volontaires sont suffisamment harmonieuses, la corrélation entre leurs observations et celles de l'équipe de terrain (considérées comme les mesures de référence) ont été évaluées à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman (r_s). Celui-ci documente sur la corrélation entre les rangs de deux variables (Saporta, 2006) selon la formule suivante :

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^N d_i^2}{N^3 - N} \quad (9)$$

où N représente le nombre d'observations et d_i représente la différence entre le rang de l'observation i et celui de sa valeur.

Tableau 15 : Interprétation du coefficient Kappa de Fleiss

Valeur du coefficient Kappa	Force de l'accord
Inférieure à 0	Aucune
0.00 – 0.20	Faible
0.21 – 0.40	Légère
0.41 – 0.60	Moyenne
0.61 – 0.80	Forte
0.81 – 1	Presque parfaite

Traduit de Landis et Koch, 1977

La moyenne des notes des bénévoles a été calculée pour la comparaison avec les valeurs de l'équipe de terrain, car le r_s ne fonctionne qu'entre 2 variables. Sa significativité est évaluée à partir de la table de Spearman, car le nombre de paires d'observations ($N \leq 10$) n'est pas suffisant pour utiliser le t de Student (Rakotomalala, 2011).

5. Résultats

Cette section présente dans un premier temps le diagnostic du territoire réalisé à partir de la mesure des phénomènes de dégradation. La deuxième sous-partie présente les résultats de l'analyse des facteurs de dégradation. La dernière sous-partie présente les résultats obtenus à propos du développement d'un outil de suivi participatif.

5.1. Diagnostic du territoire

Cette section présente l'état des sentiers inventoriés, dégradation par dégradation, afin d'offrir une vision d'ensemble du secteur étudié.

5.1.1. Incision

Le principal constat qui ressort de ce diagnostic de l'incision est que le secteur du Round Top dans la RNMV concentre à la fois les secteurs les moins incisés et les secteurs les plus incisés (figure 20). Les secteurs les plus problématiques du point de vue de l'incision sont le dernier tronçon du Round Top, prolongé par le premier tronçon du Sentier de l'Estrie ainsi que le Versant Ouest (V. O.) qui constituent les deux accès au Round Top depuis le chalet 520.

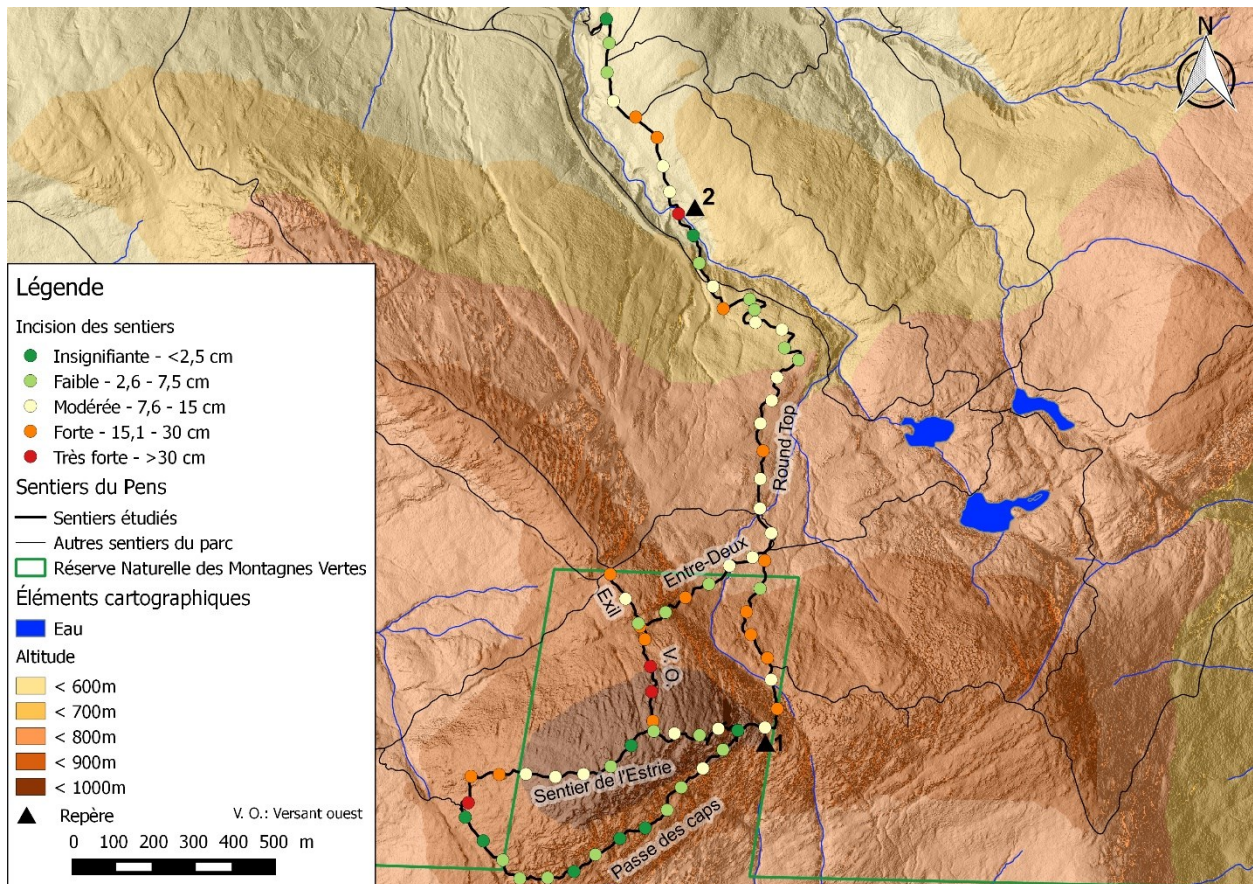


Figure 20 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de l'incision des sentiers dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude

En revanche, à partir du troisième site d'échantillonnage (repère 1), le Sentier de l'Estrie est en relativement bonne condition lorsqu'il traverse la RNMV avec des évaluations de l'incision allant d'insignifiante à modérée. Le sentier de la Passe des Caps est également en très bonne condition avec un seul site évalué modérément incisé alors qu'à l'ensemble des autres sites, l'incision a été évaluée insignifiante ou faible.

Enfin, le reste du réseau dont le sentier du Round Top est globalement peu affecté par le phénomène d'incision malgré des sites pouvant être ponctuellement dégradés et le cinquième site très fortement dégradé au premier tiers du sentier du Round Top (repère 2). Toutefois, ce site a été identifié et réaménagé peu de temps après la collecte des données.

5.1.2. Élargissement

La figure 21 montre clairement que l'ensemble du sentier du Round Top présente une largeur excessive avec 27 sites sur 32 où la largeur est excessivement forte (plus de 150 cm) incluant 17 sites où la largeur est considérée très forte (plus de 185 cm). Quelques autres sites ont également été évalués avec une largeur très forte sur le Sentier de l'Estrie. Les deux premiers sites, au début (repère 1) de celui-ci, sont dans la continuité du sentier du Round Top et deux autres environ à mi-sentier au niveau de la jonction avec le Versant Ouest (V. O., repère 2). À l'inverse, la largeur du sentier de la Passe des Caps ne pose aucun problème. Le Versant Ouest (V. O.) et la portion de l'Exil ont été évalués avec une largeur généralement faible ou modérée, hormis un site du Versant Ouest. Enfin, l'Entre-deux est très hétérogène puisque les cinq classes de dégradation y ont été observées sur seulement 6 sites d'échantillonnage.

5.1.3. L'exposition des racines

L'exposition des racines est un phénomène relativement peu important sur les sentiers étudiés puisque 48 des 72 sites échantillonnés (67 %) présentent une exposition insignifiante ou faible (figure 22). Seulement 13 sites (18 %) présentent une exposition forte ou très forte. À partir de ces observations, 4 secteurs problématiques apparaissent. Le premier, sur le sentier du Round Top, peu avant la jonction avec l'Entre-Deux où trois sites de suite présentent une forte exposition des racines (repère 1). Le deuxième est l'intersection des sentiers de l'Entre-Deux, de l'Exil et du Versant Ouest (repère 2). Ce secteur présente un site avec une très forte exposition des racines sur le sentier de l'Exil et deux autres avec une forte exposition sur le Versant Ouest. Le troisième secteur problématique est au sommet du Round Top à la jonction entre le Versant Ouest et le Sentier de l'Estrie (repère 3) où l'on observe deux sites avec une très forte exposition, séparés par un site où elle est modérée. Enfin, le dernier secteur problématique est à la jonction ouest entre le Sentier de l'Estrie et la Passe des Caps (repère 4) où l'on observe 3 sites où l'exposition est modérée, 2 avec une exposition forte et également un site avec une présence de racines très forte.

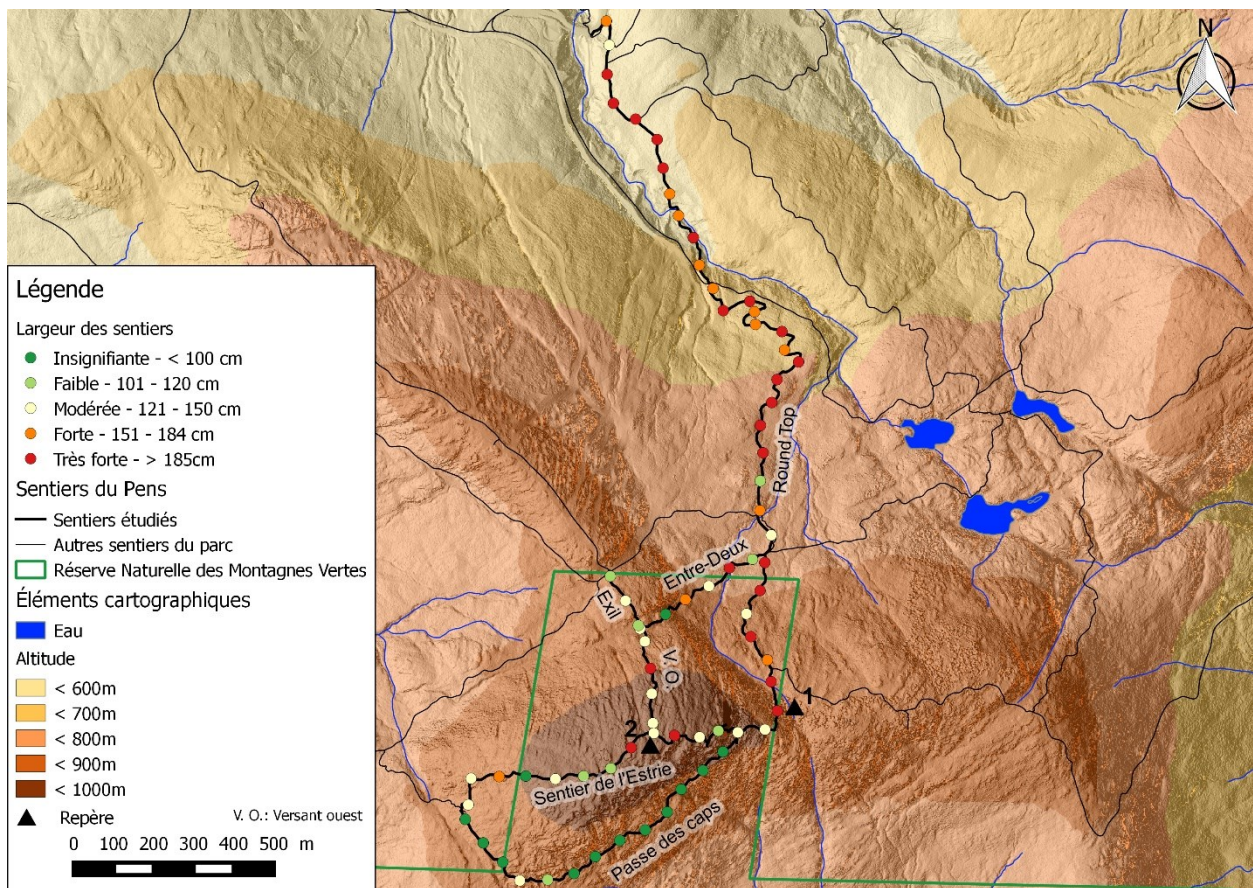


Figure 21 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de la largeur des sentiers dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude

5.1.4. Localisation et importance des sentiers informels

Au total, 72 sentiers informels ont été recensés dans les sentiers de l'étude (figure 23). La majorité de ces sentiers ont été recensés sur le premier et le dernier tiers du sentier du Round Top (repère 1 et 2) et sur le début du sentier de l'Estrie (repère 3). Le Versant Ouest (V. O.) et sa jonction avec l'Entre-Deux et l'Exil regroupent également un nombre important de sentiers informels. Alors que le Versant Ouest concentre exclusivement des sites dont la dégradation est au moins modérée, les trois autres secteurs concentrent des dégradations ponctuelles à fortes, hormis un site très fortement dégradé dans les toutes dernières portions du Round Top (repère 2).

Sur les 5 sites très fortement dégradés recensés, trois sont situés dans le Versant Ouest (V. O.) mais ce sentier a depuis été fermé par le PENS. Un sentier informel est situé dans les toutes dernières portions du sentier du Round Top et l'autre dans la dernière partie du sentier de l'Estrie, à l'ouest de son intersection avec le Versant Ouest (V. O.).

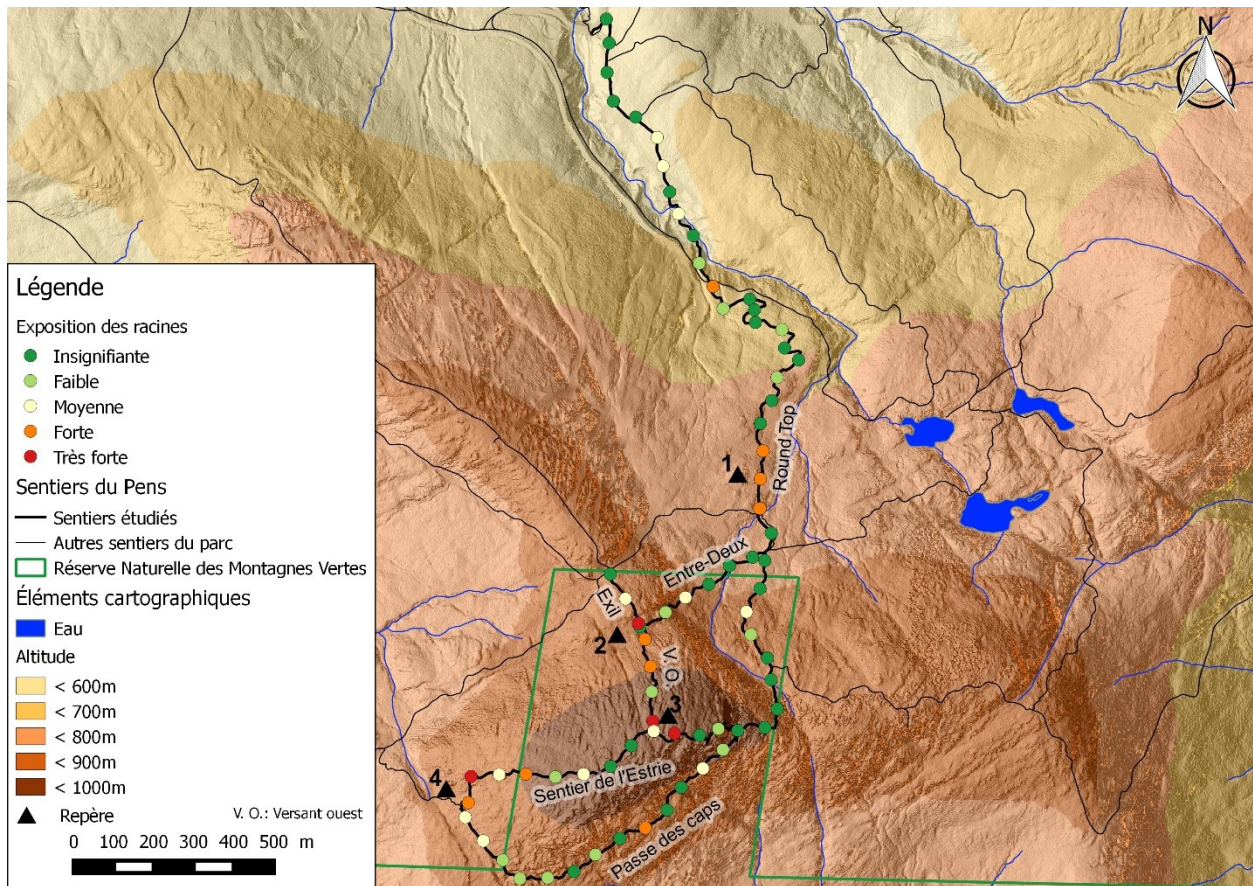


Figure 22 : Résultat de la campagne d'échantillonnage de l'exposition des racines dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude

La deuxième partie du sentier de l'Estrie entre la Passe des Caps et le Versant Ouest compte peu de sentiers informels avec 2 sites ponctuels recensés et un site où la dégradation est considérée modérée. Le sentier de la Passe des Caps dans son intégralité est encore moins affecté puisque seuls trois sites ponctuels y ont été recensés. En revanche la dernière partie du sentier de l'Estrie (repère 4), à l'est du Versant Ouest, est plus affectée par les sentiers informels avec 8 sites ponctuels ou modérés rencontrés et un site très fortement dégradé.

Enfin, l'Entre-Deux et l'Exil sont également affectés par deux occurrences chacun respectivement modérée et forte.

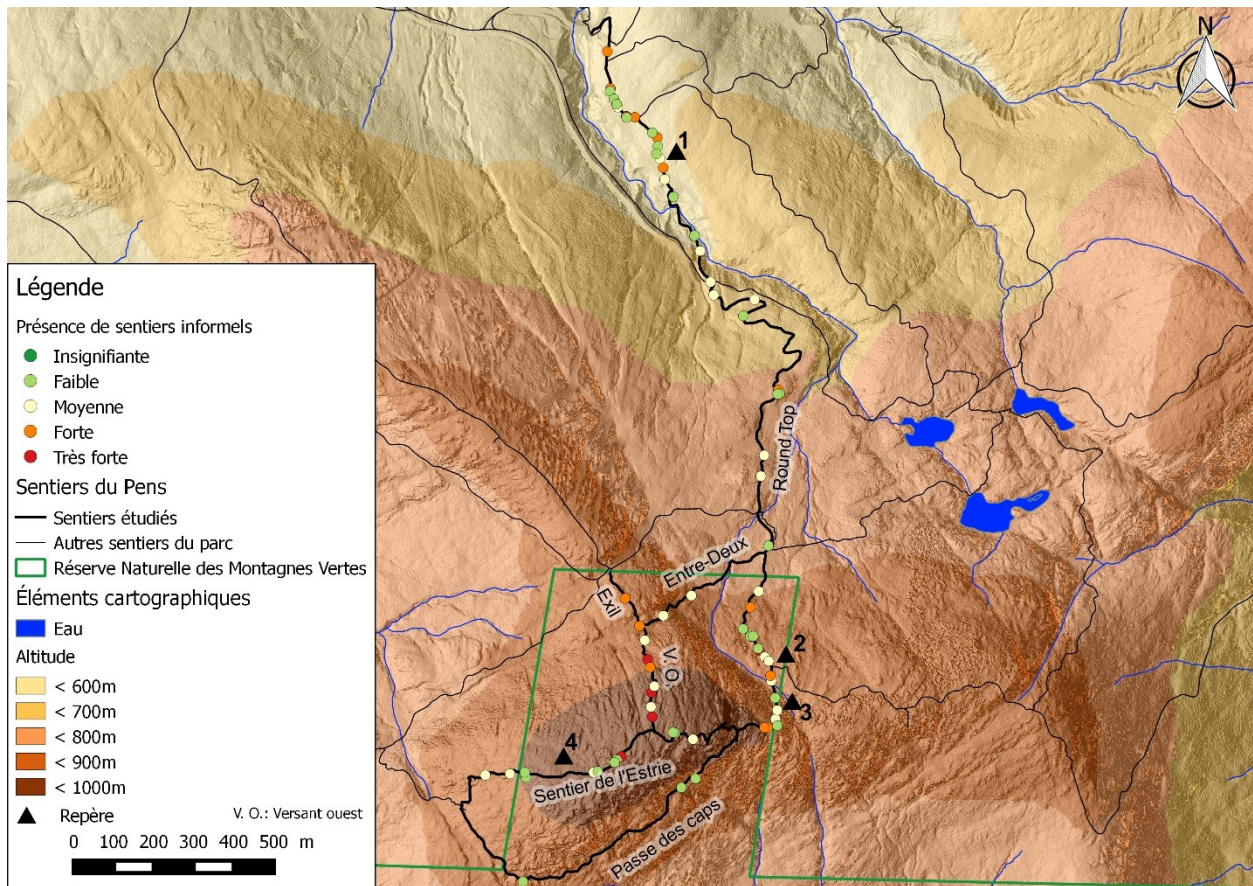


Figure 23 : Localisation et importance des sentiers informels dans la section du Parc d'Environnement Naturel de Sutton à l'étude

5.2. Analyse des facteurs de dégradations

Les résultats de l'analyse des facteurs de dégradations sont présentés phénomène de dégradation par phénomène de dégradation. Chacune des sous-sections suivantes est divisée en deux parties. La première partie présente les résultats des modèles généraux, corrigés puis optimisés pour prédire chaque phénomène de dégradation à partir de l'ensemble des variables explicatives. La deuxième partie présente plus en détail les variables conservées dans les modèles optimisés selon la procédure décrite à la section 4.2.3.

