

Université de Montréal

Cartographie récente et écologie du nerprun bourdaine en Estrie

par

Joanie Labonté

Département de Géographie

Faculté des Arts et des Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des Arts et des Sciences
en vue de l'obtention du grade de Maîtrise
en géographie

29 mai 2016

©Joanie Labonté, 2016

Université de Montréal

Faculté des études supérieures et postdoctorales

Ce mémoire intitulé :

Cartographie récente et écologie du nerprun bourdaine en Estrie

Présenté par :

Joanie Labonté

évalué par un jury composé des personnes suivantes :

François Cavayas, président-rapporteur

François Girard, directeur de recherche

François Hébert, co-directeur

Guillaume Drolet, évaluateur externe

Résumé

Le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula* L.) est une espèce exotique qui envahit plusieurs régions du sud du Québec, et plus particulièrement la région administrative de l'Estrie. Actuellement, on connaît encore peu l'écologie de l'espèce dans le contexte québécois et il n'existe pas de portrait d'ensemble de sa distribution dans les forêts tempérées de cette région. Dans ce contexte, le premier objectif du projet était de cartographier par télédétection la distribution du nerprun bourdaine dans deux secteurs de l'Estrie. Un second objectif était d'évaluer les variables environnementales déterminantes pour expliquer le recouvrement de nerprun bourdaine.

La phénologie du nerprun bourdaine diffère de celle de la plupart des espèces indigènes arborescentes puisque ses feuilles tombent plus tard en automne. Cette caractéristique a permis de cartographier, par démixage spectral, la probabilité d'occurrence du nerprun bourdaine grâce à une série temporelle d'images du capteur OLI de Landsat 8. Le recouvrement du nerprun bourdaine a été calculé dans 119 placettes sur le terrain. La cartographie résultante a montré un accord de 69% avec les données terrain. Une image SPOT-7, dont la résolution spatiale est plus fine, a ensuite été utilisée, mais n'a pas permis d'améliorer la cartographie, puisque la date d'acquisition de l'image n'était pas optimale dû à un manque de disponibilité.

Concernant le second objectif de la recherche, la variable la plus significative pour expliquer la présence de nerprun bourdaine était la densité du peuplement, ce qui suggère que l'ouverture de la couverture forestière pourrait favoriser l'envahissement. Néanmoins, les résultats tendent à démontrer que le nerprun bourdaine est une espèce «généraliste» qui s'adapte bien à plusieurs conditions environnementales.

Mots clés : Télédétection, Nerprun bourdaine, *Rhamnus frangula* L., démixage spectral, modélisation, Landsat 8 (OLI), SPOT-7

Abstract

Glossy buckthorn (*Rhamnus frangula L.*) is an exotic species invading many areas in southern of Quebec, particularly in the Eastern Townships. Currently, we do not know very much about the species ecology and no thorough study of its distribution in temperate forest has been performed. Therefore, the first objective of the project was to map the spatial distribution of glossy buckthorn in two areas of the Eastern Townships, using remote sensing techniques. The second objective was to evaluate the environmental variables, or predictors, best explaining the presence of glossy buckthorn.

The phenology of glossy buckthorn differs from most of the indigenous tree species found in this area because its leaves fall later in autumn. This characteristic allowed to map, using spectral unmixing, the probability of occurrence of glossy buckthorn, with temporal Landsat 8 (OLI) imagery data series. Glossy buckthorn coverage was calculated on 119 plots on the field. The resulting maps showed an agreement of 69% with field data. A SPOT-7 image, which has a finer resolution than Landsat 8 (OLI), was then used but it did not improve the quality of the map, since its acquisition date was not optimal, due to a lack of availability.

Concerning the second objective of the research, the best variable explaining the presence of glossy buckthorn was stand density, which leads to believe that forest cover openings could ease the establishment of buckthorn. However, the results tend to show that glossy buckthorn is a generalist species, easily adapting to various environmental conditions.