5.2.1. Facteurs responsables de l'incision des sentiers

Le premier modèle de régression général utilisant les mesures brutes de la pente et de l'AAS permet d'expliquer 38,5 % de l'incision. Le deuxième modèle utilisant les valeurs de la pente et de l'AAS classifié (tableau 16) permet d'en prévoir à 31,7 %. Enfin, le troisième modèle qui

combine la pente et l'AAS dans un seul indicateur « Dénivellement » permet d'expliquer 28,9 % de l'incision. Les résultats de ces trois modèles sont statistiquement très significatifs.

Toutefois, l'analyse des résidus a montré qu'un site (RT05) est mal reconstitué par les trois modèles. En effet, celui-ci dépasse dans chaque modèle les seuils de détection définis à la section 4.2.2. Ce site étant mal reconstitué et aménagé par un escalier, il fut retiré du jeu de données pour produire les modèles corrigés. Les modèles corrigés permettent ainsi d'expliquer respectivement et toujours très significativement 39,9 %, 33 % et 30,6 % de l'incision des sentiers. Enfin, l'optimisation de ces modèles en retirant une à une les variables non significatives à l'aide de l'AIC (tableau 16) permet d'atteindre respectivement 40,3 %, 34,5 % et 31,1 % de pouvoir prédictif.

Les modèles optimisés montrent que l'AAS est la variable influençant l'incision la plus significative ($p < 0.01$) dans les modèles 1 et 2. Ces deux modèles montrent alors que discrétisé ou brut, lorsque l'« AAS » diminue et donc que le sentier s'aligne de plus en plus dans la ligne de pente, l'incision augmente. Elle est suivie de l'« Épaisseur du dépôt » avec une valeur p significative ($p < 0.05$) dans les deux modèles. Comme pour l'AAS, la relation entre l'incision et l'épaisseur du dépôt est négative ce qui se traduit par une incision plus prononcée quand l'épaisseur du dépôt diminue.

Ces résultats montrent que l'incision dépend principalement des caractéristiques topographiques « AAS » et « Pente », qu'elles soient combinées dans un même indicateur ou non. L'AAS semble toutefois légèrement plus significative que la pente. L'épaisseur du dépôt joue un rôle moindre, mais est tout de même présente dans le processus d'incision des sentiers. Enfin l'orientation du versant semble également jouer un rôle dans le processus d'incision toutefois au vu de ces résultats, il n'est pas possible de la considérer comme un facteur significatif.

5.2.2. Facteurs responsables de l'élargissement des sentiers

À partir du jeu de données contenant 73 observations, le premier modèle de régression général utilisant les mesures brutes de la pente et de l'AAS permet d'expliquer 23,5 % de l'élargissement des sentiers. Le deuxième modèle utilisant les valeurs de la pente et de l'AAS classifié améliore légèrement le résultat à 24,6 % (tableau 17). Enfin, le troisième modèle qui combine la pente et l'AAS dans un seul indicateur « Dénivellement » permet d'expliquer 25,8 % de l'élargissement des sentiers. Les résultats de ces trois modèles sont statistiquement très significatifs.

Tableau 16 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'incision des sentiers

Variables	Modèle 1 (mesures brutes)			Modèle 2 (AAS et Pente discrétisées)			Modèle 3 (Dénivellement)		
	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé
1) Incision	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2) Expo_Racine	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3) Envasement	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4) Type_foret_Mixte ¹	0	0	-	0	0	-	0	0	-
5) Type_foret_Feuillus	-3,03	-3,92	-	-2,18	-3,18	-	-3,41	-4,35	-
6) Type_foret_Resineux	2,05	-2,03	-	-2,03	-2,07	-	-1,91	-1,89	-
7) Densité Végétation	-1,54	-1,61	-	-1,40	-1,46	-	-1,69	-1,75	-
8) Pente	0,17**	0,16**	0,15**	-2,05*	-1,85*	-1,84*	-	-	-
9) Angle d'Alignement du Sentier (AAS)	-0,17***	-0,16***	-0,16***	-3,96***	-3,82***	-3,79***	-	-	-
10) Dénivellement	-	-	-	-	-	-	-4,04***	-3,84***	-3,69***
11) Orientation	-1,02	-1,26	-1,49*	-1,03	-1,27	-1,44	-0,70	-0,99	-1,30
12) Épaisseur dépôt	-2,33	-2,32	-2,20**	-2,06	-2,09	-2,05**	-2,92*	-2,87*	-2,66***
13) Texture sol	-0,28	0,37	-	-0,50	-0,57	-	-0,09	-0,20	-
R² ajusté	0,385***	0,399***	0,403***	0,317***	0,330***	0,345***	0,289***	0,306***	0,311***
AIC modèle corrigé	283,34			290,81			292,38		
AIC modèle optimisé	279,3			285,73			288,31		

Relation statistiquement peu significative ($0,05 < p < 0,1$)*, significative ($0,01 < p < 0,05$)**, très significative ($0 < p < 0,01$)***

¹Variable de référence

L'analyse des résidus des trois modèles a montré qu'un site sur le sentier du Round Top est mal reconstitué par les modèles 1 et 3 et est aménagé par des escaliers. Ce site est retiré du jeu de données et les modèles corrigés sont donc lancés à partir de 72 observations. Les modèles corrigés permettent ainsi d'expliquer respectivement et toujours très significativement 23,5 %, 24,2 % et 26,5 % de l'élargissement des sentiers. Enfin, l'optimisation de ces modèles en retirant une à une les variables non significatives à l'aide de l'AIC (tableau 17) permet d'atteindre respectivement 26,5 %, 26,5 % et 27,5 % de pouvoir prédictif.

Les variables « Pente » et « AAS » étant retirées des modèles optimisés 1 et 2, ceux-ci présentent exactement les mêmes résultats. Pour expliquer l'élargissement des sentiers, les variables « Densité de végétation » et « Orientation » sont les plus statistiquement significatives ($p < 0.01$). Lorsque la densité de végétation ou la qualité de l'orientation du versant diminue, les sentiers deviennent plus larges. Deux des trois phénomènes de dégradations sont également conservés par ces modèles. Il s'agit de l'incision qui, lorsqu'elle augmente, entraîne selon les modèles, un élargissement du sentier significatif ($p < 0.05$). De même, des racines d'avantage exposées contribuent également à élargir le sentier, mais cette variable n'est statistiquement significative dans aucun de ces deux modèles.

Dans le troisième modèle qui utilise la variable « Dénivellement », cette variable est conservée contrairement à la pente et l'AAS dans les deux premiers modèles. Elle n'est cependant pas statistiquement significative. En revanche, comme dans les modèles 1 et 2, la densité de végétation et l'orientation sont aussi très significatives. Les deux autres variables conservées par les modèles 1 et 2 deviennent plus significatives puisque l'incision devient statistiquement très significative ($p < 0.01$) et l'exposition des racines devient statistiquement peu significative ($p < 0.01$).

L'ensemble de ces résultats montre que l'élargissement des sentiers est fortement dépendant de la densité de la végétation et de l'orientation du versant. Il apparaît également dépendant de la dégradation du sentier notamment de l'incision, statistiquement significative ou très significative dépendamment des modèles et dans une moindre mesure de l'exposition des racines, car celle-ci apparaît au mieux peu significative et uniquement dans le modèle 3.

Tableau 17 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'élargissement des sentiers

Variables	Modèle 1 (mesures brutes)			Modèle 2 (AAS et Pente discrétisées)			Modèle 3 (Dénivellement)		
	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé
1) Incision	2,78***	2,56**	1,91**	2,57**	2,33**	1,91**	2,81***	2,65***	2,51***
2) Expo_Racine	-3,97	-7,11	-8,65	-4,43	-7,08	-8,65	-4,58	-7,76	-9,98*
3) Envasement	26,34	28,34	-	28,39	30,60	-	21,21	23,74	-
4) Type_foret_Mixte ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5) Type_foret_Feuillus	26,83	25,79	-	26,08	25,43	-	28,50	28,71	-
6) Type_foret_Resineux	12,39	13,34	-	17,85	18,44	-	12,97	15,43	-
7) Densité Végétation	-15,74	-19,39**	-22,25***	-17,60*	-21,08**	-22,25***	-15,57*	-19,65**	-22,63***
8) Pente	-0,27	-0,40	-	-5,91	-4,88	-	-	-	-
9) Angle d'Alignement du Sentier (AAS)	0,27	0,18	-	10,23	8,59	-	-	-	-
10) Dénivellement	-	-	-	-	-	-	9,87	10,58	9,46
11) Orientation	-23,26***	-20,31***	-20,36***	-24,06***	-21,56***	-20,36***	-24,67***	-22,03***	-20,15***
12) Épaisseur dépôt	15,02	11,17	-	17,42	13,70	-	-16,14	12,79	-
13) Texture sol	-8,77	-9,49	-	-9,18	-9,73	-	-9,20	-9,94	-
R² ajusté	0,235***	0,237***	0,265***	0,246***	0,242***	0,265***	0,258***	0,265***	0,275***
AIC modèle corrigé	570,56			570,18			567,25		
AIC modèle optimisé	562,03			562,03			561,98		

Relation statistiquement peu significative ($0,05 < p < 0,1$)*, significative ($0,01 < p < 0,05$)**, très significative ($0 < p < 0,01$)***

¹Variable de référence

5.2.3. Facteurs responsables de l'exposition des racines dans les sentiers

Les trois modèles généraux permettent à partir de 73 observations d'expliquer respectivement 18,5 %, 19 % et 19,9 % de l'exposition des racines dans les sentiers et les résultats sont statistiquement très significatifs.

L'analyse des résidus standardisés a permis de détecter deux sites (RT 23 et RT 24) mal restitués par les trois modèles et aménagés par des marches en bois ou des pas chinois. Ces deux sites ont donc été retirés du jeu de données pour produire un jeu de données corrigé de 71 observations. Les modèles de régressions corrigés permettent ainsi de prédire respectivement 27,3 %, 27,5 % et 28,6 % de l'exposition des racines relevées (tableau 18). L'optimisation de ces trois modèles à l'aide de l'AIC aboutit à un modèle unique. En effet, les variables « Pente », « AAS » et « Dénivellement » sont retirées et ce modèle permet d'expliquer très significativement 29,8 % de l'exposition des racines.

De ce modèle optimisé unique, il ressort une relation statistiquement très significative entre l'exposition des racines et la densité de végétation. Lorsque cette dernière diminue, l'exposition des racines tend à diminuer également. Outre la densité de végétation, les secteurs constitués majoritairement de feuillus ou ayant une plus grande épaisseur de dépôt tendent à présenter une plus faible exposition des racines de manière significative. En revanche, plus l'orientation est bonne (tableau 18), plus l'exposition des racines est importante ($p < 0.05$). Enfin, le modèle optimisé conserve les variables « Incision » et « Forêt de résineux » comme variables explicatives. En présence de résineux ou lorsque l'incision augmente, le modèle prévoit que l'exposition de racine augmente. Toutefois, ces variables ne sont pas statistiquement significatives.

Ces résultats montrent que l'exposition des racines dépend principalement de la densité de végétation ($p < 0.01$), mais également dans une moindre mesure du type de forêt, de l'orientation du versant et de l'épaisseur du dépôt. L'incision peut aussi éventuellement jouer un rôle dans l'exposition des racines, mais celle-ci ne peut être considérée comme une variable statistiquement significative.

5.2.4. Facteurs responsables de l'apparition de sentiers informels

Les modèles de régression visant à expliquer le phénomène de sentier informel ont été réalisés à partir de 72 observations réalisées selon un recensement continu. Le premier modèle global de régression permet de prédire 12,3 % de la formation de sentiers informels, mais ce résultat est statistiquement peu significatif ($p < 0.01$). Le deuxième modèle utilisant les variables « Pente » et « AAS » discrétisées est plus significatif ($p < 0.05$) et permet de prédire 14,2 % de la formation de sentiers informels. Enfin,

le troisième modèle est le plus significatif ($p < 0.01$), mais il permet d'expliquer seulement 8,1 % de la formation de sentiers informels.

L'analyse des points atypiques des modèles généraux n'a pas identifié de site où la présence d'infrastructure influence significativement les résultats des régressions. Le jeu de données n'a donc subi aucune correction et les modèles généraux validés ont donc été optimisés. Les trois modèles de régressions optimisés sont statistiquement très significatifs. Les deux premiers modèles permettent de prédire 18 % de la création de sentiers informels tandis que le troisième permet d'en prédire 13 % (tableau 19).

Les modèles 1 et 2 conservent les mêmes variables, mais la significativité statistique d'une variable varie légèrement. Ainsi, si l'incision est statistiquement très significative dans les deux modèles et entraîne une aggravation du phénomène lorsqu'elle augmente, l'envasement est statistiquement très significatif dans le premier modèle et seulement significatif dans le deuxième modèle. Dans les deux cas cependant, la présence d'envasement dans le sentier officiel est un facteur favorisant la dégradation. La pente est également significative dans les deux modèles. Le problème de sentiers informels tend ainsi à s'aggraver lorsque la pente augmente ou lorsqu'elle devient moins favorable à l'aménagement de sentiers lorsqu'elle est discrétisée (tableau 19). L'AAS est également conservé, mais est toutefois peu significatif. Lorsque l'AAS augmente, l'occurrence ou le nombre de sentiers informels tend à augmenter également.

Comme le deuxième modèle, le troisième conserve également l'« Incision » comme variable très significative et l'« Envasement » comme variable significative. En revanche, la variable « Dénivellement » (qui combine la pente et l'AAS) alors que c'est le cas de la variable « Exposition des racines », mais celle-ci n'est pas statistiquement significative.

Ainsi, bien qu'aucun modèle ne permette d'expliquer plus de 20 % des sentiers informels recensés, les facteurs les plus influents pour expliquer l'occurrence et l'importance des sentiers informels sont deux autres phénomènes de dégradation : l'incision et l'envasement. La pente est également significative alors que l'AAS n'est que peu significatif et qu'aucune relation n'a été trouvée entre ce phénomène de dégradation et l'indicateur dénivellement.

Tableau 18 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'exposition des racines dans les sentiers

Variables	Modèle 1 (mesures brutes)			Modèle 2 (AAS et Pente discrétisées)			Modèle 3 (Dénivellement)		
	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé
1) Incision	0,03*	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,4*	0,03	0,02
2) Expo_Racine	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3) Envasement	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4) Type_foret_Mixte ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5) Type_foret_Feuillus	-0,97**	-0,85**	-0,88**	-0,95**	-0,84**	-0,88**	-0,93**	-0,81**	-0,88**
6) Type_foret_Resineux	-0,02	0,07	0,12	0,07	0,13	0,12*	0,02	0,11	0,12
7) Densité Végétation	-0,40**	-0,52***	-0,53***	-0,43**	-0,54***	-0,53***	-0,40**	-0,53***	-0,53***
8) Pente	-0,01	-0,00	-	-0,10	-0,07	-	-	-	-
9) Angle d'Alignement du Sentier (AAS)	0,00	-0,00	-	0,08	0,03	-	-	-	-
10) Dénivellement	-	-	-	-	-	-	0,08	0,05	-
11) Orientation	0,16	0,26*	0,28**	0,14	0,28*	0,28**	0,14	0,25*	0,28**
12) Épaisseur dépôt	-0,18	-0,31	-0,41**	-0,13	-0,28	-0,41**	-0,15	-0,29	-0,41**
13) Texture sol	-0,14	-0,14	-	-0,14	-0,14	-	-0,14	-0,14	-
R² ajusté	0,185***	0,273***	0,298***	0,190***	0,275***	0,298***	0,199***	0,286***	0,298***
AIC modèle corrigé	19,60			19,45			17,56		
AIC modèle optimisé	14,73			14,73			14,73		

Relation statistiquement peu significative ($0,05 < p < 0,1$)*, significative ($0,01 < p < 0,05$)**, très significative ($0 < p < 0,01$)***

¹Variable de référence

Tableau 19 : Résultat des modèles de régression pour expliquer l'importance des sentiers informels recensés

Variables	Modèle 1 (mesures brutes)			Modèle 2 (AAS et Pente discrétisées)			Modèle 3 (Dénivellement)		
	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé	Général	Corrigé	Optimisé
1) Incision	0,26***	-	0,23***	0,29***	-	0,25***	0,26***	-	0,29***
2) Expo_Racine	-0,08	-	-	-0,10	-	-	-0,11	-	-0,10
3) Envasement	0,66**	-	0,65***	0,65**	-	0,61**	0,57**	-	0,53**
4) Type_foret_Mixte ¹	0	-	-	0	-	-	0	-	-
5) Type_foret_Feuillus	-0,02	-	-	-0,02	-	-	0,07	-	-
6) Type_foret_Resineux	-0,18	-	-	-0,17	-	-	-0,13	-	-
7) Densité Végétation	0,11	-	-	0,10	-	-	0,11	-	-
8) Pente	0,01*	-	0,02**	-0,15	-	-0,18**	-	-	-
9) Angle d'Alignement du Sentier (AAS)	0,01	-	0,01*	0,24*	-	0,23*	-	-	-
10) Dénivellement	-	-	-	-	-	-	-0,04	-	-
11) Orientation	-0,02	-	-	-0,04	-	-	-0,06	-	-
12) Épaisseur dépôt	-0,07	-	-	-0,05	-	-	-0,07	-	-
13) Texture sol	-0,03	-	-	-0,07	-	-	-0,05	-	-
R² ajusté	0,123*	-	0,18***	0,142**	-	0,18***	0,081***	-	0,13***
AIC modèle corrigé	-28,90			-30,45			-26,31		
AIC modèle optimisé	-39,56			-39,75			-36,7		

Relation statistiquement peu significative ($0,05 < p < 0,1$)*, significative ($0,01 < p < 0,05$)**, très significative ($0 < p < 0,01$)***

¹Variable de référence

5.3. Outil de suivi participatif

Les sous-sections suivantes dévoilent les résultats du test de l’outil de suivi participatif. Chaque phénomène de dégradation est présenté dans sa propre sous-section. La première partie fournit ainsi la distribution des observations réalisées par les 6 équipes de bénévoles autour de la valeur de référence établie par l’équipe de terrain. La deuxième partie de chaque section présente la moyenne des notes attribuées à chaque site comparée aux observations de l’équipe de terrain ainsi que les coefficients de concordances (K_f) et de corrélations r_s qui en sont issus.

5.3.1. Suivi de l’incision par un échantillonnage ponctuel

La figure 24 montre une distribution globalement homogène des observations. À la majorité des sites (70 %), au moins 5 des 6 équipes ont identifié le même degré de dégradation dont 6 sites qui correspondent à l’observation réalisée par l’équipe de terrain et l’observation différente, se situant à une classe d’écart. À deux autres sites (*c* et *i*), les observateurs ont été également partagés entre deux classes. Dans un des cas, la moitié a sous-estimé le degré de dégradation tandis que dans l’autre, la moitié des observateurs l’a surestimé. En revanche, si la majorité des volontaires s’accordent entre eux, aux sites *a* et *d*, leurs observations diffèrent de celles de l’équipe de terrain.

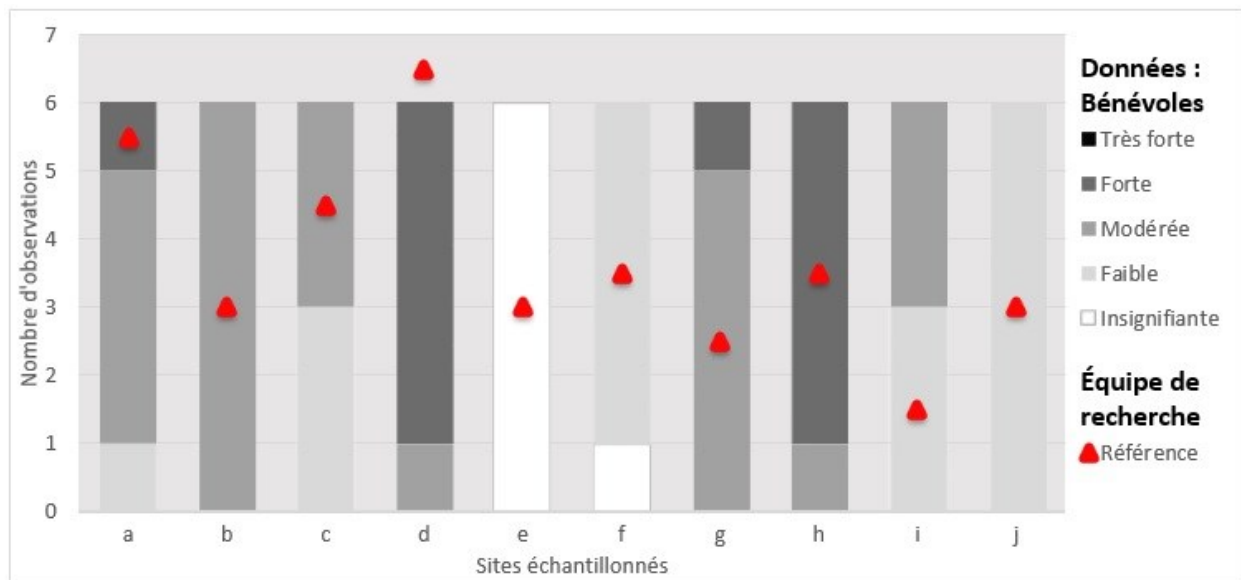


Figure 24 : Distribution des observations de la mesure de l’incision par les bénévoles comparés aux observations de l’équipe de terrain. Le triangle représente l’observation effectuée par l’équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende

En raison de ces quelques différences, le coefficient Kappa de Fleiss (K_f) de 0,558, indique une concordance moyenne et statistiquement très significative (tableau 20). Elle est cependant jugée acceptable, car elle est fortement influencée par les sites c et i où l'écart n'est que d'une classe. Le K_f ayant établi que les observations entre les observateurs sont relativement analogues, il est possible d'en évaluer la précision grâce au r_s . Le score de 0,906 est statistiquement très significatif (tableau 20). En moyenne, les observations des volontaires sont donc représentatives de la réalité (valeurs de référence) de l'incision des sites testés.

Tableau 20 : Résultat des observations de l'indicateur d'incision

Sites	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j
Moyenne équipes	3	3	2,5	3,8	1	1,8	3,2	3,8	2,5	2
Référence	4	3	3	5	1	2	3	4	2	2
Résultats coefficient Kappa de Fleiss						Résultats coefficient Rho de Spearman				
$K_f = 0,56$			$Z = 11,2$	$p\text{-value} < 0,01$		$r_s = 0,906$				
Significativité de r_s pour 10 paires d'observations :						Seuil α :	0,05	0,02	0,01	
						r_s :	0,648	0,746	0,794	

Classe de dégradation : 1-Insignifiante, 2-Faible, 3-Modérée, 4-Forte, 5-Très forte

5.3.2. Suivi de l'élargissement des sentiers par un échantillonnage ponctuel

La figure 25 montre une distribution globalement très homogène des observations. À chaque site, la majorité des équipes de volontaires a identifié le même niveau de dégradation. À 6 sites (60 %), toutes les équipes étaient d'accord. À deux sites (d et j), des équipes ont sous-évalué d'une classe la dégradation tandis qu'ils ont surévalué le site f . Enfin, à un site (g), trois équipes ont correctement évalué le phénomène de dégradation tandis qu'une équipe a surévalué le degré de dégradation d'une classe, et deux l'ont sous-évaluée d'une classe également. Ces observations donnent toutefois un kappa élevé (0,611) et statistiquement très significatif (tableau 21).

Le K_f ayant établi que les observations entre les observateurs sont analogues, il est possible d'en évaluer la précision grâce au r_s . Avec un score de 0,932, celui-ci est statistiquement très significatif (tableau 21). Les observations des volontaires sont donc représentatives de la réalité de l'élargissement des sites testés.

5.3.3. Suivi de l'exposition des racines par un échantillonnage ponctuel

La figure 26 montre une distribution très homogène des observations. À tous les sites, la majorité des volontaires a réalisé la même observation que l'équipe de terrain, dont 50 % où il y a unanimité. Les sites *f* et *g* ont été évalués correctement par 3 et 4 équipes d'observateurs respectivement, tandis que les équipes restantes ont surévalué ces deux sites. Le site *b* a également été bien identifié par 4 des 6 équipes. Enfin, le site *a*, a le plus divisé puisqu'il a été évalué dans trois classes (Faible, Modérée, Forte) autour de la valeur de référence par deux équipes à chaque fois.

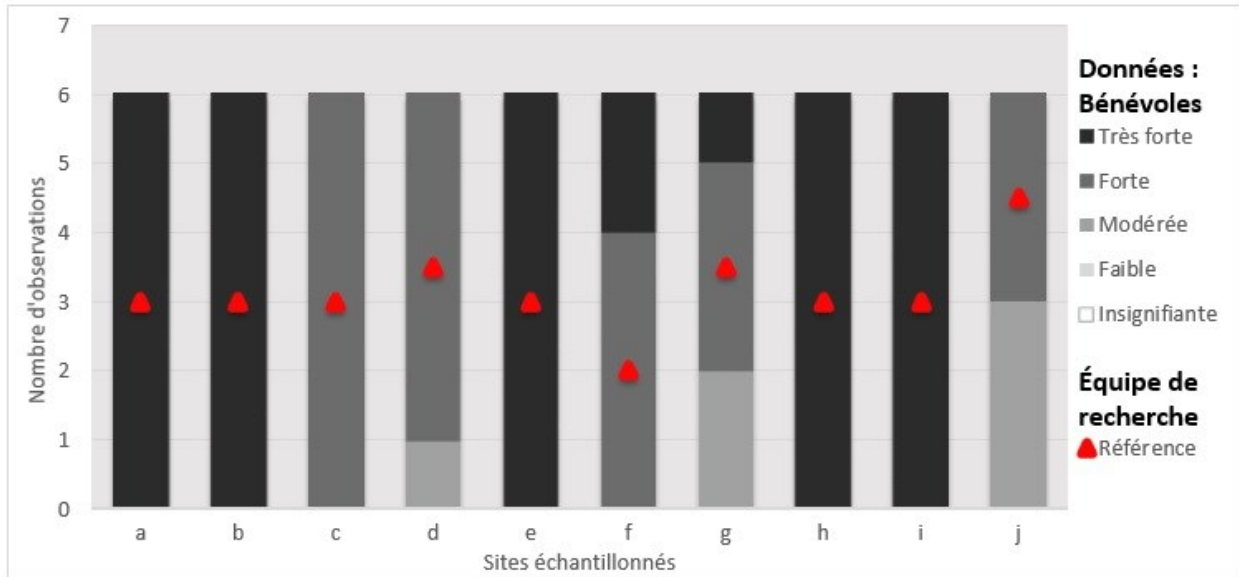


Figure 25 : Distribution des observations de la mesure de l'élargissement par les bénévoles comparés aux observations de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende

Tableau 21 : Résultats des mesures de l'indicateur de l'élargissement des sentiers

Sites	a	b	c	d	e	f	g	h	i	J
Moyenne Équipes	5	5	4	3,8	5	4,3	3,8	5	5	3,5
Recherche	5	5	4	4	5	4	4	5	5	4
Résultats coefficient Kappa de Fleiss						Résultats coefficient Rho de Spearman				
$K_f = 0,61$						$r_s = 0,932$				
$Z = 9,36$										
$p\text{-value} < 0,01$										
Significativité de r_s pour 10 paires d'observations :						Seuil α :	0,05	0,02	0,01	
						r_s :	0,648	0,746	0,794	

Classe de dégradation : 1-Insignifiante, 2-Faible, 3-Modérée, 4-Forte, 5-Très forte

Ces observations donnent toutefois un kappa fort (0,606) et statistiquement très significatif. Les observateurs ont donc été cohérents. De plus, avec un r_s de 0,921, statistiquement très significatif (tableau 22), les volontaires ont évalué efficacement le degré d'exposition des racines aux sites testés.

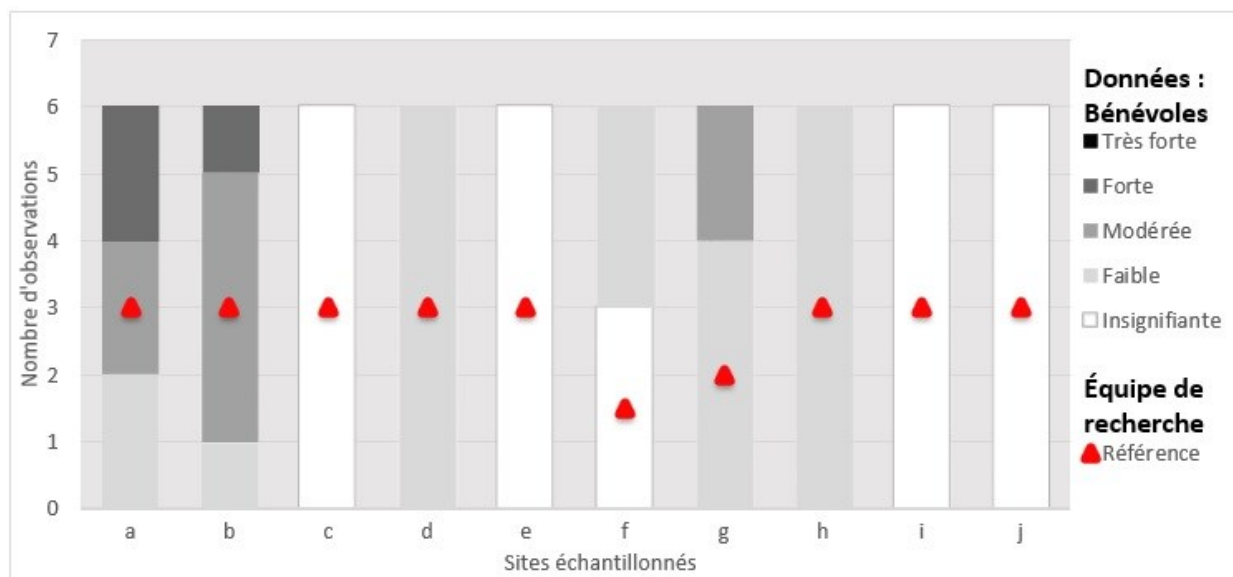


Figure 26 : Distribution des observations de la mesure de l'exposition des racines par les bénévoles comparés aux observations de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende

Tableau 22 : Résultat des mesures de l'indicateur d'exposition des racines

Sites	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	
Moyenne Équipes	3	3	1	2	1	1,5	2,3	2	1	1	
Recherche	3	3	1	3	1	2	4	2	1	1	
Résultats coefficient Kappa de Fleiss						Résultats coefficient Rho de Spearman					
$K_f = 0,61$						$Z = 10,7$					
						$p\text{-value} < 0,01$					
						$r_s = 0,921$					
Significativité de r_s pour 10 paires d'observations :						Seuil α :	0,05	0,02	0,01		
						$r_s :$	0,648	0,746	0,794		

5.3.4. Suivi des sentiers informels par recensement continu

La figure 27 montre que pour 20 (83 %) des 24 sites recensés par au moins une équipe, la majorité des équipes de volontaires (3 ou plus) a réalisé des observations similaires à celle de l'équipe de terrain. Si ce résultat semble très convaincant, il est à nuancer. En effet, sur ces 20 sites, 9 (45 %) ont été identifiés comme dégradés par au moins une équipe alors que l'équipe de terrain et la

majorité des observateurs les avaient identifiés non dégradés (aucun sentier informel détecté). Au total, 13 sites ont été évalués dégradés par au moins une équipe alors que cela n'avait pas été recensé par l'équipe de terrain. De même, 11 (46 %) des 24 sites ont été évalués différemment de la majorité par 2 ou 3 équipes.

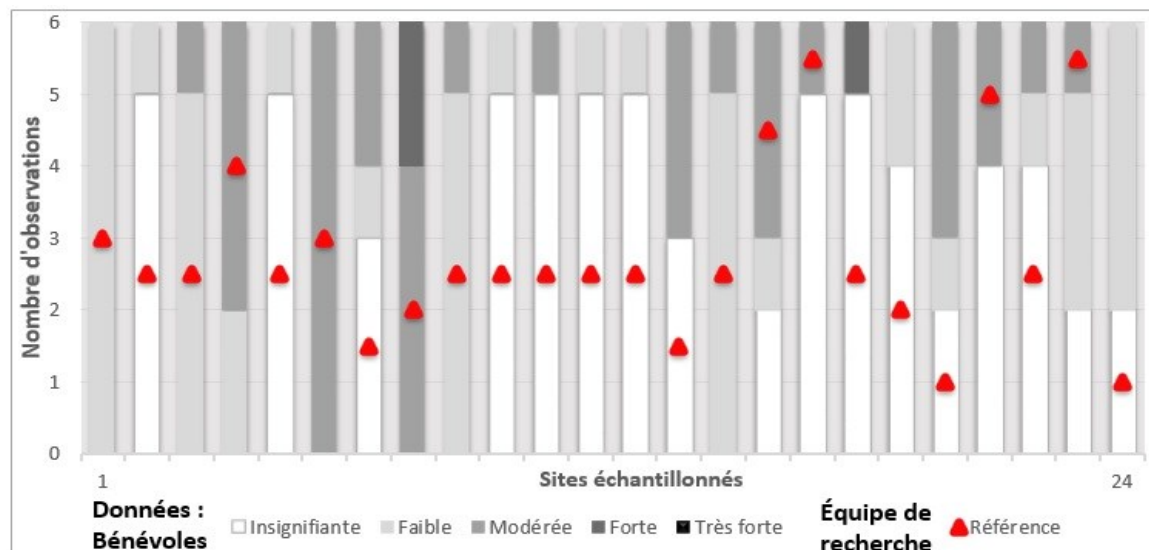


Figure 27: Distribution des observations des sentiers informels par les bénévoles comparées aux résultats de l'équipe de terrain. Le triangle représente l'observation effectuée par l'équipe de recherche selon le niveau de dégradation décrit en légende

L'analyse statistique de ces observations donne des coefficients médiocres. Ainsi, avec un K_f de 0,332, la concordance entre les volontaires est mauvaise. De plus, la moyenne de leurs observations n'est pas représentative de la réalité puisque le r_s de 0,630 n'est pas significatif au seuil $\alpha=0.05$ (tableau 23).

Tableau 23 : Résultats des mesures de l'indicateur de recensement des sentiers informels

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Moyennes bénévoles	2	1,17	2,17	2,67	1,17	3	1,83	3,33	2,17	1,17	1,33	1,17
Référence	2	1	2	3	1	3	1	3	2	1	1	1
Sites	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Moyennes bénévoles	1,17	2	2,17	2,17	1,33	1,5	1,33	2,17	1,67	1,5	1,83	1,67
Référence	1	1	2	3	3	1	1	1	3	1	3	1
Résultats coefficient Kappa de Fleiss			Résultats coefficient Rho de Spearman									
$K_f =$	$Z =$	$p\text{-value} < 0,001$	$r_s = 0,63$				Seuil α :			0,05	0,02	0,01
0,332	9,12		Significativité de r_s pour 10 paires d'observations :				r_s :			0,648	0,746	0,794

Note de dégradation : 1— Insignifiante, 2 — Faible, 3— Modérée, 4 — Forte, 5— Très forte

6. Discussion

Cette section discute les résultats obtenus notamment par rapport aux autres études. Elle commence par une première sous-partie où sont discutés les résultats de l'analyse des facteurs de dégradation. Elle fait également le lien entre les résultats de cette analyse et le diagnostic du territoire. La deuxième sous-partie permet de discuter des résultats concernant l'outil de suivi participatif.

6.1. Analyse des facteurs de dégradations

Cette section discute les résultats de l'analyse des facteurs de dégradation indépendamment les uns des autres. Elle permet ainsi d'expliquer le diagnostic du territoire réalisé en fonction des caractéristiques du territoire. La dernière section reprend les résultats de l'ensemble des phénomènes de dégradation afin de les opposer ou de les comparer les uns aux autres et d'en cerner tous les aspects.

6.1.1. Facteurs influençant l'incision des sentiers

Les résultats de l'analyse des facteurs de dégradation favorisant l'incision des sentiers confirment que les caractéristiques topographiques (pente et angle d'alignement) sont les principaux facteurs responsables de l'incision y compris s'ils sont combinés dans un même indicateur « Dénivellement ». Ces résultats ne sont pas surprenants, car la littérature abonde dans ce sens (Leung et Marion, 1996; Leung et Marion, 2000; Arrowsmith et Inbakaran, 2002; Olive et Marion, 2009; Wimpey et Marion, 2010, Tomczyk, 2011).

En revanche, alors que l'alignement du sentier par rapport à l'orientation du versant est souvent absent des analyses scientifiques (Leung et Marion 1996; Olive et Marion, 2009), les résultats montrent qu'il s'agit d'un facteur clé pour expliquer l'incision des sentiers confirmant ainsi les résultats d'Olive et Marion (2009). En effet, l'AAS a un meilleur pouvoir prédictif que la pente et cet écart s'accroît lorsque ces variables sont discrétisées.

Par ailleurs, le modèle 3 optimisé utilisant l'indicateur « Dénivellement » et qui conserve seulement trois variables permet d'expliquer une part de l'incision presque aussi élevée que le modèle 2 contenant quatre variables. La combinaison de la pente et de l'AAS dans la variable « Dénivellement » s'avère donc pertinente pour limiter l'incision d'un sentier, car la perte d'information entraînée est minime.

Les trois modèles optimisés montrent aussi que lorsque l'épaisseur du dépôt diminue, l'incision du sentier augmente. Cela semble surprenant, car en toute logique, plus l'épaisseur du dépôt est importante, plus le potentiel d'incision est grand. De plus, si la littérature fait souvent état de la texture des formations meubles (Leung et Marion, 1996; Arrowsmith et Inbakaran, 2002; Tomczyk, 2011), aucune étude ne mentionne une faible épaisseur de sol comme facteur amplifiant l'incision. Deux hypothèses apparaissent alors. La première hypothèse est que les zones où l'épaisseur de dépôt est faible correspondent à des zones d'altération et de détachement des matériaux tandis que celles où l'épaisseur est grande correspondraient à des zones de dépôt des sédiments. Une partie de l'incision provoquée par les activités anthropiques serait donc comblée par l'apport « naturel » de sédiments. Cet apport de sédiments masquerait ainsi l'incision causée par les activités récréatives. Il serait donc intéressant d'étudier en détail l'origine des formations meubles. La deuxième hypothèse est celle d'un biais dans l'échantillon et peut accréditer la première. En effet, en regardant plus en détail les données, 23 des 24 sites où l'épaisseur du dépôt est inférieure à 25 cm sont concentrés dans un petit périmètre au sommet du site d'étude. Ils peuvent donc correspondre à des zones d'arrachement de matériaux ou bien être soumis à une caractéristique absente du jeu de données comme les variables climatiques qui apparaîtrait à travers l'épaisseur du dépôt.

Enfin, bien que le coefficient soit statistiquement peu significatif dans les modèles 1 et 2 et non significatif dans le modèle 3, les trois modèles optimisés conservent l'orientation du versant d'un sentier comme variable explicative. Cette caractéristique, notamment cité par Provencher et Thibault (1979) et Tomczyk (2011) n'apparaît pas chez tous les auteurs (Leung et Marion, 1996 ; Arrowsmith et Inbakaran, 2002) bien que directement liée au climat. Leung et Marion (1996) par exemple, évoquent explicitement les précipitations, la fonte des neiges et le dégel or, les différents versants ne sont pas exposés uniformément aux conditions météorologiques comme tend à le démontrer cette modélisation. Les variables climatiques étant absentes des modèles, l'orientation du versant des sentiers permet certainement d'intégrer une partie de ces informations. Toutefois, l'importance de l'orientation doit être nuancée en raison des caractéristiques du site d'étude. En effet, 12 des 19 sites orientés entre le sud-est et le sud-ouest sont situés sur le sentier de la Passe des caps au sommet du Round Top. Cette forte concentration sur un même sentier et sur une courte distance peut ainsi masquer une autre caractéristique ou une caractéristique absente notamment les variables climatiques liées à la topographie.

6.1.2. Facteurs influençant l'élargissement des sentiers

Les résultats des régressions désignent les variables « Orientation », « Incision » et « Densité de la végétation » comme les caractéristiques les plus significatives pour expliquer l'élargissement des sentiers. Concernant les deux dernières caractéristiques, les résultats n'ont rien de surprenant et ne font que confirmer les résultats de travaux antérieurs (Bayfield, 1971; Bright, 1986; Marion, 1994). En effet, les utilisateurs cherchent naturellement le chemin de déplacement à moindre effort. L'incision des sentiers rendant la marche plus difficile, les randonneurs se déportent donc vers la bordure du sentier plus praticable (Bayfield, 1971). Comme le principal agent responsable de l'élargissement est le piétinement (Cole, 1991; Wimpey et Marion, 2010), ce comportement contribue à élargir les sentiers ou encore à créer de nouvelles branches parallèles comme l'indiquent également les résultats concernant les sentiers informels. L'incision contribue ainsi indirectement à l'élargissement des sentiers par son influence sur le comportement des utilisateurs.

De son côté, la densité de la végétation agit comme une barrière naturelle pour limiter l'élargissement des sentiers (Bayfield, 1971; Bayfield, 1973; Bright, 1986). Les résultats montrent qu'une végétation dense, surtout si elle est composée principalement des strates arbustive et herbacée, est une protection bien plus efficace que des forêts matures où ces strates seraient absentes. Ces résultats viennent préciser ceux de Bayfield (1973) et Bright (1986) identifiant la végétation des forêts ligneuses comme plus à même de contenir le public sur le sentier que la végétation de prairie. Les strates arbustives et herbacées semblent donc offrir un meilleur effet de barrière que la strate arborée. Cet effet barrière est avant tout visuel et psychologique. En effet, une forte densité de fougère par exemple ne constitue pas une barrière physiquement infranchissable. Cependant, en masquant le sol et en offrant une continuité végétale le long du sentier, elle n'invite pas les utilisateurs à s'en écarter. Il est donc important pour un gestionnaire de sentier de prendre en compte la végétation à hauteur d'homme (Marion et Olive, 2006), c'est-à-dire les strates arbustives et herbacées lors de l'évaluation de la densité d'une forêt plutôt que de se cantonner au sens forestier communément employé qui s'intéresse essentiellement à la strate arborée.