Keywords: Remote sensing, Glossy Buckthorn, *Rhamnus frangula L.*, spectral unmixing, modelisation, Landsat 8 (OLI), SPOT-7

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures	vi
Abréviations	viii
Remerciements.....	ix
1. Introduction.....	1
1.1 Les espèces exotiques envahissantes.....	1
1.2 Le nerprun bourdaine et ses impacts	3
1.2.1 Impacts écologiques du nerprun bourdaine.....	7
1.2.2 Impacts économiques du nerprun bourdaine	7
1.2.3 Étude de l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine.....	8
1.3 Le rôle de la télédétection par satellite dans la cartographie des espèces exotiques envahissantes.....	10
1.4 Objectifs et hypothèses	13
2. Méthode	16
2.1 Aire d'étude	16
2.2 Acquisition de sites d'entraînement et de validation.....	19
2.3 Cartographie de la distribution du nerprun bourdaine	20
2.3.1 Imageries satellitaire Landsat8 (OLI) et SPOT-7.....	20
2.3.2 Prétraitement.....	22
2.4 Analyse	23
2.4.1 Indice de végétation par différence normalisée <i>NDVI</i>	23
2.4.2 Création d'un masque pour Landsat 8 (OLI) et SPOT-7	24
2.4.3 Série temporelle d'indices de végétation	24
2.4.4 Démixage spectral linéaire.....	24
2.4.5 Composantes spectrales homogènes (<i>endmembers</i>).....	26
2.5 Validation	28

2.6 Modélisation du recouvrement de nerprun bourdaine à partir de variables environnementales	29
2.6.1 Données	29
2.6.2 Modèles linéaires.....	29
3. Résultats	32
3.1 Cartographie de la distribution du nerprun bourdaine	32
3.1.1 Validation	42
3.2 Modélisation du recouvrement en nerprun bourdaine à partir de variables environnementales.....	45
4. Discussion	50
4.1 Précision de la cartographie de la distribution du nerprun bourdaine	50
4.1.1 Imagerie Landsat 8 (OLI)	50
4.1.2 Imagerie SPOT-7.....	53
4.2 Modélisation du recouvrement en nerprun bourdaine à partir de variables environnementales et implications forestières.....	56
5. Conclusion	60
Références	62

Liste des tableaux

Tableau I. Pourcentage de recouvrement des zones d'études par types de couvert forestier, selon les feuillets du quatrième inventaire écoforestiers terminés en 2011.....	17
Tableau II. Caractéristiques des bandes du capteur OLI de Landsat 8.....	20
Tableau III. Liste des images Landsat 8 (OLI) acquises entre 2013 et 2015 utilisée dans la série temporelle de <i>NDVI</i>	21
Tableau IV. Caractéristiques du capteur de SPOT 7.....	21
Tableau V. Représentation graphique des 15 combinaisons de variables testées. Les variables incluses sont représentées en gris tandis que les variables omises sont en blanc.	30
Tableau VI. Pourcentage d'accord et de désaccord de la cartographie globale (deux zones d'études) avec l'imagerie Landsat 8 (OLI), prenant en compte les sites d'absence (10) et les sites de présence selon leur pourcentage de recouvrement en nerprun bourdaine : 27 à 100% (tous les sites : 90 sites), > 65% (60 sites) ou >75% (31 sites)..	42
Tableau VII. Pourcentage d'accord et de désaccord de la cartographie avec l'imagerie Landsat 8 (OLI) selon la zone d'étude. Pour chaque zone, seuls les sites de validation présents dans chacune des zones sont pris en compte (90 pour l'ensemble, 37 sites dans la zone 1 et 63 dans la zone 2).	43
Tableau VIII. Pourcentage d'accord et de désaccord de la cartographie de la zone 2 à l'aide de l'image SPOT-7 (13 octobre 2014), prenant en compte les sites d'absence et les sites de présence (55 sites) présents dans l'aire d'étude couverte.....	44
Tableau IX. Statistiques descriptives des variables quantitatives (recouvrement du nerprun bourdaine, densité et hauteur du peuplement et exposition de la pente), sur 112 sites expérimentaux présents dans la zone 1 et 2. L'exposition est mesurée dans le sens horaire avec 0 et 360° correspondant au nord.	46
Tableau X. Comparaison des 15 modèles linéaires selon les AIC _c et ses mesures associées. Les variables incluses sont en gris et les variables omises en blanc.....	48
Tableau XI. Biais et précision des modèles les plus parcimonieux (15 et 11) avec l'estimation de leurs paramètres par une méthode <i>bootstrap</i> de rééchantillonnage (50 000 répliques). 49	49