L'orientation est la dernière caractéristique qui influence l'élargissement des sentiers et aussi la plus statistiquement significative. L'orientation joue un rôle dans la quantité d'énergie solaire reçue et donc sur l'humidité du sol, la durée de la période de couverture neigeuse, le temps nécessaire au dégel des sentiers, la croissance de la végétation, etc. (Provencher et Thibault, 1979;

Leung et Marion, 1996; Tomczyk, 2011). Il a déjà été mentionné l'importance du dégel dans le cas du PENS à la section précédente. En effet, la neige étant tassée sur les sentiers, elle disparaît beaucoup moins vite qu'autour du sentier. Les sentiers demeurent donc gelés plus longtemps et difficilement praticables. Au printemps, lors du dégel, les utilisateurs parcourent les bords de sentier plus accueillants que le centre (Cole, 1991; Wimpey et Marion, 2010). Le piétinement détruit les jeunes pousses particulièrement fragiles au printemps et empêche la végétation de se développer (Cole, 1991; Farrel et Marion, 2001). Ainsi, pour limiter les dégradations liées à ce phénomène, le PENS ferme son réseau durant une certaine période entre la fin du printemps et le début de l'été. Les sentiers bénéficiant d'une meilleure orientation voient donc une barrière naturelle se former plus rapidement au printemps tout en dégelant plus rapidement. Toutefois, même si cette relation est statistiquement très significative, les résultats de cette analyse doivent être quelque peu nuancés, car il est plus que probable que les caractéristiques du site d'étude amplifient ce résultat.

En effet, les versants sud dégelant plus rapidement que les versants nord, la croissance de la végétation y est donc plus précoce. Or, la presque totalité des sites échantillonnés avec une exposition sud sont situés au sommet du site d'étude et sont accessibles uniquement via les sentiers du versant nord où est située l'entrée du parc. La végétation bordant les sentiers sud peut ainsi s'y développer plus tôt que sur les sentiers du versant nord et sans connaître de perturbation anthropique puisque les sentiers nord sont toujours fermés. Ainsi, lors de la réouverture du parc, c'est-à-dire dès que les sentiers nord redeviennent praticables, la végétation du versant sud a eu le temps de se développer pour y devenir suffisamment dense et vigoureuse pour jouer un rôle de barrière alors qu'elle n'a pas eu le temps de pousser sur le versant nord. Si ces sentiers redevenaient accessibles dès leur dégel comme sur le versant nord, il est vraisemblable que la largeur mesurée y serait plus importante.

Alors que l'AAS est mentionné dans de nombreuses études (Bayfield, 1971; Bayfield, 1973; Marion, 1994; Marion et Wimpey, non publié) comme une caractéristique significative et parfois même comme la seule caractéristique environnementale significative (Wimpey et Marion, 2010), l'angle d'alignement du sentier par rapport au versant n'apparaît pas ici comme étant une caractéristique influençant le phénomène d'élargissement. Il apparaît uniquement dans le modèle 3 lorsqu'il est combiné avec la pente dans la variable « Dénivellement » et n'est tout de même pas significatif. Ce que suggère ce résultat c'est que si l'angle d'alignement du sentier induit un effet de barrière en raison de l'escarpement qu'il peut créer, cet effet dépend aussi de la pente du versant.

Plus celle-ci est faible et moins cet effet de barrière est important puisqu'elle ne pourra pas dissuader les randonneurs de s'en approcher. Les résultats des modèles optimisés abondent dans ce sens. En effet, le fait que l'AAS soit conservé uniquement lorsque combiné avec la pente du sentier dans l'indicateur « dénivèlement » dénote que la pente du relief est également importante pour considérer l'AAS. En effet, la pente du sentier couplé à l'angle d'alignement du sentier donne des informations sur la pente du versant. L'indicateur proposé par Marion et Wimpey (non publié), bien que plus efficace que la pente et l'AAS utilisés distinctement, mériterait d'être approfondi en intégrant par exemple une notion de relief minimum pour limiter l'élargissement des sentiers.

En revanche, les utilisateurs ne semblent pas contourner les secteurs où les racines sont exposées. Les résultats indiquent que plus l'exposition des racines est forte, moins la largeur d'un sentier est importante. Ces résultats semblent donc contredire la théorie selon laquelle les utilisateurs contournent les portions accidentées incluant les zones où les racines sont exposées (Marion, 1994). Toutefois, cette relation n'est pas statistiquement significative sauf dans le modèle 3 où elle est peu significative. Elle est également certainement liée à la densité de la végétation. En effet, la définition de l'importance de l'exposition des racines se base en partie sur la taille des racines. C'est-à-dire qu'entre autres, plus les racines sont volumineuses, plus l'exposition est considérée importante. Or les racines les plus volumineuses ne peuvent provenir des strates herbacée ou arbustive mais de la strate arborée.

6.1.3. Facteurs influençant l'exposition des racines

Contrairement aux deux phénomènes précédents, l'exposition des racines n'a jamais été étudiée individuellement (Olive et Marion, 2009; Wimpey et Marion, 2010). Cette différence de traitement est probablement due à la marginalité du phénomène. En utilisant la technique de recensement des problèmes, Leung et Marion (1999a) ont recensé des racines exposées sur 1 % de leur site d'étude contre 3,5 % pour l'envasement ou 4,4 % uniquement pour une incision supérieure à 30 centimètres.

Selon les résultats des modèles optimisés, la densité de la végétation est la caractéristique la plus significative pour expliquer l'exposition des racines. Lorsque la densité de végétation diminue, l'exposition des racines augmente. Ce résultat, bien que surprenant à première vue, peut s'expliquer par la définition de la densité de végétation. Un secteur composé majoritairement d'arbres matures où les strates arbustive et herbacée sont peu présentes est considéré peu dense tandis qu'à l'inverse, les secteurs où les strates dominantes sont arbustive et herbacée ont été

définis denses, car l'évaluation de la végétation est basée sur l'opportunité de pénétration offerte par celle-ci. Alors que la végétation y est définie moins dense lors de son observation, les secteurs dominés par des arbres matures ont des systèmes racinaires plus denses et des racines plus volumineuses qu'un secteur où les strates dominantes sont arbustive et herbacée (Schenk et Jackson, 2002). Les secteurs plus denses au sens forestier qui considère la densité de la strate arborée mature sont donc les lieux où l'on retrouve le plus de racines importantes exposées. Ces secteurs devraient être proscrits au profit des secteurs où la végétation sous-jacente est plus importante (Marion et Olive, 2006).

Les résultats indiquent également que par rapport à une forêt mixte, les secteurs à dominance feuillue permettent de diminuer significativement l'exposition des racines alors que, bien que ce ne soit pas statistiquement significatif dans les différents modèles, les secteurs majoritairement résineux sont d'avantages sujets à l'exposition des racines. Ceci indique que les résineux sont plus sensibles à l'exposition des racines que les feuillus et semblent donc avoir un système racinaire moins profond que celui des feuillus. Pourtant, Canadell *et al.* (1996) ont montré qu'en milieu tempéré, la profondeur moyenne des systèmes racinaires des feuillus et des résineux est similaire et que la profondeur maximale atteinte par des résineux est même légèrement supérieure à celle des feuillus.

Ce résultat exprime donc probablement une autre relation puisque les caractéristiques du sol et la concurrence des systèmes racinaires influencent fortement le développement des racines (Riou-Nivert, 2001). Un sol peut-être difficile à pénétrer en raison de son type ou de l'épaisseur du dépôt. Les systèmes racinaires les plus profonds sont principalement observés dans des sols sableux très épais tandis que la présence d'une roche mère non fissurée, d'une nappe phréatique à faible profondeur ou encore d'un dépôt argileux ou schisteux limite généralement considérablement la pénétration en profondeur du système racinaire (Canadell *et al.*, 1996).

Cette relation est ici vraisemblablement davantage due à l'épaisseur du dépôt qui est également une variable significative ainsi qu'à l'humidité du sol et à la concurrence du sous-couvert végétal. En effet, en observant plus en détail le diagnostic du territoire, on constate que 12 des 13 sites où l'exposition des racines est égale ou supérieure à forte sont situés au-dessus de 800 mètres et que hormis 4 de ces sites situés dans des zones de végétation mixte, tous les autres sont dans des secteurs résineux. Cela n'est pas surprenant puisqu'au PENS, les résineux peuplent les étages supérieurs des versants et descendent plus bas sur les versants nord que sur les versants sud. Au

Round Top, les peuplements mixtes apparaissent ainsi des 650-700 mètres d'altitudes sur les versants nord tandis que l'on retrouve des peuplements exclusivement feuillus jusqu'à 830-850 mètres sur le versant sud (Ministère Énergie et Ressources naturelles du Québec, 2011). Par ailleurs, il a déjà été mentionné que les sites ayant la plus faible épaisseur de dépôt sont concentrés principalement au sommet du Round Top. D'autre part, lors de la collecte des données, il a été constaté que les strates herbacées et arbustives peuvent être très développées dans les secteurs dominés par les feuillus alors qu'elles sont absentes dans la majorité des sites résineux où l'on retrouve seulement la strate muscinale. Aussi, face à une humidité du sol plus faible et à la concurrence du sous-couvert forestier, le système racinaire des feuillus réduit son développement horizontal et creuse davantage en profondeur devenant moins sujet à l'exposition des racines (Riou-Nivert, 2001). Les racines des résineux sont quant à elles, contraintes d'affleurer à la surface par une épaisseur de dépôt plus faible. Les caractéristiques du sol influencent ainsi directement la distribution des racines.

Enfin, l'orientation est également statistiquement significative. Selon le modèle, une meilleure orientation aggrave l'exposition des racines, ces résultats corroborent les observations précédentes, en effet les versants sud sont occupés par une végétation plus luxuriante que les versants nord, il est donc logique qu'une végétation plus abondante se traduise par davantage de racines susceptibles d'être exposées (Riou-Nivert, 2001). L'incision est également conservée dans les modèles corrigés, mais elle ne peut être considérée comme un facteur explicatif de l'exposition des racines, car la relation n'est statistiquement significative dans aucun des modèles, il est plus que vraisemblable qu'en creusant le sol, l'incision joue un rôle de catalyseur dans la mise à nu des systèmes racinaires.

Ainsi, bien que ce phénomène soit relativement peu présent dans les sentiers étudiés, la majorité des occurrences ont été observées sur les portions de sentiers situés dans la RNMV ou en périphérie de celle-ci, car le sommet du site concentre les caractéristiques favorables à l'exposition des racines c'est-à-dire des versants bien exposés, une densité de végétation et une épaisseur de dépôt faible.

6.1.4. Facteurs influençant la formation de sentiers informels

Les sentiers informels sont moins bien prédits par les modèles que les autres phénomènes de dégradation étudiés. Malgré cela, conformément à la littérature, l'incision et l'envasement ressortent des régressions comme étant des caractéristiques favorisant statistiquement très

significativement l'apparition et l'importance des sentiers informels. Ces caractéristiques influencent le comportement des randonneurs qui préfèrent contourner les secteurs trop dégradés ce qui peut entraîner la formation de sentiers informels non aménagés (Bayfield, 1973; Bryan, 1977; Walden et Leung, 2013). En revanche, contrairement aux résultats d'autres études, la densité de la végétation ne permet pas d'expliquer la formation des sentiers informels (Lehvavirta, 1999).

Le dernier phénomène de dégradation intégré comme variable explicative dans les modèles est l'exposition des racines. Il n'est conservé que dans le modèle optimisé 3, mais n'est pas significatif. Cette différence avec l'incision et l'envasement est vraisemblablement liée à la spatialité du phénomène. En effet, il contribue à l'élargissement des sentiers pour les mêmes raisons que l'incision et l'envasement. Cependant, l'exposition des racines a souvent un impact ponctuel limité à quelques mètres de longueur tout au plus et/ou concentré dans la largeur du sentier (Marion et Leung, 2001) alors que l'incision est souvent étendue sur une longue portion du sentier et que l'envasement peut impacter une zone plus large que le sentier lui-même. Ces deux derniers phénomènes peuvent donc être difficilement contournables sans quitter le sentier tandis qu'une forte exposition des racines peut souvent être contournée en restant dans le sentier ou bien même traversée par les randonneurs.

Enfin, alors que la pente est statistiquement significative et l'AAS classifié presque statistiquement significatif, l'indicateur « Dénivellement » n'est pas conservé dans le modèle 3. Ceci est dû au fait que la relation entre l'AAS et l'importance des sentiers informels est positive alors que dans l'indicateur de Marion et Wimpey (non publiée), les angles d'alignements les plus élevés sont une caractéristique à rechercher. L'effet de barrière induit par un angle élevé semble dans ce cas limité voir nul. Ce résultat est lié au comportement des utilisateurs. En effet, un AAS élevé nécessite d'aménager les sentiers en lacets. Or, plusieurs travaux ont montré que les utilisateurs cherchent naturellement des raccourcis lorsque le sentier serpente et particulièrement lorsqu'il est construit en lacet et que le tronçon supérieur est visible (Wimpey et Marion, 2011). Cette information n'apparaissant pas dans l'indicateur de Marion et Wimpey (non publiée), celui-ci n'est donc pas pertinent pour limiter la prolifération de sentiers informels.

La distribution des sentiers informels est donc très liée à celle de l'incision puisque le secteur où la concentration de sentiers informels est la plus dense est le Versant Ouest, la dernière section du Round Top et sa jonction avec le début du Sentier de l'Etrie là où l'incision la plus forte est également concentrée au début du round Top ou l'on retrouve la majorité des sites fortement

incisés. Au début du sentier du Round Top, de nombreux sentiers informels sont également recensés sur un tronçon où l'incision mesurée varie de modérée à très forte.

6.1.5. Limites et perspectives de l'analyse des facteurs de dégradation

Au vu des résultats de cette étude et de la littérature, la principale limite de cette analyse est l'absence de certaines variables. Alors que de nombreuses études (Leung et Marion, 1996; Arowsmith et Inbakaran, 2002; Tomczyk, 2011) ont montré l'apport des variables climatiques pour expliquer la dégradation des sentiers, celles-ci sont absentes des analyses bien qu'elles auraient possiblement contribué à améliorer le pouvoir prédictif des différentes régressions réalisées. Toutefois, aucune donnée n'était disponible et leur acquisition nécessite une longue période temporelle rendant cette tâche incompatible avec un projet de Maîtrise. Le comportement des utilisateurs est également absent des modèles prédictifs alors que son influence est également reconnue principalement concernant les sentiers informels et l'élargissement (Leung et Marion, 1996; Wimpey et Marion, 2010; Walden et Leung, 2013).

Par ailleurs, alors que l'évaluation de l'efficacité des infrastructures était prévue au protocole initial, celle-ci n'a pu être réalisée en raison du trop faible nombre d'infrastructures recensées. Il s'agit pourtant d'une information cruciale pour un gestionnaire de sentier. En effet, alors qu'un des principaux objectifs d'une infrastructure est de limiter les impacts, celles-ci produisent parfois l'effet inverse. Les utilisateurs de sentiers vont par exemple préférer lorsque c'est possible, contourner une infrastructure en mauvais état que de l'emprunter. Même un aménagement en bon état et sécuritaire peut avoir un effet négatif. L'aménagement de lacets dans un sentier par exemple vise à respecter les critères de dénivèlement en limitant la pente du sentier et en respectant son alignement par rapport au versant. Toutefois, dans différents contextes, plusieurs utilisateurs vont privilégier le chemin le plus court directement dans la ligne de pente plutôt que de respecter le tracé du sentier et ainsi engendrer des effets négatifs que les lacets devaient éviter ou du moins limiter (Rioux et Guay, 2003). Une étude complémentaire procédant au recensement de l'ensemble des infrastructures du PENS devrait être envisagée. En comparant les résultats avec ceux obtenus dans le cadre de ce projet il serait ainsi possible d'évaluer leur efficacité et ainsi de fournir de précieux renseignements aux gestionnaires afin de guider leurs investissements futurs.

Enfin, les sentiers retenus représentent 10 % du réseau du PENS et sont représentatifs de l'ensemble du parc. Toutefois, la superficie relativement restreinte de la zone d'étude et le faible

nombre de sites échantillonnés ne permettent pas d'extrapoler ces résultats à d'autres régions qui possèderaient des caractéristiques différentes.

6.1.6. Synthèse des facteurs influençant la dégradation des sentiers.

L'incision des sentiers est la dégradation la plus citée et la plus étudiée (Leung et Marion, 1996; Marion *et al.*, 2006; Olive et Marion, 2009; Wimpey et Marion, non publié). Elle est également considérée comme la forme de dégradation la plus importante, car elle est définie comme un processus qui est fortement relié à d'autres processus de dégradation qui contribuent à l'amplifier (Marion *et al.*, 2006). Les résultats de la présente étude invitent également à considérer l'incision comme la dégradation la plus importante, car en plus des caractéristiques précédentes, l'incision est une variable explicative (plus ou moins significativement) dans les modèles optimisés des trois autres formes de dégradation évaluées, l'élargissement des sentiers, l'exposition des racines et l'apparition de sentiers informels. Elle est même statistiquement très significative dans les deux phénomènes liés au comportement des utilisateurs, soit l'élargissement des sentiers et la formation de sentiers informels (Leung et Marion, 1996; Wimpey et Marion, 2011). En somme, en plus d'être une conséquence des activités récréatives, l'incision est également une cause de l'apparition des autres phénomènes de dégradation, notamment ceux liés au comportement des visiteurs. Ainsi, plus l'incision est importante plus les chances que les autres phénomènes observés le soient également.

Aussi, en intervenant sur les processus responsables de l'incision et en les régulant, les résultats affecteront l'ensemble des autres phénomènes de dégradation. D'une part, car l'incision est une des causes directes des autres phénomènes de dégradation. D'autre part, car les variables explicatives de l'incision sont également présentes dans les modèles expliquant les autres phénomènes. Ainsi, aménager des sentiers dans les secteurs bénéficiant de la meilleure orientation, contribuera à limiter l'élargissement tandis que privilégier les secteurs ayant un dépôt épais limiterait l'exposition des racines. Enfin, contrôler la pente du sentier a également une influence sur la prolifération des sentiers informels.

Par ailleurs, les résultats montrent également que l'indicateur « Dénivellement » reprenant la grille de Marion et Wimpey (non publié) initialement prévu pour limiter l'incision présente des valeurs utiles pour normer l'aménagement de sentiers. Il semble également meilleur que les variables « Pente » et « AAS » séparées pour prévoir l'élargissement des sentiers, car même s'il n'est pas statistiquement significatif, il est conservé dans son modèle contrairement aux variables « Pente »

et « AAS » dans les modèles 1 et 2. De plus, il est probable que ces résultats puissent être améliorés et devenir significatifs en incluant dans l'indicateur une pente du versant minimum pour assurer la présence de l'effet barrière induite par la construction d'un sentier perpendiculaire à la pente du versant. De nouvelles analyses devraient être réalisées pour observer si des seuils significatifs de pente transversale peuvent être identifiés pour améliorer la durabilité d'un sentier. Par exemple, est-ce qu'aux sites où l'indicateur « Dénivellement » a été défini « Bon », une tendance entre la pente du versant et l'importance des dégradations serait observable ? Ou bien est-ce qu'au contraire, l'importance des dégradations observées seraient réparties de manière homogène quelle que soit la pente du versant ?

Basé sur les résultats de cette étude et sur la revue de littérature, le tableau 24 présente une synthèse des caractéristiques à rechercher pour assurer la meilleure durabilité possible d'un réseau de sentiers. La classification proposée par Marion et Wimpey (non publiée) reprise ici à travers l'indicateur « Dénivellement » devrait être conservée afin de limiter l'incision. En parallèle, les gestionnaires devraient s'assurer que la végétation soit suffisamment dense pour limiter l'élargissement ou la prolifération de sentiers informels. Si cette condition n'est pas présente, une pente de versant minimale devrait être recherchée afin d'inciter les utilisateurs à rester dans le sentier. Pour limiter l'exposition des racines, les secteurs où le dépôt est épais et où le couvert forestier est dominé par les feuillus devraient être privilégiés. Par conséquent, les versants bénéficiant de la meilleure orientation doivent être recherchés surtout en altitude. Lors des dernières portions avant le sommet, c'est à dire quand l'altitude commence à influencer sur les peuplements rencontrés et où la végétation bénéficie d'une période de croissance plus courte, cette condition acquiert davantage d'importance afin de privilégier les secteurs où la végétation dispose d'une croissance précoce. Toutefois, les résultats ne permettent pas de définir de limites de classes. En l'état, la distinction reste donc à la discrétion des aménageurs en fonction à la fois des caractéristiques environnementales telles que le climat, la topographie ou la flore ou encore des caractéristiques législatives spécifiques à leurs territoires.

Enfin, pour lutter contre la dégradation, des infrastructures peuvent être aménagées surtout lorsque les conditions optimales présentées dans le tableau 24 ne peuvent être atteintes. Bien que celles-ci n'aient pas été abordées dans ce projet, une attention particulière devrait également être portée aux infrastructures de drainage afin de limiter l'érosion (Olive et Marion, 2009).

Tableau 24 : Caractéristiques à rechercher pour améliorer la durabilité des sentiers

Objectifs	limiter l'incision	Produire un effet de barrière naturelle	Protéger les racines	Tous objectifs
Caractéristiques	Dénivèlement (pente (p) et AAS ¹)	Densité de végétation et relief	Épaisseur du dépôt	Orientation
Bon	3 < p > 10 % AAS > 30°	Densité de végétation suffisante ET pente du versant suffisamment importante pour créer un effet de barrière visuelle.	Forte	SE > O et altitude faible
Moyen	0 < p > 2 %	Densité de végétation suffisante OU pente du versant suffisamment importante pour créer un effet de barrière	Moyenne	O > NO ; E > SE ou SE > O en altitude
Faible	3 < p > 10 % et AAS 0-30° ou 11 < p > 20 % et AAS > 30°	Densité de végétation moyenne et/ou pente du versant modéré	Faible	NO > E
Très faible	11 < p > 20 % et AAS 0-30°, ou p > 20 %	Densité de végétation faible et/ou pente du versant très faible	Inexistant	NO > E en altitude

¹Angle d'alignement du sentier

6.2. Suivi participatif de la condition des sentiers

Les résultats indiquent qu'un échantillonnage ponctuel participatif est une technique efficace pour réaliser un suivi de la dégradation d'un sentier. En effet, d'une part les observateurs sont cohérents entre eux et d'autre part, leurs observations sont similaires à celles de l'équipe de terrain. En revanche, le protocole de recensement continu tel qu'il a été conçu dans ce projet n'apparaît pas adapté pour le suivi participatif de la condition des sentiers.