Liste des figures

Figure 1. Distribution du nerprun bourdaine en Amérique du Nord en 2002.	4
Figure 2. Signalements de nerprun bourdaine au Québec grâce l’outil Sentinelle du MDDELCC : 88 observations entre 2013 et 2015.....	5
Figure 3. Le nerprun bourdaine (<i>Rhamnus frangula</i> L.).	6
Figure 4. Fructification du nerprun bourdaine (<i>Rhamnus frangula</i> L.), sous forme arbustive. .	6
Figure 5. Aires d’étude et placettes-échantillons dans la région administrative de l’Estrie, Québec (Canada).....	18
Figure 6. La mixité présente au sein d’un pixel (F) composé de deux composantes pures (P et C) conduit à une fausse estimation de la valeur de celui-ci.	25
Figure 7. Série temporelle (avril à novembre) d’indices de végétation par différence normalisée (<i>NDVI</i>) calculés sur des images Landsat 8 (OLI) comprise entre 2013 et 2015. Les aires d’étude de la zone 1 (nord-ouest) et de la zone 2 (sud-est) sont représentées par les rectangles noirs.....	32
Figure 8. Série temporelle de valeurs moyennes de <i>NDVI</i> de chacune des composantes spectrales homogènes selon le jour julien (Landsat 8 (OLI)). Abréviations des classes de composantes spectrales homogènes : AbsRésineux = Couvert résineux sans nerprun bourdaine; AbsFeuillus = Couvert feuillu sans nerprun bourdaine.	34
Figure 9. Carte de pourcentage d’occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) entre 2013 et 2015 dans la zone 1, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d’une série temporelle d’indices de végétation (<i>NDVI</i>) d’images Landsat 8 (OLI).	35
Figure 10. Erreur quadratique moyenne (<i>RMS</i>) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 1.	36
Figure 11. Carte de pourcentage d’occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) entre 2013 et 2015 dans la zone 2, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d’une série temporelle d’indices de végétation (<i>NDVI</i>) d’images Landsat 8 (OLI).....	37
Figure 12. Erreur quadratique moyenne (<i>RMS</i>) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 2	38
Figure 13. Signature spectrale (réflectance au capteur) des composantes spectrales homogènes du nerprun bourdaine et d’un site d’absence dans l’image SPOT-7 (quatre bandes spectrales).....	39
Figure 14. Carte de pourcentage d’occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) dans la zone de 2, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d’une image SPOT-7 en réflectance au capteur daté du 13 octobre 2014.	40
Figure 15. Erreur quadratique moyenne (<i>RMS</i>) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 2, selon les limites de l’image SPOT-7.	41

Figure 16. Analyse de l’erreur d’omission, de l’erreur de commission et de l’accord de la cartographie avec l’imagerie Landsat 8 (OLI), selon la catégorie (présence ou d’absence). Le nombre de sites totaux pour chaque catégorie est équivalent à la quantité de sites appartenant à une catégorie ainsi que le nombre de sites classifiés par erreur dans celle-ci. 44

Figure 17. Peuplement monospécifique de nerprun bourdaine près de la ville de Cookshire-Eaton dans la zone 2 (Québec, mai 2015) 46

Figure 18. Nerprun bourdaine en sous-bois dans une forêt située dans la municipalité du Canton de Cleveland, dans la zone 1 (Québec, juin 2015) 47

Abréviations

AIC _c	Critère d'information AIC corrigé (<i>Akaike information criteria</i>)
AMFE	Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie
AVIRIS	Capteur <i>Airbone Visible / Infrared imaging Spectrometer</i>
DNEC	Données numériques d'élévation du Canada
EEE	Espèce exotique envahissante
ETM+	Capteur <i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
LiDAR	<i>Light detection and ranging</i>
MDDELCC	Ministère Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques
MNA	Modèle numérique d'altitude
MSS	Capteur <i>Multispectral Scanner</i>
NDVI	Indice de végétation par différence normalisée
NPDT	<i>National plant data team</i>
OLI	Capteur <i>Operational Land Imager</i>
PAF	Plan d'aménagement forestier
PIR	Proche infrarouge
ROI	Région d'intérêt (<i>Region of interest</i>)
RMS	Erreur quadratique moyenne
SPOT	Satellite pour l'observation de la terre
TM	Capteur <i>Thematic Mapper</i>
USDA	<i>U.S Department of agriculture</i>
USGS	<i>U.S Geological Survey</i>
WRS-2	<i>Worldwide reference system-2</i>

Je dédie ce mémoire à ma famille, qui m'a toujours épaulé dans mes études et projets les plus fous. Merci de m'avoir toujours poussé à viser les sommets!

Remerciements

J'aimerais remercier mon directeur de recherche François Girard. J'ai énormément appris durant ce passage à la maîtrise et c'est en grande partie grâce à toi. Merci d'avoir été si présent tout au long du projet. Je veux aussi remercier mon co-directeur François Hébert pour ses judicieux conseils et de m'avoir permis de réaliser ce projet.

Je remercie tous les professionnel-les et chercheurs et chercheuses qui m'ont consacré du temps et fourni des données : Mario Dionne et Marie-Josée Martel (AMFE), Jean Tremblay (AFA des sommets), Yves Harnois et Ken Dubé (groupement forestier coopératif St-François), Nelson Thiffault (MFFP), Jean-Daniel Sylvain (MFFP) et Isabelle Simard (MDDELCC). Je tiens à remercier également le Centre d'étude de la forêt (CEF) pour les formations auxquelles j'ai participé, ainsi que les congrès et l'aide financière offerte.

Merci à tous mes ami-es du labo qui ont rendu mes études merveilleuses : Mariana, Guillaume, Maxime, Jacinthe, Saeed et Asad. Un énorme gigantesque merci à mes géniales compagnonnes de terrain, Laurence et Julyane! Merci à ma famille d'être toujours là pour moi : Jonathan, Julie, mes parents et beaux-parents, Catalina, Lisa et Renard. Je vous aime tous énormément! Un merci spécial à Tony, tu es mon modèle de vie qui me pousse à me surpasser!

Merci à tous les professeur-es et personnels du département de géographie de l'UdeM d'en faire un endroit si agréable pour réaliser ses études. Un merci spécial à Liliana Perez, François Cavayas et Jean Daoust pour vos très bons conseils. Finalement, merci au CRSNG, au FRQNT, au CAG et au département de géographie pour l'aide financière offerte.

1. Introduction

1.1 Les espèces exotiques envahissantes

À l'échelle globale, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEEs) est considérée comme l'une des principales menaces pour la biodiversité et pour l'environnement (Vitousek *et al.*, 1996). Selon la définition de l'Union internationale pour la conservation de la nature, les espèces exotiques envahissantes sont des plantes, des animaux et d'autres organismes vivants introduits par l'homme, qui se naturalisent et se dispersent hors de leur aire de distribution naturelle, menaçant les écosystèmes, les habitats et les espèces indigènes (McNeely *et al.*, 2001). Ces impacts négatifs ne se répercutent pas seulement sur l'environnement, mais aussi sur l'économie et sur la société (Pejchar et Mooney, 2009; Pimentel *et al.*, 2005). La vulnérabilité à l'envahissement d'un environnement par une espèce envahissante dépend de plusieurs facteurs tels que le climat, le régime de perturbations, la compétitivité des espèces déjà présentes et les traits de la nouvelle espèce (Lonsdale, 1999).