6.2.1. Suivi participatif par échantillonnage ponctuel

Ainsi, que ce soit concernant l'élargissement ou l'exposition des racines, les observations des différentes équipes sont globalement homogènes. De plus, bien que considérée comme moyenne selon Landis et Koch (1977), la concordance des observations des équipes bénévoles a été considérée comme acceptable pour l'évaluation de l'incision. En effet, le K_f est fortement influencé par un écart d'une classe à deux des dix sites échantillonnés où les observateurs ont été partagés équitablement entre deux classes adjacentes et où la mesure de référence est à la limite entre ces deux classes. Malheureusement, en raison de contraintes temporelles, matérielles et humaines, les données servant de références n'ont été relevées que par une seule équipe de

recherche. Elles n'ont donc pu être répétées et sont assumées fiables. Or, il est probable que des écarts auraient également été observés si les données de références avaient été récoltées par plusieurs équipes de chercheurs ou professionnels (Lewandowski et Specht, 2014). De plus, le premier site d'échantillonnage apparaît comme ayant été sous-évalué par 5 des 6 équipes influençant également négativement le coefficient. Or, en réalité, 5 des 6 observations de ce site s'avèrent exactes et seule une équipe a sous-évalué l'incision. En effet, entre le passage de l'équipe de terrain et de la première équipe bénévole dont l'observation concorde avec celle de l'équipe de terrain et le reste des équipes bénévoles, des travaux correctifs sur le sentier ont été entrepris. Ces travaux ont entraîné la disparition de la partie du sentier la plus incisée. Une nouvelle mesure réalisée à l'endroit le plus incisé a montré une incision modérée correspondant ainsi aux résultats de 4 des 5 équipes restantes. Ce cas montre que des événements hors de contrôle comme des travaux ont pu avoir un impact négatif sur les coefficients calculés alors que les observations sont correctes.

Une fois la concordance inter-observateurs validée, les coefficients r_s des trois phénomènes de dégradations évalués par l'échantillonnage ponctuel révèlent que le portrait des conditions du sentier dressé par les équipes de bénévoles est très représentatif de la réalité caractérisée par l'équipe de terrain.

6.2.2. Suivi participatif par recensement continu des problèmes

Contrairement aux phénomènes évalués par un échantillonnage ponctuel, les sentiers informels ont été évalués par un recensement continu, car cette technique est plus adaptée à ce type de phénomène de dégradation (Marion et Leung, 2001). Cependant, cette technique ne semble pas adaptée pour un suivi participatif ou du moins, telle qu'elle est présentée dans ce projet. En effet, les coefficients statistiques montrent une concordance médiocre entre les observateurs et des observations globalement non représentatives de la réalité.

Une grande partie de ces mauvais résultats comparés à l'échantillonnage ponctuel s'explique par un problème de surdétection. En effet, douze sites (50 %) ont été identifiés comme dégradés par au moins une équipe alors qu'ils ne le sont pas selon les données de références. Les observateurs ont eu tendance à identifier certains sites selon une logique « mieux vaut trop que moins » qui biaise la représentation du territoire. Bien qu'il n'existe aucune autre étude portant sur le suivi participatif de la condition d'un sentier, cette problématique semble être inhérente à la technique de recensement. En effet, Lewandowski et Specht (2014) ont montré que dans un schéma de collecte

de données opportuniste comme un recensement, les volontaires rapportent davantage les observations qui les intéressent, en l'occurrence les sentiers informels. D'un autre côté, Levrel *et al.* (2010) ont relevé qu'une des principales motivations de personnes bénévoles participantes à des programmes de suivi environnementaux est de contribuer à la protection de la biodiversité. Pour faire un parallèle et expliquer ce problème de surdétection, dans la présente étude, des points d'accès à l'eau ou à des sites d'intérêts où la sortie du sentier et son retour s'effectuent selon un aller-retour depuis le même point ont été renseignés comme des sentiers informels. Ils constituent des observations intéressantes et sont des menaces pour la biodiversité selon les volontaires. Cette hypothèse est confortée par le fait que plusieurs suroccurrences correspondent à de brefs points d'accès à un cours d'eau par exemple. Or la définition stipule qu'un sentier informel correspond aux « différents segments d'un sentier partant d'un même point A et reliant un même endroit B différent du point A ». Cette définition des sentiers informels est importante, car elle permet d'identifier les portions du tracé qui ne répondent pas suffisamment aux attentes des randonneurs à tel point que ces derniers préfèrent les contourner.

Soit la définition d'un sentier informel n'est pas assez claire, soit la formation est défailante et la subjectivité prend le pas sur l'objectivité des observateurs qui considèrent être confrontés à un problème alors que cela ne correspond pas à la définition qui en est faite.

Cependant, ces accès informels mériteraient également d'être recensés pour les évaluer et prendre les mesures nécessaires (transformation en tronçon officiel ou fermeture par exemple) en fonction de leur importance, mais ce recensement devrait être réalisé indépendamment de celui des sentiers informels en raison des causes différentes menant à leur création.

6.2.3. Limites et perspectives du suivi participatif des sentiers

La principale limite de cette étude est que la validation du protocole repose sur les données de seulement six équipes. Ce faible effectif limite le poids statistique des coefficients. Une autre limite est que le tronçon étudié est court et relativement homogène. Il ne représente ainsi qu'une partie du réseau et la précision des observations bénévoles dans d'autres secteurs différents comme le secteur du Round Top où le roc affleure à de nombreux sites n'est pas analysée. Enfin, la dernière limite identifiée est toujours liée à la taille de l'effectif. En effet, les écarts interobservateurs ne concernent pas uniquement les observateurs bénévoles (Lewandowski et Specht, 2014). Cependant, comme une seule équipe de recherche a réalisé la collecte des données les variations entre observateurs qualifiés n'ont pu être évaluées.

Toutefois en dépit de ces limitations, ces résultats sont positifs et encourageants. En effet, alors que le recours à des personnes bénévoles pour réaliser des travaux d'entretien des sentiers est déjà employé au PENS et que la science participative est déjà mise en application dans différents champs de la recherche en écologie, aucune étude n'a porté sur son application à l'évaluation des sentiers (Darwall et Dulvy, 1996; Evans *et al.*, 2000; Foster-Smith et Evans, 2003; Lewandowski et Specht, 2014; Forrester *et al.*, 2015).

Malgré le faible effectif de l'étude, les résultats suggèrent que l'échantillonnage ponctuel est réalisable à travers un protocole simple et une légère formation de participants présentant une sensibilité à la protection de l'environnement alors que le recensement continu ne peut être retenu ou nécessite des améliorations substantielles. Dès lors, pour de futurs projets, trois axes de recherche se dégagent. D'une part, si les volontaires doivent définir eux-mêmes s'il y a un problème ou non dans le cadre d'un recensement continu, il faudrait vérifier si une formation plus approfondie permet d'améliorer les problèmes de surdétection. D'autre part, l'omission d'une occurrence peut engendrer un écart de classe important qui impacte significativement les coefficients statistiques. En revanche, en pratique, seulement trois sites détectés par l'équipe de terrain n'ont pas été détectés par toutes les équipes de bénévoles. Aussi, il faudrait évaluer l'efficacité d'un recensement continu binaire (problème, absence de problème) puisqu'il demeure intéressant pour un gestionnaire. En effet, même si des occurrences sont oubliées, il lui permettrait de localiser la majorité des dégradations. Enfin, il serait utile de reproduire un exercice similaire avec un effectif plus important afin de valider les résultats obtenus dans la présente étude.

Dans l'optique d'étendre ce suivi à l'ensemble du réseau du PENS, il est possible d'augmenter la distance entre les points d'échantillonnage. Toutefois, il est préférable de ne pas espacer les sites d'échantillonnages de plus de 150 mètres (Leung et Marion, 1999b). L'évaluation des sentiers devrait être réitérée à intervalle régulier et idéalement tous les deux ans afin d'offrir un suivi efficace des actions correctives entreprises. Toutefois, le choix de ce cycle reste à la discrétion du gestionnaire en fonction de ses moyens et de ses priorités, mais ne devrait pas s'étaler sur une périodicité supérieure à 5 ans. De plus, un découpage par secteur peut être effectué. Ceci permet d'évaluer par rotation l'ensemble du réseau tout en réduisant la charge de travail annuel.

D'un point de vue pratique, les sites d'échantillonnages devraient être localisés et marqués par le personnel du parc afin d'assurer leur localisation exacte. Pour ce faire, les coordonnées GPS des sites et des photographies devraient être utilisées. Un bref rappel des protocoles de mesures et une

démonstration de celles-ci devraient également être reproduits à chaque campagne même si les bénévoles disposent d'un manuel et d'une fiche synthétique pour les accompagner sur le terrain.

Une fois les données collectées, les renseigner dans un logiciel SIG selon le format présenté à l'annexe 2 permet de les cartographier et d'en faciliter la diffusion. La cartographie des sites fournit une vision d'ensemble du réseau utile pour identifier les secteurs problématiques et hiérarchiser les interventions à réaliser avant la prochaine vague d'évaluation du réseau. Cette hiérarchisation peut être réalisée à partir des classes de conditions telles qu'elles sont présentées au tableau 9 en intervenant en priorité sur les sites où une dégradation a été identifiée très forte. Une autre approche consisterait à combiner l'ensemble des phénomènes de dégradation évalués aux sites d'échantillonnage dans un indicateur de dégradation global. Pour cela, les variables classes de dégradation doivent être converties dans la base de données (annexe 2) en variables numériques (0 pour une dégradation insignifiante à 4 pour une dégradation très forte). L'indicateur de dégradation globale correspondant ainsi à la somme de ces trois valeurs. Avec cette approche, il est également possible d'attribuer un poids aux phénomènes de dégradation. Par exemple, si limiter le ravinement des sentiers est la priorité d'un gestionnaire tandis que l'élargissement des sentiers est moins prioritaire, alors le score correspondant à l'incision peut être multiplié par 1.5 et celui de l'élargissement par 0.5 avant le calcul de l'indicateur. Le poids de l'exposition des racines demeurerait inchangé dans cet exemple. Le score de l'indicateur de dégradation global détermine ainsi l'ordre des interventions à réaliser. Le diagnostic des dégradations permet d'effectuer le suivi des travaux entrepris à travers les indicateurs, mais aussi à travers les photographies réalisées à chaque site d'échantillonnage. En effet, en comparant les indicateurs réalisés à différentes années il est possible d'observer si la situation demeure stable, si elle a empiré ou si les actions entreprises ont permis de l'améliorer.

Conclusion

Ce projet a été réalisé dans le cadre d'un partenariat entre l'Université de Sherbrooke, Corridor Appalachien et le Parc d'Environnement Naturel de Sutton. Les résultats répondent aux objectifs initiaux du projet et les retombées des résultats obtenus peuvent être observées à deux niveaux.

Tout d'abord, au niveau local ce projet s'inscrit pleinement dans le cadre de la vocation de recherche du plan directeur 2014-2019 pour la Réserve Naturelle des Montagnes Vertes. En effet, ce projet a permis de réaliser une évaluation des conditions de dégradation d'une partie du réseau du PENS incluant le secteur situé dans la RNMV (objectif 2). De plus, à travers l'analyse du territoire, il a permis d'améliorer les connaissances du territoire. Cette analyse permet de mieux comprendre la relation entre le réseau de sentiers du PENS et son milieu naturel. Elle a ainsi permis d'identifier des caractéristiques à rechercher et d'autres à éviter afin de limiter la dégradation des sentiers et répond ainsi aux objectifs de construire des indicateurs représentatifs des caractéristiques physiques du réseau (1), d'identifier les caractéristiques environnementales permettant un aménagement de sentier durable (3) et de fournir au PENS un diagnostic d'une partie de son réseau de sentiers à l'aide des indicateurs proposés (5) du projet. Il est important de mentionner que la portée de ces nouvelles informations pourrait être bonifiée par une analyse de l'efficacité des infrastructures. En effet, cela permettrait au gestionnaire d'évaluer si le rapport cout-bénéfice d'une infrastructure est intéressant avant de l'aménager et donc mieux répartir son budget.

D'un autre côté, en reprenant le concept des corvées de printemps lors desquelles le PENS fait appel à des bénévoles, la deuxième partie de ce projet a montré qu'il était possible de recourir à des bénévoles pour évaluer la condition d'une partie du réseau de sentiers. Cette évaluation a été réalisée à l'aide d'un protocole d'échantillonnage ponctuel simple répondant ainsi à l'objectif de développer un protocole participatif de prise de données dans une optique de suivi (4). Elle a également répondu au but principal du projet, développer un outil de suivi de la condition des sentiers pédestres exploitable par un organisme tel que le PENS. En plus de permettre l'évaluation du réseau, ce concept contribue également à travers la formation, à éduquer et à sensibiliser la population aux problématiques liées à la gestion d'un réseau de sentiers de randonnées. Par exemple, la présence de racines dans l'aire de marche est souvent perçue comme une bonne chose, car dans l'esprit collectif elle contribue à maintenir le sol en place et à empêcher l'érosion. Si la présence de racines contribue effectivement à ralentir l'érosion, elle ne peut toutefois pas

l'empêcher. En revanche, elle contribue à augmenter la mortalité des arbres concernés et à insister les utilisateurs à éviter inconsciemment ces secteurs et donc à élargir le sentier ou à le quitter et créer des sentiers informels.

Ainsi, ce projet rejoint les trois autres vocations du plan directeur, c'est-à-dire assurer la conservation du milieu tout en permettant l'accessibilité à la réserve et en favorisant la diffusion des connaissances à ses utilisateurs.

Enfin, au niveau scientifique, ce projet a permis de montrer que la science participative est compatible avec l'étude de sentiers. Toutefois, les investigations sur cette thématique doivent se poursuivre afin d'améliorer les connaissances et de développer des standards robustes, précis et efficaces.

L'analyse du territoire a permis de réaliser une première validation d'un indicateur récent (Marion et Wimpey, non publiée) combinant la pente et l'angle d'alignement des sentiers pour y limiter l'incision. Elle a également suggéré que si l'angle d'alignement est considéré dans de nombreux travaux comme une caractéristique environnementale importante pour expliquer l'élargissement des sentiers (Bayfield, 1971; Bayfield, 1973; Marion, 1994; Marion et Wimpey, non publié), les effets de cette caractéristique sont étroitement liés au pourcentage de la pente propre du versant et que les effets de cette caractéristique tendent à diminuer avec la pente de celui-ci. De nouvelles investigations devraient être réalisées à ce sujet. Enfin, les résultats approfondissent les conclusions de précédentes études concernant les caractéristiques de la végétation. En effet, cette recherche montre que la densité de la végétation à hauteur d'homme est une caractéristique importante pour contenir les utilisateurs dans le sentier.

En somme, l'analyse du territoire a contribué à améliorer les connaissances générales sur les relations entre le milieu naturel et la dégradation des sentiers tandis que le développement d'un protocole de suivi participatif a montré que la science participative a sa place dans le domaine de l'évaluation des sentiers malgré le peu d'attention scientifique actuel à son égard.

Références

- Anderson D., Burnham K., Lubow B., Thomas L., Corn P., Medica P. and Marlow R. (2001) Field trials of line transect methods applied to estimation of desert tortoise abundance. *The Journal of Wildlife Management*. Vol. 65, n° 3, p. 583–597.
- Arrosmith C. and Inbakaran R. (2002) Estimating environmental resiliency for the Grampians national park, Victoria, Australia: a quantitative approach. *Tourism Management*. Vol. 23, n° 3, p. 295–309.
- Bayfield N. G. (1971) A simple method for detecting variations in walker pressure laterally across paths. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 8, n° 2, p. 533–535.
- Bayfield N. G. (1973) Use and deterioration of some Scottish hill paths. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 10, n° 2, p. 635–644.
- Bell J. J. (2007) The use of volunteers for conducting sponge biodiversity assessments and monitoring using a morphological approach on Indo-Pacific coral reefs. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. 17, n° 2, p. 133–145.
- Bell S., Marzano M., Cent J., Kobierska H., Podjed D., Vandzinskaite D., Reinert H., Armaitiene A., Grodzinska-Jureczak M. and Mursic R. (2008) What counts? Volunteers and their organisations in the recording and monitoring of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* Vol. 17, n° 14, p. 3443–3454.
- Blamey R.-K. (2001) Principles of Ecotourism. *The Encyclopedia of Ecotourism*, Oxon, UK, New York, USA. p. 5–22.
- Bœuf G. Allain Y.-M. et Bouvier M. (2012) L’apport des sciences participatives à la connaissance de la biodiversité en France. *La Lettre de l’OCIM*. n° 144, p. 8–18.
- Bright J. A. (1986) Hiker impact on herbaceous vegetation along trails in an evergreen woodland of central Texas. *Biological Conservation*. Vol. 36, n° 1, p. 53–69.
- Bryan R. B. (1977) The influence of soil properties on degradation of mountain hiking trails at Grövelsjön. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*. Vol. 59, n° 1, p. 49–65.
- Butt N., Slade E., Thompson J., Malhi Y. and Rutta T. (2013) Quantifying the sampling error in tree census measurement by volunteers and its effect on carbon stock estimates. *Ecological Applications*. Vol. 23, n° 4, p. 936–943.
- Calais S.S and Kirkpatrick J.B. (1986) Impact of trampling on natural ecosystems in the cradle mountain-lake St Clair National Park. *Australian Geographer*. Vol. 17, n° 1, p. 6–15.
- Canadell J., Jackson R. B., Ehleringer J. R., Mooney H. A., Sala O. E. and Schulze E-D. (1996) Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*. Vol. 108, n°4, p. 583–595.
- Cole, D. N. (1983) Assessing and monitoring backcountry trail conditions. Research Paper INT-303. USDA Forest Service. Ogden, Utah, USA. 10 p.

- Cole, D. N. (1987) Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA. *Biological Conservation* Vol. 40, n° 3, p. 219–244.
- Cole, D. N. (1991) Changes on Trails in the Selway-Bitterroot Wilderness, Montana, 1978–89. Research Paper INT-450. USDA Forest Service. Ogden, Utah, USA. 10 p.
- Cole D. N., Watson A. E. and Hall T. E. (1997) High-Use Destinations in Wilderness: Social and Biophysical Impacts, Visitor Responses, and Management Options. Research Paper INT-RP-496. USDA Forest Service, Ogden, Utah, USA. 30 p.
- Cole D. N. (2004) Impacts of hiking and camping on soils and vegetation : a review. In *Environmental Impacts of Ecotourism*. R. Buckley, ed. Wallingford, U.K. : CABI Publishing, p. 41–60.
- Cole D. N. and Spildie, D. R. (1998) Hiker, horse, and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management*. n° 53, p. 61–71.
- Connolly V., (2000) Characterization and classification of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*) habitat in the Estrie region, Québec. Thèse de Doctorat, Université McGill, Montréal, Canada. 95 p.
- Cook R. and Weisberg S. (1980) Characterisation of an empirical influence function for detecting influential cases in regression. *Technometrics*. Vol. 22, n° 4, p. 495–508.
- Cooper C. B., Dickinson J., Phillips T. and Bonney R. (2007) Citizen Science as a Tool for Conservation in Residential Ecosystems. *Ecology and society*. Vol. 12, n° 2, 11 p.
- Crall A. W., Newman G. J., Jarnevich C. S., Stohlgren T. J., Waller D. M. and Graham, J. (2011) Improving and integrating data on invasive species collected by citizen scientists. *Biological Invasions*. Vol. 12, n° 10, p. 3419-3428.
- CSBQ (2015) Atelier R du CSBQ – Atelier 3 : Modèles linéaires. Centre de la Science de la Biodiversité du Québec. Montréal, Canada. http://qcbs.ca/wiki/r_atelier3. Consultée le 20 novembre 2015.
- Dale D. and Weaver T. (1974) Trampling effects on vegetation of the trail corridors of north Rocky Mountain Forests. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 11, n° 11, p. 767–772.
- Darwall W. R. T., and Dulvy N. K. (1996) An evaluation of the suitability of non-specialist volunteer researchers for coral reef fish surveys. Mafia Island, Tanzania - A case study. *Biological Conservation*. Vol. 78, n° 78, p. 223–231.
- Delaney D., Sperling C., Adams C. et Leung B. (2008) Marine invasive species : validation of citizen science and implications for national monitoring networks. *Biological Invasions*. Vol. 10, n° 1, p. 117–128.
- Dixon G., Hawes M. and McPherson G. (2004) Monitoring and modelling walking track impacts in the Tasmanian Wilderness World Heritage Area, Australia. *Journal of Environmental Management*. Vol. 71, n° 4, p. 305–320.