Au Canada, on estime que la flore canadienne serait composée d'entre 20 et 27% de plantes exotiques (Haber, 2002). Ayant principalement pour origine l'Europe et l'Asie de l'Est, plusieurs de ces espèces végétales auraient été introduites de façon volontaire à des fins ornementales, mais aussi en vue d'être cultivées (culture vivrière), pour lutter contre l'érosion des sols et à des fins médicinales (Nantel *et al.*, 2002). Les introductions ont eu lieu principalement au XIX^e siècle, s'expliquant par l'augmentation de la population humaine et de sa mobilité, l'accélération du rythme des échanges commerciaux et l'altération grandissante par l'humain de son environnement (Mack *et al.*, 2000).

On retrouve principalement les espèces exotiques envahissantes dans les sites perturbés comme les bords de route et les champs agricoles (Haber, 2002). Suite à leur introduction, leur propagation est généralement facilitée par les activités anthropiques et par la mauvaise gestion du territoire telle que par la construction de routes (Trombulak et Frissell, 2000) et par des pratiques forestières inadéquates (Lee et Thompson, 2012).

L'introduction de plantes exotiques envahissantes occasionne des impacts écologiques négatifs sur les écosystèmes, notamment sur la composition, la diversité, la richesse et les fonctions écologiques des communautés d'espèces indigènes (Hejda *et al.*, 2009; Hulme, 2007; Pyšek *et al.*, 2012). De plus, on note l'altération des régimes de feux (Brooks *et al.*, 2004; Pauchard *et al.*, 2008) et les changements dans les cycles biogéochimiques des nutriments et des flux d'énergie (Ashton *et al.*, 2005; Ehrenfeld, 2003; Heneghan *et al.*, 2002; Raizada *et al.*, 2008). Les plantes exotiques envahissantes entrent en compétition avec les espèces indigènes et peuvent inhiber leurs capacités de régénération, pouvant mener à au déclin et au remplacement d'une population (Loehle, 2003). D'un point de vue économique, on estime les dommages occasionnés par les espèces exotiques envahissantes sur l'économie canadienne à 7,3 milliards de dollars par année (Dawson, 2002).

1.2 Le nerprun bourdaine et ses impacts

Le nerprun bourdaine est un arbuste originaire de l'Eurasie et de l'Afrique du Nord, où l'espèce n'est pas considérée envahissante (Anonyme, S.d.). Il a été introduit en Amérique du Nord vers la fin du XIX^e siècle à des fins horticoles (Catling et Porebski, 1994; Haber, 2002). D'abord confinée à trois centres urbains (Ottawa, Guelph et London) où l'espèce s'est établie en denses populations, elle s'est par la suite naturalisée au début du XX^e siècle, en se répandant dans les écosystèmes adjacents (Haber, 2002). Au Canada, l'expansion la plus rapide a eu lieu dans les années 70 à 80 (Catling et Porebski, 1994). En 2002, la distribution du nerprun bourdaine en Amérique du Nord se concentrait principalement sur la côte est des États-Unis et dans les régions adjacentes du Canada : du Michigan (et même du Manitoba) jusqu'à la Nouvelle-Écosse, d'ouest en est, et du Nouveau-Brunswick au Kentucky, du nord au sud (Haber, 2002) (figure 1). En 2015, les limites des États et provinces où l'on retrouve des occurrences de nerprun bourdaine s'étendaient jusqu'en Saskatchewan, en Idaho et au Tennessee (AnonymeB, 2015). Ces données de distribution de l'espèce proviennent de la *PLANTS Database* du Département de l'agriculture des États-Unis (*USDA*), qui est une base de données réalisée par des spécialistes de la *National Plant Data Team (NPDT)*.

Au Québec, l'outil Sentinelle a été mis en ligne par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) afin de réaliser le suivi des espèces exotiques envahissantes sur le territoire. Les données sont acquises par des professionnels et par le public (toujours avec une vérification rigoureuse de la validité). Selon les observations récoltées entre 2013 et 2015 (AnonymeA, 2015), l'envahissement est particulièrement concentré dans la région administrative de l'Estrie (27 signalements), suivi par l'Outaouais (22) et le Centre-du-Québec (15) (figure 2). Le choix de région pour la présente étude s'est donc porté sur l'Estrie, la région administrative subissant l'envahissement le plus prononcé à l'heure actuelle.