- Engel S. and Voshell J. (2002) Volunteer Biological Monitoring: Can It Accurately Assess the Ecological Condition of Streams ? *American Entomologist*. Vol. 48, n° 3, p. 164–177.
- Evans S. M., Birchenough A. C. and Fletcher H. (2000) The Value and Validity of Community-based Research: TBT Contamination of the North Sea. *Marine pollution Bulletin*. Vol. 40, n° 3, p. 220–225.
- Everitt B. (2002) *The Cambridge dictionary of statistics*. 2nd edition. Cambridge, UK: University Press, 410 p.
- Farrell T. A. and Marion J. L. (2001) Identifying and assessing ecotourism visitor impacts at eight protected areas in Costa Rica and Belize. *Environmental Conservation*, Vol. 28, n° 3, p. 215–225.
- Farrell T. A. and Marion J. L. (2002) Trail Impacts and Trail Impact Management Related to Visitation at Torres del Paine National Park, Chile. *Leisure/Loisir*, Vol. 26, n° 1–2, p. 31–59.
- Fédération Québécoise de la Marche (2004) *Aménagement, évaluation et entretien des sentiers pédestres au Québec. Normes et critères*. Montréal. 45 p.
- Forrester G., Baily P., Conetta D., Forrestser L. Kintzing E. and Jarecki L. (2015) Comparing monitoring data collected by volunteers and professionals shows that citizen scientists can detect long-term change on coral reefs. *Journal for Nature Conservation*. Vol. 24, n° 24, p. 1–9.
- Foster-Smith J. and Evans S.-M. (2003) The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biological Conservation*. Vol. 113, n° 2, p. 199–213.
- Galloway A. W., Hickey R. J. and Koehler G. M. (2011) A Survey of Ungulates by Students Along Rural School Bus Routes. *Society & Natural Resources : An International Journal*. Vol. 24, n° 2, p. 20–204.
- Gouvernement du Québec (2012) *Plan de développement de l'industrie touristique 2012-2020. Un itinéraire vers la croissance*. 110 p.
- GRsentiers (2016) *Envie de vous investir dans l'asbl SGR ?*. Les Sentiers de Grande Randonnée. Namur, Belgique. <http://grsentiers.org/content/11-devenir-benevole-sgr>. Consulté le 26 janvier 2016.
- Héritier S. (2007) Les parcs nationaux entre conservation durable et développement local. *Géocarrefour*, Vol. 82, n° 4, p. 171–175
- Hill W. and Pickering C. M. (2009) *Evaluation of impacts and methods for the assessment of walking tracks in protected areas*. Sustainable Tourism Cooperative Research Centre. Griffith University, Gold Coast, Australie. 23 p.
- IMBA, 2007. *Managing Mountain Biking: IMBA's Guide to Providing Great Riding*. Webber, P. (editor). The International Mountain Bike Association, Boulder, CO. 256 p.
- Jordan R.-C., Brooks W.-R., Howe D.-V. and Ehrenfeld J.-G. (2012) Evaluating the performance of volunteers in mapping invasive plants in public conservation lands. *Environmental Management*. Vol. 49, n° 2, p. 425-434.

- Koss R., Miller K., Wescott G., Boxshall A., Bellgrove A., Gilmour P., Bunce A., McBurnie J. and Ierodionou D. (2009) An evaluation of Sea Search as a citizen science programme in marine protected areas. *Pacific Conservation Biology*, Vol 15, n° 12, p. 116–127.
- Lacasse J. (2015) Communication personnelle. Directeur des sentiers de l'Estrie.
- Landis J. R. and Koch G. G. (1977) The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, Vol. 33, n° 1, p. 159–174.
- La Roche G. et Lacasse J. (2012) ABC de l'aménagement. p. 99.
- Lefèvre P. (2012) Protéger en partageant : Stratégies de croissance intelligente applicables en milieu rural. Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke. 85 p.
- Lehvavirta S. (1999) Structural element as barriers against wear in urban woodlands. *Urban Ecosystems*. Vol. 3, n° 1, p. 46-56.
- Leung Y.-F. and Marion J. L. (1996) Trail degradation as influenced by environmental factors : a state-of-knowledge review. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 51, n° 51, p. 130–136.
- Leung Y.-F. and Marion J. L. (1999a) Assessing trail conditions in protected areas : An application of a problem-assessment method in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Environmental Conservation*. Vol. 26, n° 4, p. 270–279.
- Leung Y.-F. and Marion J. L. (1999b) The influence of sampling interval on the accuracy of trail impact assessment. *Landscape and Urban Planning* Vol. 43, n° 4, p. 167–79.
- Leung Y.-F. and Marion J. L. (2000) Recreation Impacts and Management in Wilderness : A State-of-Knowledge Review. In : Cole D.N., McCool S.F., Borrie W.T. and O'Loughlin J. (Editions) *Proceedings : Wilderness Science in a Time of Change*. Wilderness Ecosystems, Threats, and Management. Missoula, Montana, États-Unis. USDA Forest Service Proceedings, Rocky Mountain Research Station, Ogden, Utah, Vol. 5, p. 23–48.
- Levrel H., Fontaine B., Henry P.-Y., Jiguet F., Kerbiriou C. and Couvet D. (2010) Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for implementation of CBD indicators: A French example. *Ecological Economics*. Vol. 69, n° 7, p. 1580–1586.
- Lewandowski E. and Specht H. (2014) Influence of volunteer and project characteristics on data quality of biological surveys. *Conservation Biology*. Vol. 29, n° 3, p. 713–723.
- Marion J. L. (1994) An assessment of trail conditions in Great Smoky Mountains National Park. Research/ressources management report. USDI National Park Service, Southeast Region, Atlanta, Georgia. 155 p.
- Marion J. L. and Leung Y.-F. (2001) Trail resource impacts and an examination of alternative assessment techniques. *Journal of Park and Recreation Administration*. Vol. 19, n° 3 p. 17–37.

- Marion J. L., Leung Y.-F. and Nepal S. K. (2006) Monitoring Trail Conditions : New Methodological Considerations. The George Wright Forum. Vol. 23, n° 2, p. 36–49.
- Marion J. L. and Olive N. (2006) Assessing and Understanding Trail Degradation: Results from Big South Fork National River and Recreational Area. Final Research Report. National Park Service, United States Department of the Interior, Virginia Tech. 84 p.
- Marion J. L. and Wimpey J. (Non publié) Assessing the Influence of Sustainable Trail Design and Tread Hardening in Reducing Soil Loss on Trails. Journal of Environmental Management. p. 20 p.
- Ministère Énergie et Ressources naturelles du Québec (2011) DDE : diffusion des données écoforestières. Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Données géospatiales.
- Mumby P., Harborne A., Raines P. and Ridley J. (1995) A critical-assessment of data derived from coral Cay Conservation volunteers. Bulletin of Marine Science. Vol. 56, n° 3, p. 737–751.
- NPS (2016) Annual Park Recreation Visitation (1904 - Last Calendar Year). National Park Service, États-Unis. <https://irma.nps.gov/Stats>. Consulté le 26 juillet 2016.
- Olive N. D. and Marion J. L. (2009) The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. Journal of Environmental Management. Vol. 90, n° 3, p. 1483–1493.
- Oscarson D.B. and Calhoun A.-J. K. (2007) Developing vernal pool conservation plans at the local level using citizen-scientists. Wetlands. Vol.27, n° 1, p. 80–95.
- Parcsutton (2014) Bénévoles recherchés. Parc d’environnement Naturel de Sutton. Sutton, Canada. <http://www.parcsutton.com/6-bénévoles-recherchés.html>. Consulté le 6 mars 2014.
- PENS (2014) Fréquentation mensuelle 2013. in Fréquentation mensuelle 2006-2013 (classeur Excel). Parc d’Environnement Naturel de Sutton, Sutton..
- Pickering C. M., Hill W., Newsome D. and Leung Y.-F. (2010) Comparing hiking, mountain biking and horse riding impacts on vegetation and soils in Australia and the United States of America. Journal of Environmental Management. Vol. 91, n° 3, p. 551–562.
- Planchon V. (2005) Traitement des valeurs aberrantes : concepts actuels et tendances générales. Biotechnologie, agronomie, société et environnement. Vol. 9, n° 1, p. 19–34.
- Poisson J. et Gratton L. (2014) Plan directeur 2014 – 2019 de la réserve naturelle des Montagnes-Vertes. CNC, Canada, 59 p.
- Pounder E. J. (1985) The effects of footpath development on vegetation at the Okstindan Research Station in Arctic Norway. Biological Conservation. Vol. 34, n° 3, p. 273–288.
- Provencher L. et Thibault J.-C. (1979) Critères biophysiques relatifs aux choix de sites récréatifs à la campagne. Bulletin de recherche du département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 95 p.

- Radio Canada (2015) Des bénévoles nettoient le sentier de randonnée Waskahegan. Radio-Canada, Canada. Diffusé le 9 octobre 2015. <http://ici.radio-canada.ca/nouvelle/743511/waskahegan-sentier-randonnee-entretien-benevoles>. Consulté le 14 novembre 2015.
- Rakotomalala E. (2011a) Test de normalité. Techniques empiriques et tests statistiques. Version 2.0. Université Lumière Lyon 2, Lyon, France, 59 p.
- Rakotomalala E. (2011b) Analyse de corrélation. Étude des dépendances – Variables quantitatives. Université Lumière Lyon 2, Lyon, France, 99 p.
- Rakotomalala E. (2015) Pratique de la Régression Linéaire Multiple – Diagnostic et sélection de variables. Université Lumière Lyon 2, Lyon, France, 190 p.
- Riou-Nivert P. (2001) Les résineux. Tome 1. Connaissance et reconnaissance. 2^{ème} édition. IDF. 256 p.
- Rioux G. et Guay J.-P. (2003) Parcs Québec : une nouvelle approche pour l'aménagement de sentiers axée sur la conservation. *Le naturaliste canadien*. Vol 127, n°1. p. 91–99.
- Rotman D., Preece J., Hammock J., Procita K., Hansen D., Parr C., Lewis D. and Jacobs D. (2012) Dynamic changes in motivation in collaborative citizen-science projects. in Proceedings of the Association for Computing Machinery 2012 conference on Computer Supported Cooperative Work. Association for Computing Machinery, Seattle, Washington, USA, p. 217–226.
- Schenk H. J. and Jackson R. B. (2002) Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystem. *Journal of Ecology*. Vol. 90, n° 3, p. 480–494.
- Schmeller D. S., Henry P.-Y., Julliard R., Gruber B., Clobert J., Dziocck F., Lengyel S., Nowicki P., Déri E., Burdrus E., Kull T., Tali K., Bauch B., Settele J., Van Swaay C., Kobler A., Babij V., Papastergiadou E. and Henle K. (2009) Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology*. Vol. 23, n° 2, p. 307–316.
- Sentier Nature Tomifobia (2016) À la recherche de bénévoles pour soutenir Sentiers Massawippi. Sentier Nature Tomifobia. Ayers'S Cliff, Canada. <http://sentiernaturetomifobia.com/benevoles/> Consulté le 27 aout 2016.
- Statistique Canada (2012) Sutton, Québec (Code 2446058) et Brome-Missisquoi, Québec (Code 2446) (*tableau*). Profil du recensement, Recensement de 2011, produit n° 98-316-XWF au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. Diffusé le 24 octobre 2012. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>. Consulté le 10 juillet 2014.
- Sykes J. M., Horrill A. D. and Mountford M. D. (1983) Use of Visual Cover Assessment as Quantitative Estimators of Some British Woodland Taxa. *Journal of Ecology*. Vol. 71, n° 2, p. 437–450.
- Symonds M. R. E. and Moussalli A. (2010) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral ecology and Sociobiology*. Vol. 65, n° 1, p. 13–21.

- Thurstone E and Reader R. J. (2001) Impacts of Experimentally Applied Mountain Biking and Hiking on vegetation and soil of a deciduous forest. *Environnemental management*. Vol. 27, n° 3, p.397–409.
- Tomczyk A. M. (2011) A GIS assessment and modelling of environmental sensitivity of recreational trails: The case of Gorce National Park, Poland. *Applied Geography*. Vol. 31, n° 1, p. 339–351.
- Törn A., Tolvanen A., Norokorpi Y., Tervo R. and Siikamäki P. (2009). Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of Environmental Management*. Vol. 90, n° 3, p.1427–1434.
- Tourisme Cantons-de-l'Est (2010) Plan de développement et de commercialisation de la randonnée pédestre touristique. 45 p.
- Tulloch A.I. T., Mustin K., Possingham H.P., Szabo J.K. and Wilson K.A. (2013) To boldly go where no volunteer has gone before: predicting volunteer activity to prioritize surveys at the landscape scale. *Biodiversity Research*. Vol. 19, n° 4, p. 465–480.
- Walden C. and Leung Y.-F. (2013) Spatially Characterizing Visitor Use and Its Association with Informal Trails in Yosemite Valley Meadows. *Environmental Management*. Vol. 52, n° 1, p. 163–178.
- Wimpey J. and Marion J. L. (2010) the influence of use, environmental and managerial factors on the width of recreational trails. *Journal of Environmental Management*. Vol. 91, n° 10, p. 2028–2037.
- Wimpey J. and Marion J. L. (2011) Formal and informal trail monitoring protocols and baseline conditions: Great Falls Park and Potomac gorge. *Rapport de recherche final*. USDI, U.S. Geological Survey. Virginie, USA. 113 p.
- Yergeau, E. et Poirier, M. (2013). SPSS à l'UdeS. <http://spss.espaceweb.usherbrooke.ca>. Consulté le 11 novembre 2015.

Annexe 1 : Description des classes de conditions utilisées par Népal (2003) dans le parc national Sagarmatha, Népal

Classes de condition	Description
Classe I	Sentier peu endommagé. Au moins une ou plusieurs de ces formes de dégradation sont présentes. Largeur supérieure à 1,5 m; pas plus de 3 ramifications apparentes; un potentiel faible à modéré pour l'élargissement du sentier; quelques zones boueuses peuvent être présentes; l est inférieure à 15 cm; un peu de matériaux disponibles à l'érosion peuvent être présent à la surface. Globalement, un sentier de cette classe ne nécessite pas d'intervention de maintenance tant que ces conditions ne se sont pas davantage détériorées.
Classe II	Sentier modérément endommagé. Les segments de sentier montrent des signes clairs de détérioration. Au moins une forme de dégradation est présente avec des dégâts significatifs ou une combinaison de plus de deux impacts : Sentier de plus de 1,5 m de large; incision comprise entre 15 cm et 30 cm (ou 45 cm en l'absence d'autre dégradation); plus de trois ramifications; envasement et eau courante dans le sentier; sentier déplacé; sol non consolidé. L'importance et l'ampleur des dommages sont suffisamment significatives pour prescrire quelques actions managériales.
Classe III	Sentier fortement endommagé. Il s'agit d'un point chaud potentiel, une ou plusieurs dégradations y sont présentes sous formes sévères. L'ampleur et l'étendue des dommages sont significatives. Les dégradations de base incluent la largeur du sentier, la prolifération de ramifications et l'incision du sentier. Usuellement, celles-ci sont combinées entre elles par exemple, la ramification des sentiers conduit à une largeur excessive. Dans certains cas, la largeur est moindre, mais les ramifications très nombreuses, dont certaines sont très profondément incisées (>45 cm). Le substrat rocheux apparait fréquemment et des racines sont apparentes en plus des autres formes de dégradation. Un sentier affecté par des glissements de terrains ou de talus sera également qualifié de sentier fortement endommagé.
Classe IV	Sentier très fortement endommagé ou point chaud. Un seul critère ou une combinaison de plusieurs dégradations sévère qualifie cette catégorie. Les dégradations de base incluent la largeur du sentier, la prolifération de ramifications et l'incision du sentier. Elles sont significativement plus importantes comparées à la classe III. Si les paramètres basiques montrent une forte dégradation et que les autres paramètres sont importants, le sentier doit être considéré comme très fortement endommagé. Un sentier dans cette classe présente une largeur excessive (>3 m), de nombreuses ramifications (>5) et/ou une incision supérieure à 45 cm. Il peut également montrer des signes de glissement de terrain. Le sol à la surface est non consolidé et aucune matière organique n'est présente; le substrat rocheux apparait fréquemment, les bords du sentier sont fortement érodés et l'exposition des racines est excessive; le sentier est très envasé et nécessite de le contourner; la pente du sentier est supérieure à 10 %. Globalement, un sentier de cette catégorie nécessite des réparations urgentes sinon la dégradation de l'environnement est inévitable dans un futur proche. Les dommages sont susceptibles de se propager aussi bien verticalement (incision) qu'horizontalement.

Annexe 2 : Métadonnées des tables attributaires et extrait de la table attributaire de l'échantillonnage ponctuel sous Qgis

Échantillonnages ponctuels

Description de la table attributaire

Nom_20XX_XXXX: Nom de la couche _ Année de production _ Code EPSG de la projection.

NOM : Nom du point d'échantillonnage.

SENTIER : Nom du sentier échantillonné.

INFRA : Infrastructure présente au point d'échantillonnage.

QUA_INFRA : État de l'infrastructure rencontrée. Bon (rien à signaler), Moyen (présente des signes d'usure mais praticable), Mauvais (signes d'usure prononcés, s'il en a la possibilité, l'utilisateur va préférer contourner l'infrastructure).

CD_INFRA : 1 = infrastructure présente ; 0 = pas d'infrastructure.

INCISION : Mesure de la profondeur du sentier en centimètre entre le point le plus profond et le niveau du sol original du sentier après sa construction.

CL_INCISION : Classe du niveau de dégradation de l'incision du point échantillonné.

LARGEUR : Mesure de la largeur de l'emprise du sentier en centimètre.

CL_LARGEUR : Classe du niveau de dégradation de la largeur du point échantillonné.

CL_RACINES : Évaluation de l'exposition des racines dans l'emprise du sentier sur un périmètre compris entre le point d'échantillonnage et un mètre après celui-ci dans le sens de la marche.

ENVAS : Présence ou non d'observation lors de la prise de données.

CD_ENVAS : 1 = présence d'envasement ; 0 = pas d'envasement.

TYPE_FORET : Composition de la forêt observée selon l'essence dominante (feuillus, conifères ou mixte).

DENS_FORET : Densité de la végétation observée selon la grille suivante :

Densité	Description
Très forte	Strates arborée jeune, strates arbustive et herbacée denses ; pénétration difficile.
Forte	Strate arbustive et herbacée ou strate arborée jeune moyennement dense ; pénétration possible mais peu invitante.
Moyenne	Sol visible, strate herbacée faible, possibilité de circuler entre les arbres et les arbustes en les écartant à l'aide des bras.
Faible	Strates arbustive absente ; couverture herbacée faible ou absente ; sol presque nu, circulation facile

PENTE_DEG : Mesure en degré de la pente du tronçon représentatif du transect échantillonné.

PENTE_PERC : Mesure en pourcentage de la pente du tronçon représentatif du transect échantillonné.

CL_PENTE : Pente classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

AAS : Angle d'Alignement du Sentier. Rapport entre l'orientation du sentier et la pente principale du versant. Un angle de 90° indique que le sentier est perpendiculaire au versant tandis qu'un angle de 0° indique que le sentier est tracé directement dans la ligne de pente.

CL_AAS : Angle d'Alignement du Sentier classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

DENIVEL : Indicateur de dénivellement combinant la pente et l'AAS du sentier selon le tableau à la fin du document.

VERSANT : Exposition du versant emprunté par le sentier.

EXPOSITION : Exposition en degré du versant emprunté par le sentier. 0 et 360° indiquant le nord quand une valeur proche de 180° indique une direction sud.

CL_EXPO : Exposition classée en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

OR_SENTIER : Orientation du sentier dans le sens de la marche. 0 et 360° indiquant le nord quand une valeur proche de 180° indique une direction sud.

EPAISSEUR : Épaisseur du dépôt évalué en centimètres lors des mesures de terrain.

CL_EPAIS : Épaisseur du dépôt classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

TEXTURE : Texture du sol évaluée lors des mesures de terrain.

CL_TEXT : Texture du sol catégorisée.

CL_TEXT2 : Texture du sol codifié selon le tableau à la fin du document.

Sentiers informels

Description de la table attributaire

Nom_20XX_XXXX : Nom de la couche _ Année de production _ Code EPSG de la projection

DMS_LAT : Latitude GPS du point en degrés minutes secondes.

DMS_LONG : Longitude GPS du point en degrés minutes secondes.

LAT_WGS84 : Coordonnées Y du point en WGS84.

LONG_WGS84 : Coordonnées X du point en WGS84.

SENTIER : Nom du sentier échantillonné.

ID : Nom du point d'échantillonnage.

IDS : Nom du sentier et du point d'échantillonnage.

COORDONNÉES : Coordonnées de début, fin ou unique du phénomène.

EMBRANCHEM : nombre de sentiers informels dénombrés à ce site.

CL_EMBRAN : Classe de correspondance de dégradation de sentiers informels rencontrés.

INFRA : Infrastructure présente sur le site concerné.

QUA_INFRA : État de l'infrastructure rencontrée. Bon (rien à signaler), Moyen (présente des signes d'usure mais praticable), Mauvais (signes d'usure prononcés, s'il en a la possibilité, l'utilisateur va préférer contourner l'infrastructure).

ENVAS : Présence ou non d'observation lors de la prise de données.

CD_ENVAS : 1 = présence d'envasement ; 0 = pas d'envasement.

TYPE_FORET : Composition de la forêt observée selon l'essence dominante (feuillus, conifères ou mixte).

DENS_FORET : Densité de la végétation observée selon la grille suivante :

DENSITÉ	DESCRIPTION
TRÈS FORTE	Strates arborée jeune, strates arbustive et herbacée denses ; pénétration difficile.
FORTE	Strate arbustive et herbacée ou strate arborée jeune moyennement dense ; pénétration possible mais peu invitante.
MOYENNE	Sol visible, strate herbacée faible, possibilité de circuler entre les arbres et les arbustes en les écartant à l'aide des bras.
FAIBLE	Strates arbustive absente ; couverture herbacée faible ou absente ; sol presque nu, circulation facile

PENTE_DEG : Mesure en degré de la pente du tronçon représentatif du transect échantillonné.

PENTE_PERC : Mesure en pourcentage de la pente du tronçon représentatif du transect échantillonné.

CL_PENTE : Pente classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

VERSANT : Exposition du versant emprunté par le sentier.

CL_EXPO : Exposition classée en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

EXPOSITION : Exposition en degré du versant emprunté par le sentier. 0 et 360° indiquant le nord quand une valeur proche de 180° indique une direction sud.

AAS : Angle d'Alignement du Sentier. Rapport entre l'orientation du sentier et la pente principale du versant. Un angle de 90° indique que le sentier est perpendiculaire au versant tandis qu'un angle de 0° indique que le sentier est tracé directement dans la ligne de pente.

CL_AAS : Angle d'Alignement du Sentier classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

DENIVEL : Indicateur de dénivellement combinant la pente et l'AAS du sentier selon le tableau à la fin du document.

OR_SENTIER : Orientation du sentier dans le sens de la marche. 0 et 360° indiquant le nord quand une valeur proche de 180° indique une direction sud.

EPAISSEUR : Épaisseur du dépôt évalué en centimètres lors des mesures de terrain.

CL_EPAIS : Épaisseur du dépôt classé en quatre classes selon le tableau à la fin du document.

TEXTURE : Texture du sol évaluée lors des mesures de terrain.

CL_TEXT : Texture du sol codifié selon le tableau à la fin du document.

Tableau 25 : Classification des données récoltées

Classe	Topographie			Végétation			Formations meubles	
	Pente (%)	AAS ¹ (°)	Dénivèlement (AAS + P)	Orientation	Densité	Type forêt	Épaisseur (cm)	Texture
Bon (4)	3-10	69 — 90	P 3-10 % AAS >30°	S ; SO	Très forte	Variable qualitative Feuille Mixte Résineux	> 100	Till et blocs
Neutre (3)	0-2; 11-15	46 — 68	P 0-2 %	O; SE	Forte		26-99	Till
Faible (2)	16-20	23 — 45	P 3-10 % et AAS 0-30° ou P 11-20 % AAS > 30°	NO; E	Moyenne		1 - 25	Sédiments
Très faible (1)	> 21	0 — 22	P 11-20 % et AAS 0-30°, ou P > 20 %	N; NE	Faible		0	Matière organique
Fédération Québécoise de la Marche (2004); Olive et Marion, 2009; Marion et Wimpey (réd.)				Provencher et Thibault (1979)	Cole (1987)		Provencher et Thibault (1979); Leung et Marion (1996)	

¹Angle d'alignement du sentier par rapport à la pente du versant

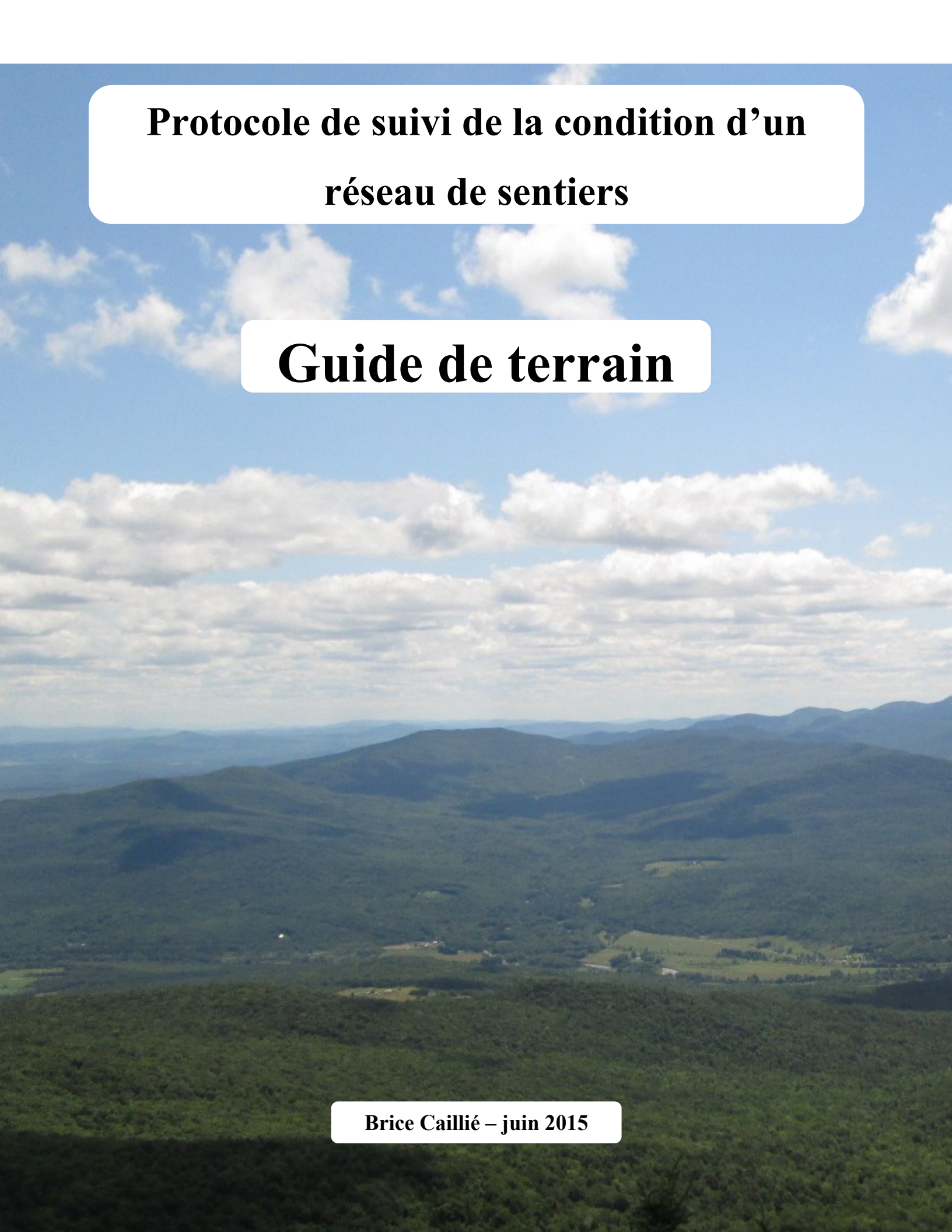
Extrait de la table attributaire échantillonnage ponctuel à travers l'interface du logiciel Qgis

Attribute table - Pts_echant_2015_2950 :: Features total: 73, filtered: 73, selected: 0

ID	NOM	SENTIER	INFRA	QUA_INFRA	CD_INFRA	INCISION	CL_INCIS	LARGEUR	CL_LARGEUR	CL_RACINES	ENVAS	CD_ENVAS	TYPE_FORET	DENS_FORET	PENTE_DEG	PENTE_PERC	CL_PENTE	AAS	CL_AAS	AAS_PENTE	VERSANT	EXPOSITION	CL
26	0 ED1	Entre-Deux	Etagage	Moyen	1	13.00	Moderée	102	Faible	Insignifiante	oui	1	Mixte	3	6.50	11.393551	4	52	3		2	Nord-O...	337
27	0 ED2	Entre-Deux	Marches	Bon	1	13.00	Moderée	208	Tres forte	Insignifiante	non	0	Mixte	3	23.50	43.481196	1	8	1		1	Nord-Est	25
28	0 ED3	Entre-Deux	Trottoir	Bon	1	6.00	Faible	122	Moderée	Insignifiante	oui	1	Mixte	3	2.00	3.492074	3	78	4		4	Nord	6
29	0 ED4	Entre-Deux	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	16.00	Forte	152	Forte	Moyenne	non	0	Mixte	4	21.50	39.391011	1	15	1		1	Nord-Est	38
30	0 ED5	Entre-Deux	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	3.00	Faible	86	Insignifiante	Faible	non	0	Feuillus	4	2.50	4.366091	3	70	4		4	Nord-ou...	336
31	0 ED6	Entre-Deux	Empierrement	Moyen	1	16.00	Forte	139	Moderée	Insignifiante	oui	1	Resineux	2	0.00	0.000000	3	-99	-999		-99	NA	-999
33	0 EX1	Exil	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	4.00	Faible	119	Faible	Tres forte	non	0	Resineux	2	5.50	9.628897	4	54	3		4	Ouest	261
32	0 EX2	Exil	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	13.00	Moderée	136	Moderée	Moyenne	non	0	Resineux	2	1.50	2.618590	3	10	1		2	Ouest	286
34	0 EX3	Exil	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	17.00	Forte	110	Faible	Insignifiante	non	0	Mixte	4	7.00	12.278446	4	14	1		1	Nord-O...	324
67	0 PDC01	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	4.00	Faible	79	Insignifiante	Faible	non	0	Resineux	3	4.00	6.992675	4	79	4		4	Sud	166
55	0 PDC02	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	13.00	Moderée	99	Insignifiante	Moyenne	non	0	Resineux	4	15.00	26.794896	3	21	1		1	Sud-Est	153
56	0 PDC03	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	6.00	Faible	52	Insignifiante	Insignifiante	non	0	Mixte	3	24.00	44.522826	1	68	3		1	Sud-Est	145
57	0 PDC04	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	4.00	Faible	85	Insignifiante	Insignifiante	non	0	Feuillus	2	19.00	34.432730	2	36	2		1	Sud-Est	141
58	0 PDC05	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	0.00	Insignifiante	79	Insignifiante	Forte	non	0	Resineux	4	0.00	0.000000	3	85	4		3	Sud-Est	131
59	0 PDC06	Passé des Caps	Empierrement	Bon	1	0.00	Insignifiante	84	Insignifiante	Insignifiante	non	0	Feuillus	4	21.50	39.391011	1	46	3		1	Sud	185
60	0 PDC07	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	3.00	Faible	61	Insignifiante	Faible	non	0	Mixte	4	4.00	6.992675	4	90	4		4	Sud	161
61	0 PDC08	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	0.00	Insignifiante	59	Insignifiante	Insignifiante	non	0	Mixte	4	12.50	22.169447	3	89	4		1	Sud	179
62	0 PDC09	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	4.00	Faible	111	Faible	Faible	non	0	Resineux	3	0.50	0.872686	3	-99	-999		-99	NA	-9999
63	0 PDC10	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	6.00	Faible	136	Moderée	Faible	non	0	Mixte	3	4.00	6.992675	4	88	4		4	Sud-Ou...	204
64	0 PDC11	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	3.00	Faible	63	Insignifiante	Faible	non	0	Resineux	3	9.00	15.838430	4	45	2		2	Sud-Ou...	213
65	0 PDC12	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	0.00	Insignifiante	59	Insignifiante	Moyenne	non	0	Resineux	2	1.00	1.745505	3	89	4		3	Sud-Ou...	221
66	0 PDC13	Passé des Caps	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	0.00	Insignifiante	66	Insignifiante	Moyenne	non	0	Mixte	3	3.00	5.240773	4	70	4		4	Sud-Ou...	241
17	0 RT01	Round Top	Marches (pi...	Bon	1	0.00	Insignifiante	151	Forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	1	14.00	24.932778	3	70	4		1	Ouest	290
18	0 RT02	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	5.00	Faible	132	Moderée	Insignifiante	non	0	Feuillus	3	0.50	0.872686	3	69	4		3	Nord-O...	305
19	0 RT03	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	5.00	Faible	240	Tres forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	2	11.00	19.438014	3	50	3		2	Ouest	279
20	0 RT04	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	13.00	Moderée	225	Tres forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	2	7.00	12.278446	4	36	2		2	Ouest	280
21	0 RT05	Round Top	Escalier bois	Mauvais	1	25.00	Forte	229	Tres forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	3	17.00	30.573041	2	31	2		1	Sud-Ou...	239
22	0 RT06	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	17.00	Forte	296	Tres forte	Moyenne	non	0	Mixte	2	1.00	1.745505	3	47	3		3	Ouest	283
23	0 RT07	Round Top	Pas chinois	Bon	1	15.00	Moderée	221	Tres forte	Moyenne	oui	1	Feuillus	3	1.00	1.745505	3	59	3		3	Ouest	257
24	0 RT08	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	14.00	Moderée	168	Forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	4	7.00	12.278446	4	43	2		2	Sud-Ou...	222
25	0 RT09	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	31.00	Tres forte	178	Forte	Moyenne	non	0	Mixte	1	12.00	21.255638	3	50	3		1	Nord-Est	51
0	0 RT10	Round Top	Etagage	Bon	1	0.00	Insignifiante	190	Tres forte	Insignifiante	non	0	Mixte	3	0.50	0.872686	3	64	3		3	Nord	21
1	0 RT11	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	5.00	Faible	163	Forte	Faible	non	0	Mixte	3	8.00	14.054071	4	65	3		2	Est	75
2	0 RT12	Round Top	Lacets	Bon	1	9.00	Moderée	158	Forte	Forte	non	0	Mixte	3	8.50	14.945087	4	74	4		2	Nord-O...	320
3	0 RT13	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	24.00	Forte	222	Tres forte	Faible	non	0	Feuillus	2	11.50	20.345212	3	4	1		1	Nord	352
4	0 RT14	Round Top	Etagage	Bon	1	6.00	Faible	200	Tres forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	3	7.00	12.278446	4	63	3		2	Nord-O...	336
5	0 RT15	Round Top	Cuvette d'e...	Bon	1	4.00	Faible	155	Forte	Insignifiante	non	0	Mixte	4	0.50	0.872686	3	83	4		3	Nord-O...	329
6	0 RT16	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	12.00	Moderée	156	Forte	Insignifiante	non	0	Feuillus	3	6.00	10.510415	4	60	3		2	Nord-O...	320
7	0 RT17	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	14.00	Moderée	250	Tres forte	Faible	non	0	Mixte	3	11.00	19.438014	3	59	3		2	Nord	350
8	0 RT18	Round Top	Lacet	<i>NULL</i>	1	7.00	Faible	178	Forte	Insignifiante	oui	1	Mixte	4	4.00	6.992675	4	82	4		4	Nord-O...	302
9	0 RT19	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	6.00	Faible	187	Tres forte	Insignifiante	oui	1	Mixte	4	2.00	3.492074	3	64	3		4	Nord-O...	310
10	0 RT20	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	14.00	Moderée	241	Tres forte	Faible	oui	1	Resineux	2	14.00	24.932778	3	36	2		1	Nord	342
11	0 RT21	Round Top	<i>NULL</i>	<i>NULL</i>	0	11.00	Moderée	289	Tres forte	Insignifiante	oui	1	Resineux	2	0.50	0.872686	3	43	2		3	Nord-O...	313
12	0 RT22	Round Top	Barre d'eau	Bon	1	8.00	Moderée	186	Tres forte	Insignifiante	non	0	Mixte	4	1.50	2.618590	3	80	4		4	Est	92
13	0 RT23	Round Top	Marches (bo...	Moyen	1	24.00	Forte	285	Tres forte	Forte	non	0	Mixte	4	18.00	32.491940	2	49	3		1	Nord-Est	39

Montrer toutes les entités

**Annexe 3 : Protocole de suivi de la condition d'un réseau de sentiers
– Guide de terrain**



**Protocole de suivi de la condition d'un
réseau de sentiers**

Guide de terrain

Brice Caillié – juin 2015

Sommaire

Préambule	2
Avant de partir	2
Généralité sur la collecte des données	3
Échantillonnage ponctuel	4
Incision	4
Élargissement	7
Exposition des racines	8
Recensement continu	10
Sentiers informels	10
Remise des données	11
Exemplaires des fiches de suivi	11
<input type="checkbox"/> Échantillonnage ponctuel	11
<input type="checkbox"/> Sentiers informels	11

Figure

Figure 1 : Repère d'échantillonnage sur les sentiers	3
Figure 2 : Mesure schématique de l'incision des sentiers (coupe en 2D)	4
Figure 3 : Mesure de l'incision sans aménagement	5
Figure 4 : Différentes formes d'incision pouvant être rencontrées dans les sentiers	6
Figure 5 : Mesure de l'élargissement	7
Figure 6 : Limites entre un sentier (partie gauche de chaque vignette) et le milieu naturel non piétiné (partie droite de chaque vignette)	8
Figure 7 : Exemples du phénomène d'exposition des racines	9
Figure 8 : Exemples de sentiers informels	11

PRÉAMBULE

La gestion efficace d'un réseau de sentiers pédestres implique le recueil de nombreuses données afin de dresser le portrait global du réseau et d'assurer son suivi au fil des années. La collecte de ces informations sur de vastes territoires et sur de longues échelles de temps nécessite de mobiliser de nombreux observateurs pour obtenir des résultats significatifs.

Étant donné que de nombreux observateurs différents vont recueillir ces données, il est important d'en normaliser la collecte. Établir des normes est important, car cela permet de garantir l'uniformité des données lorsqu'elles sont récoltées par plusieurs personnes. Des données normalisées permettent de comparer les résultats entre différents sites échantillonnés, mais aussi de réaliser un suivi temporel du réseau. Ce guide a donc pour but de définir une procédure de prise de données afin de créer des données normalisées.

Avant de partir

Voici une liste du matériel qui vous sera nécessaire pour réaliser la cueillette des données. Assurez-vous d'avoir tous les éléments de la liste « Matériel personnel » en plus de votre équipement de randonnée habituel. Le kit de terrain vous sera fourni le jour même.

Matériel personnel :

- Un GPS
- Un appareil photo
- Un câble pour transférer les photos à un ordinateur
- Un lunch et de l'eau pour une journée.

Matériel fourni dans le kit de terrain :

- Un support pour écrire
- Des stylos
- Des exemplaires des fiches terrain
- Un ruban à mesurer (rigide)
- Une cordelette de quelques mètres et des piquets pour la fixer sur un des bords du sentier
- Un tableau blanc magnétique pour inscrire l'identifiant des sites
- La fiche mémo des mesures à prendre.

Généralité sur la collecte des données

La collecte de données est réalisée par des équipes de 2 à 3 personnes pour des raisons pratiques et de sécurité, mais également pour la rendre conviviale.

Les phénomènes qui doivent être mesurés sont l'incision, l'élargissement, l'exposition des racines et les sentiers informels (divisions du sentier). Les mesures seront réalisées grâce à un échantillonnage ponctuel à des emplacements précis. Ces emplacements seront marqués sur le sentier par un repère visuel (figure 1). Cependant, les sentiers informels devront être relevés systématiquement, car ce phénomène est très souvent ponctuel et serait sous-estimé par un échantillonnage.

- **L'échantillonnage ponctuel**

L'échantillonnage ponctuel est réalisé tous les 75 mètres. Un repère visuel indique la section de sentier à échantillonner par l'équipe d'observateurs. Les coordonnées GPS de chaque site à échantillonner sont également fournies à travers la fiche de suivi. L'échantillonnage porte sur les phénomènes d'incision des sentiers, d'élargissement et d'exposition des racines. Pour chaque phénomène, l'intensité est relevée selon un protocole précis décrit dans la suite du guide.



Figure 1 : Repère d'échantillonnage sur les sentiers

- **La division des sentiers (ramifications)**

Contrairement aux dégradations précédentes, les divisions du sentier doivent être identifiées systématiquement. Le nombre total d'embranchements de sentiers doit être comptabilisé et les coordonnées du phénomène doivent être relevées. Comme la précision des GPS peut varier sensiblement, afin de les localiser précisément, une photo est prise par un observateur placé trois mètres avant le début de la dégradation.

La photo doit être prise au format paysage avec un cadrage le plus large possible afin d'inclure des repères visuels (arbres, pierres, etc.). Un tableau blanc devra figurer sur la photographie avec le numéro de l'équipe et l'identifiant de la dégradation (figure 1). Les ramifications secondaires RAM1, RAM2, RAM3, etc.

Attention : Pour être lisible, le tableau blanc doit être placé de préférence dans une zone ombragée et légèrement incliné vers le bas afin de ne pas refléter le soleil.

Échantillonnage ponctuel

Incision

Définition : L'incision du sentier correspond au creusement de celui-ci. Il s'agit du phénomène de dégradation le plus sérieux d'un sentier. L'incision rend l'expérience de marche moins agréable et peut impacter un vaste territoire puisque les sédiments emportés finissent inéluctablement dans les cours d'eau. De plus en se creusant, un sentier va capter et drainer davantage d'eau (pluie ou fonte de neige) et aggraver le processus d'érosion. Il est donc très important de réaliser le suivi des sentiers afin de pouvoir entreprendre des actions correctives avant qu'il ne soit trop tard.

Évaluation : On mesure l'incision perpendiculairement au sens du sentier à partir du niveau de référence. C'est-à-dire que l'incision se mesure à partir du niveau auquel a été aménagé le sentier et non pas le niveau du terrain naturel qui peut être différent (figure 2). Elle se mesure toujours verticalement.