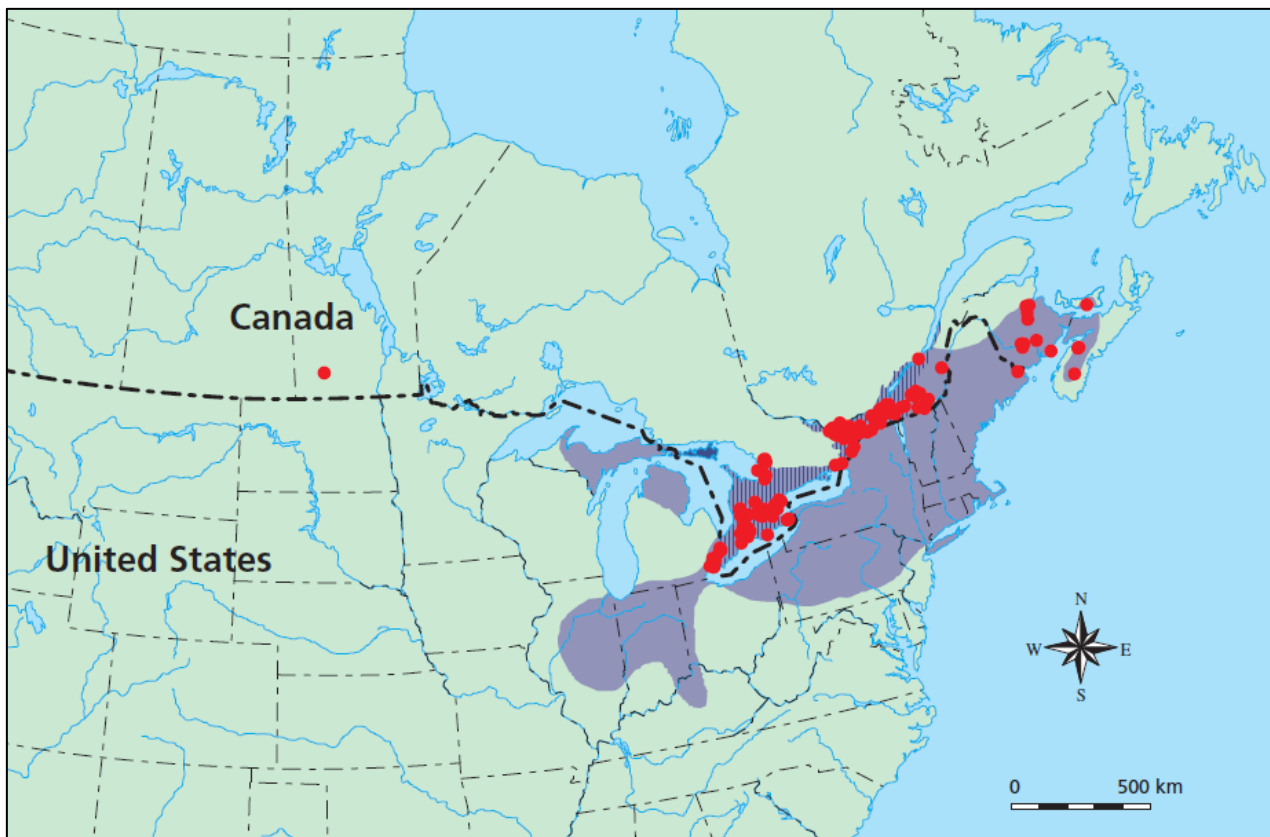


Figure 1. Distribution du nerprun bourdaine en Amérique du Nord en 2002.

Les aires généralisées (en violet) ont été établies à partir de flores et d'autres publications. Les points rouges permettent d'indiquer les stations situées à l'extérieur des aires de répartition principale, notamment aux États-Unis et dans l'Ouest canadien, et de montrer l'abondance des deux espèces dans l'est du Canada (en Ontario et au Québec, les points masquent entièrement l'écozone des Plaines à forêts mixtes [en hachuré]). La position des stations canadiennes a été établie sur la foi de récoltes et observations anciennes et récentes, tandis que celle des stations américaines est fondée sur des mentions publiées (Haber, 2002, p.50). L'image est tirée de Haber (2002).