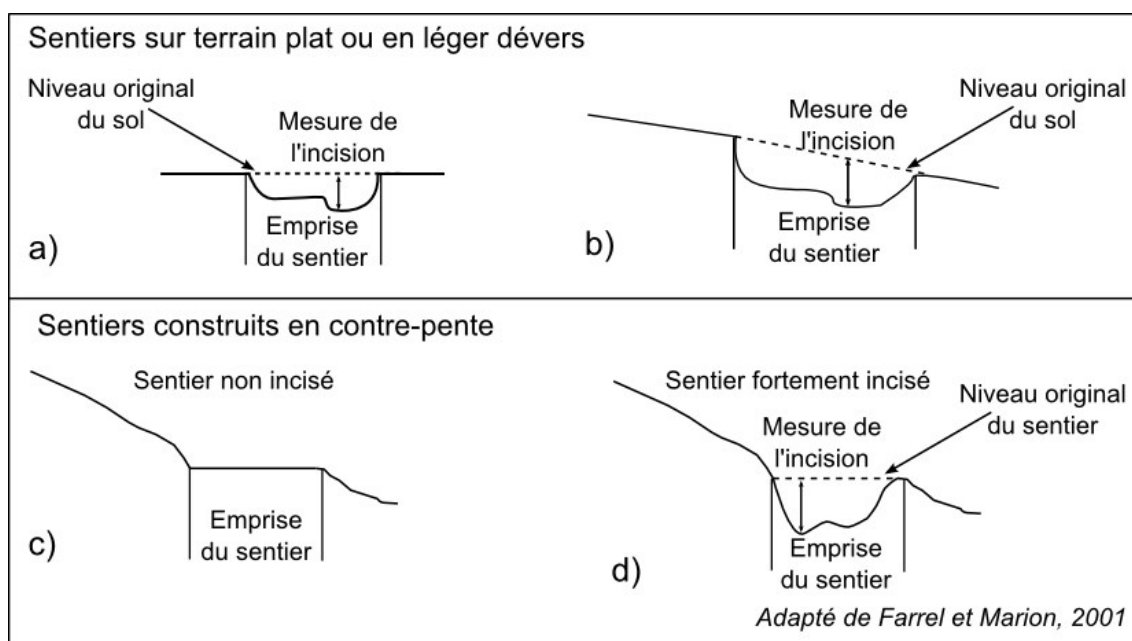


Figure 2 : Mesure schématique de l'incision des sentiers (coupe en 2D)

Protocole de mesure : À chaque point d'échantillonnage prédéfini, il faut :

1. Tendre un fil perpendiculairement au sens de la marche entre les 2 extrémités du sentier au niveau du sol de référence.
2. Identifier le point du sentier le plus profond sous cette ligne.
3. Mesurer l'incision entre le point le plus profond et la ligne tendue en travers du sentier. Cette mesure doit être prise verticalement.
4. Inscire la mesure dans la fiche de suivi.

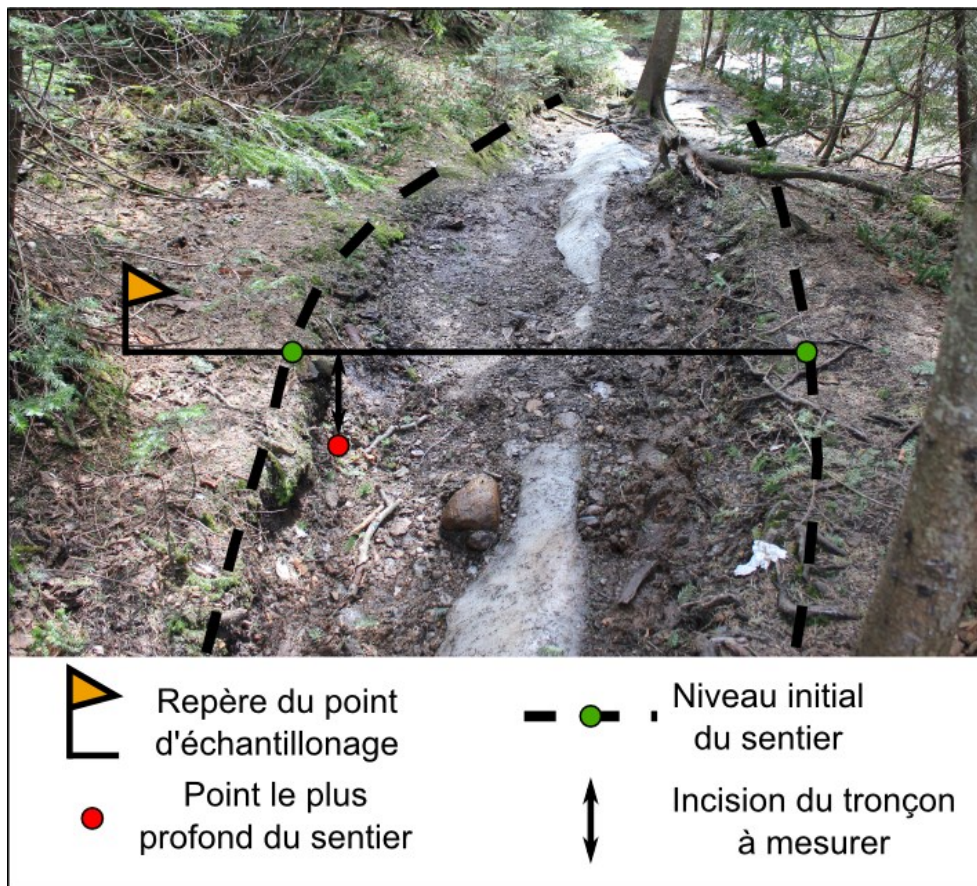
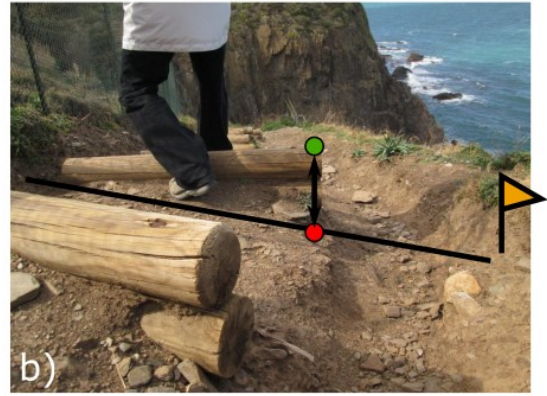


Figure 3 : Mesure de l'incision sans aménagement

Si le point d'échantillonnage se situe sur un tronçon aménagé (marche, escalier, trottoirs...), il faut prendre en compte cet aménagement dans la mesure. Par exemple dans le cas de marche, le niveau de référence post-construction du sentier est le sommet de la marche inférieure précédent le point d'échantillonnage. La figure 4 illustre quelques cas d'aménagements rencontrés dans les sentiers du PENS.

Lorsque le sentier est construit en travers de la pente, le niveau de référence est toujours celui du côté aval de la pente (figure 4.c et 4.d). Tandis que lorsque des pierres (ou d'autres matériaux) sont présentes au milieu du sentier, il s'agit de vestiges de la construction du sentier et constitue donc le niveau de référence du sentier (figure 4.e).



a et b) Le sentier est aménagé avec des marches. Le niveau de référence pour l'incision est donc le sommet de la marche inférieure. Le sentier sera incisé si la marche apparaît "vidée" comme c'est le cas sur l'exemple b. Le fossé ne fait pas partie de la mesure puisqu'il s'agit d'une incision volontaire.



c) Le niveau de référence du sentier est son extrémité droite du sentier. Il n'est pas incisé dans cet exemple.



d) Le niveau de référence du sentier est son remblai en pierre. Le sentier étant au même niveau, il n'est pas incisé dans cet exemple.



e) Les pierres au centre sont les vestiges de l'aménagement du sentier. il s'agit du niveau de référence.



Crédits photos :
Jean Lacasse
Jerome Theau

Figure 4 : Différentes formes d'incision pouvant être rencontrées dans les sentiers

Élargissement

Définition : L'élargissement de l'aire de marche correspond au piétinement en dehors du sentier initialement construit. Ce phénomène contribue à étendre l'emprise du sentier au-delà de celle prévue. En plus d'étendre l'emprise du sentier, ces surfaces n'ont pas été préparées pour recevoir les marcheurs et se détériorent donc beaucoup plus rapidement que le sentier initial.

Évaluation : L'élargissement se mesure perpendiculairement au sens de la marche du sentier et est échantillonné tous les 75 mètres, là où se situe un repère d'échantillonnage. Il faut prendre en compte toute la partie du sentier visuellement piétinée ou impactée. La figure 5 illustre différentes limites d'emprise de plusieurs sentiers.

Si le point d'échantillonnage se situe sur un tronçon aménagé (marche, escalier, trottoirs...), il faut inclure les aménagements dans la mesure (figure 5.c) ou bien mesurer l'ensemble de la zone perturbée si celle-ci est plus large que l'aménagement (figure 5.a). Par ailleurs, si plusieurs ramifications sont présentes, il faut considérer uniquement le sentier principal (figure 5.d).

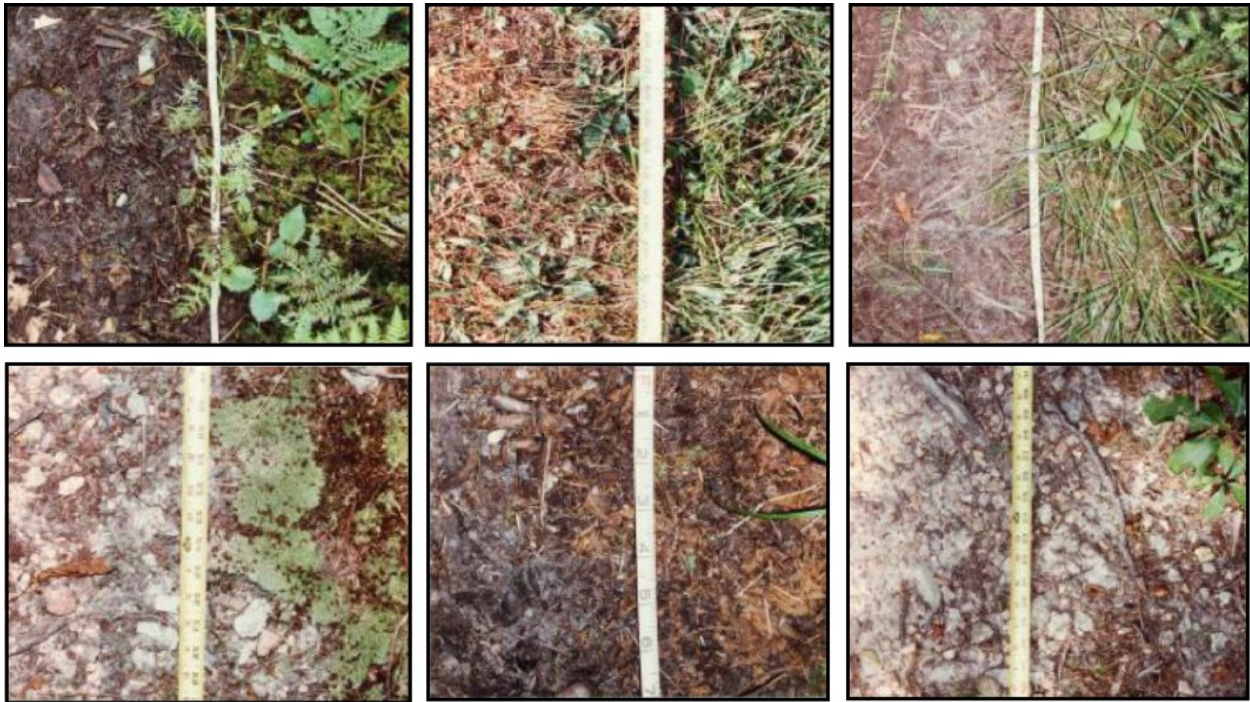


Figure 5 : Mesure de l'élargissement

Protocole de mesure : À chaque point d'échantillonnage prédéfini, il faut :

1. Identifier visuellement les limites de l'emprise piétinée.
2. Tendre le fil entre les deux pieux de part et d'autre du sentier.
3. Prendre la mesure au niveau du point d'échantillonnage et perpendiculairement au sens de la marche, là où le fil est tendu.
4. Inscire la mesure dans la fiche de suivi

Si la limite de l'emprise du sentier est souvent facilement définissable, il y a des cas où cela est moins flagrant. La figure 6 illustre où se situe la limite entre le sentier (à gauche) et le milieu naturel (à droite) dans différents environnements.



Adapté de Wimpey et Marion, 2011

Figure 6 : Limites entre un sentier (partie gauche de chaque vignette) et le milieu naturel non piétiné (partie droite de chaque vignette)

Exposition des racines

Définition : L'exposition des racines est la présence de racines dans l'aire de marche. Contrairement à une idée largement répandue, elles ne permettent pas de retenir efficacement le sol. En revanche, le piétinement des racines rend les arbres plus vulnérables aux maladies et accélère leur mort.

Évaluation : L'évaluation de l'exposition des racines est très subjective. Elle repose uniquement sur le jugement des observateurs. Afin de limiter la fluctuation des évaluations, voici quatre exemples témoins des différentes catégories :

1. **Insignifiante :** aucune racine
2. **Faible :** Peu de racines apparentes, on peut circuler aisément sans marcher sur une racine (figure 7.a).

3. **Modérée** : Présence de racines principalement de tailles moyennes. La plupart des racines pourraient être tenues entre le pouce et l'index fermés. Circuler sans marcher sur une racine devient difficile (figure 7.b).
4. **Forte** : Nombreuses racines de tailles moyennes à grosses. La plupart des racines ne pourraient pas être tenues entre le pouce et l'index fermés. Circuler sans marcher sur une racine est difficile (figure 7.c).
5. **Très forte** : Nombreuses racines dépassant du sol. Impossible de circuler normalement, les racines conditionnent la marche (figure 7.d).

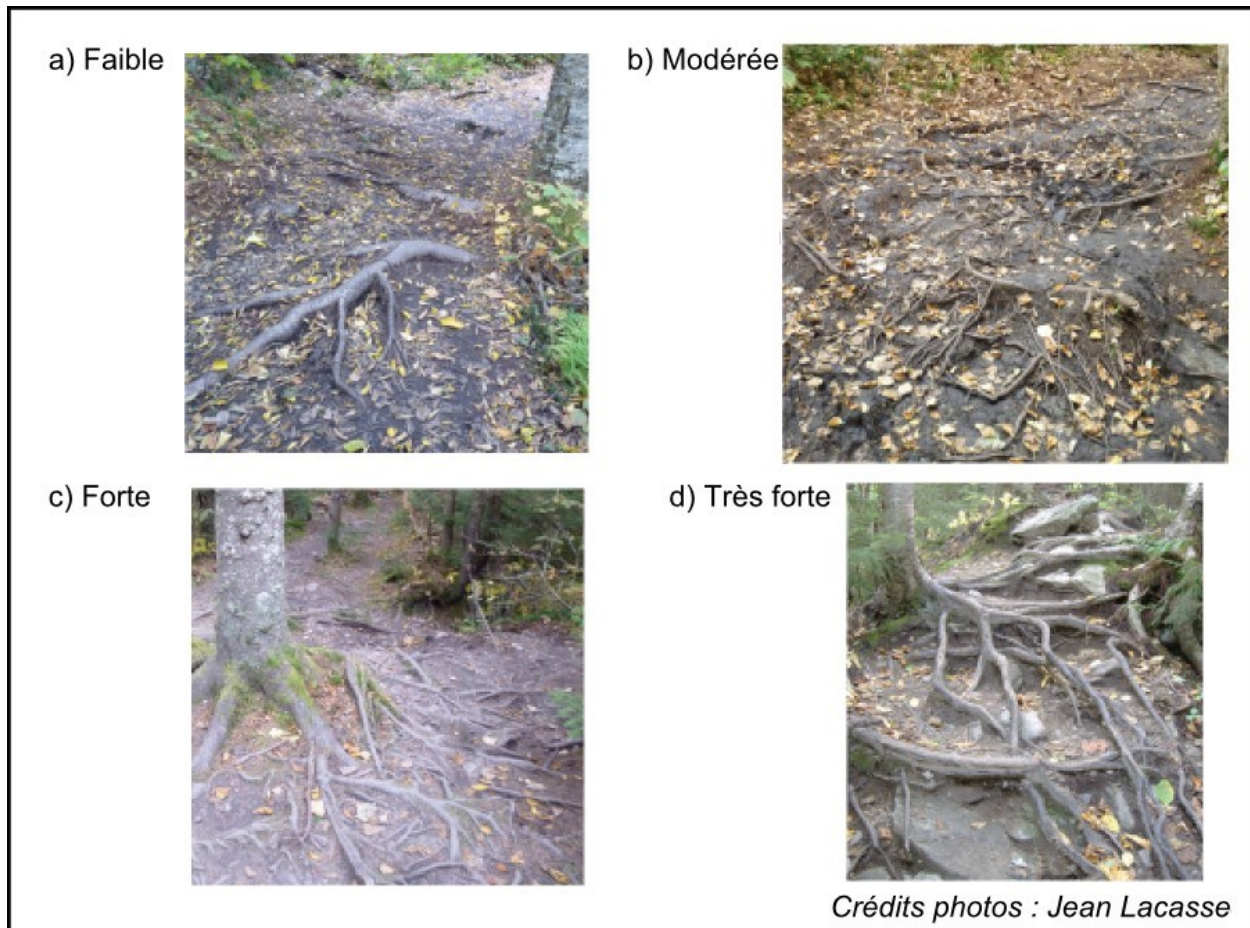


Figure 7 : Exemples du phénomène d'exposition des racines

Protocole de mesure : À chaque point d'échantillonnage prédéfini, il faut :

1. Mesurer deux mètres après le point d'échantillonnage.
2. À l'aide des exemples ci-dessus et de la description des catégories, évaluer visuellement la présence de racines dans cette section de sentier de deux mètres de long à partir du repère.
3. Inscrire l'évaluation dans la fiche de suivi.

Recensement continu

Sentiers informels

Définition : les sentiers informels désignent la création de nouveaux tracés par les utilisateurs en dehors de ceux conçus pour les accueillir. Ils sont différents de l'élargissement, car ils sont séparés distinctement du sentier principal par des éléments naturels. Il s'agit par exemple de chemins pour contourner une perturbation ou de raccourcis dans des sentiers en lacets. Ils sont ainsi également différents des accès informels qui quittent et retournent au sentier à partir du même point.

Évaluation : L'évaluation des sentiers informels est le décompte des différents segments d'un sentier partant d'un même point A et reliant un même endroit B différent du point A. Elle recense l'ensemble des divisions du sentier entre ces deux points (figure 8). Une photographie au format paysage doit être prise depuis le sentier, trois mètres avant que celui-ci se divise. Sur cette photo devra figurer le numéro de l'équipe et l'identifiant de la dégradation à l'aide du tableau blanc fourni.

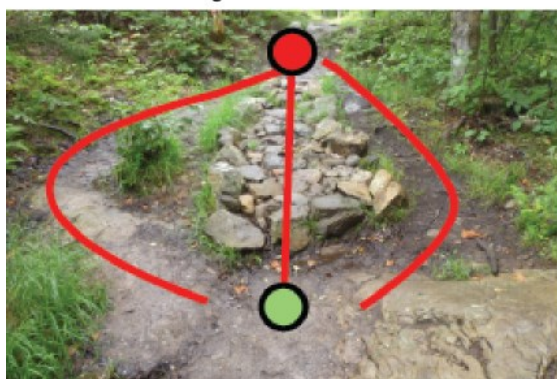
1. Insignifiante — Aucune : Un seul sentier. Pas de division.
2. Faible : Sentier subdivisé sur moins de 3 mètres.
3. Modéré : Sentier subdivisé en 2 branches.
4. Forte : Sentier subdivisé en 3 ou 4 branches.
5. Très forte : Sentier subdivisé en 5 branches ou plus.



a) Un obstacle < 3 m
dégradation faible



b) Deux branches > 3 m
dégradation modérée



c) Trois branches > 3 m
dégradation forte



d) Quatre branches ou plus, > 3 m
dégradation très forte

— Branches de sentier

Coordonnées à renseigner :



Crédits photos :
Jean Lacasse

Figure 8 : Exemples de sentiers informels

Remise des données

Lors de la collecte des données, du personnel de recherche sera présent à l'accueil du PENS pour récupérer les données collectées. Lors du retour des sentiers, il faut remettre les formulaires papier, mais également les photographies que vous aurez prises des phénomènes de ramification et d'envasement. Un ordinateur sera disponible pour réaliser le transfert, il est donc important d'avoir le câble pour réaliser le transfert depuis votre appareil photo vers l'ordinateur.

Exemplaires des fiches de suivi

Les pages suivantes présentent les trois fiches de suivi qui vous accompagneront lors de la campagne de mesure et que vous devrez remplir.

- **Échantillonnage ponctuel**
- **Sentiers informels**

Date :		Équipe :				Sentier :	Feuille n°
Météo :							
Point n°	Coordonnées GPS (Degrés minutes secondes)		Incision	Élargissement	Exposition des racines	Commentaires	
1	Lat : 45°5' 45,653 N Long : 72°32' 54,012 W	Mesure					
2	Lat : 45°5' 40,198 N Long : 72°32' 47,747 W	Mesure					
3	Lat : 45°5' 37,996 N Long : 72°32' 47,502 W	Mesure					
4	Lat : 45°5' 25,653 N Long : 72°32' 36,012 W	Mesure					
5	Lat : 45°5' 23,653 N Long : 72°32' 52,012 W	Mesure					
6	Lat : 45°5' 20,68 N Long : 72°32' 34,515 W	Mesure					
7	Lat : 45°5' 16,998 N Long : 72°32' 36,836 W	Mesure					
8	Lat : 45°5' 5,791 N Long : 72°32' 36,458 W	Mesure					

Date :		Équipe :		Sentier :	Feuille n°
Météo :					
Coordonnées GPS (Degrés minutes secondes)		Photo n°	Sentiers informels	Commentaires	
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				
Début	Lat : Long :		Nombre total de chemins :		
Fin	Lat : Long :				