Figure 3. Le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula* L.). Source : (François Hébert, 2015)



Figure 4. Fructification du nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula* L.), sous forme arbustive. Source : (François Hébert, 2015)

Le nerprun bourdaine a des taux élevés de reproduction et de dispersion ainsi que des habilités compétitives supérieures, telles qu'une saison végétative longue et une croissance rapide. Lorsque coupé à la base du tronc, le nerprun bourdaine peut générer une grande quantité de rejets de souche durant la même année. (Converse, 1984; Gordon, 1998; Hébert et Thiffault, 2014)

La saison de croissance du nerprun bourdaine s'étend de mai à septembre (Converse, 1984). Sa phénologie diffère de celle de la majorité des espèces indigènes arborescentes d'Amérique du Nord, puisque ses feuilles tombent plus tard en automne (Becker *et al.*, 2012). En milieu forestier, le nerprun bourdaine peut former une dense couverture en sous-bois, ce qui crée un ombrage important, allant même jusqu'à former des communautés monospécifiques en milieu ouvert (Haber, 2002).

1.2.1 Impacts écologiques du nerprun bourdaine

En occupant densément la couche arbustive, le nerprun bourdaine cause une réduction de la croissance et de la survie des plantules d'arbres indigènes, ainsi qu'une baisse du taux de germination des semis (Fagan et Peart, 2004). La richesse et la densité des semis d'espèces ligneuses diminuent également dans les sites envahis, ainsi que la diversité des herbacés et des espèces indigènes (Frappier *et al.*, 2003, 2004; Possessky *et al.*, 2000; Sinclair et Catling, 1999). Cela cause un ralentissement de la régénération des espèces indigènes (Frappier *et al.*, 2004) et un comblement des trouées dans la voûte forestière, pouvant entraîner une modification de la composition des communautés d'arbres, au profit d'espèces plus tolérantes à l'ombre (Fagan et Peart, 2004).

1.2.2 Impacts économiques du nerprun bourdaine

Les dommages économiques découlant de l'envahissement du nerprun bourdaine sont nombreux, majoritairement en foresterie. Les impacts écologiques du nerprun bourdaine sur la germination des graines et la croissance des plantules des arbres indigènes entraînent le ralentissement ou l'inhibition de la régénération de certaines espèces économiquement

importantes (Fagan et Peart, 2004; Frappier *et al.*, 2003). L'envahissement contrecarre également des techniques sylvicoles visant à favoriser la régénération de ces espèces. Fagan et Peart (2004) estiment que plusieurs forêts exploitées pour la production de bois dans le nord-est des États-Unis, notamment des forêts de pins blancs (*Pinus strobus* L., une espèce très intolérante à l'ombre), risquent de ne plus être économiquement rentables. De plus, des coûts sont associés aux mesures de prévention, de contrôle et d'aménagement, surtout dans un contexte où les coupes forestières peuvent faciliter l'envahissement par le nerprun bourdaine (Lee et Thompson, 2012). Les mesures d'éradication, principalement avec des herbicides (Nagel *et al.*, 2008), représentent également des coûts importants.

1.2.3 Étude de l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine

Devant les impacts écologiques et économiques importants qu'entraîne la présence de cette espèce et l'ampleur de son l'envahissement dans les forêts estriennes, il apparait essentiel d'augmenter les connaissances sur l'écologie de l'espèce et sur sa distribution dans la région. Dans cette optique, plusieurs chercheurs se sont déjà penchés sur l'étude de l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine, dans le but de déterminer des variables environnementales expliquant sa présence.

Williams et Krock (2012) constatent que l'invasion du nerprun bourdaine dans les savanes riveraines du Nord-ouest de la Pennsylvanie se manifeste sous forme parcellaires (*patchy*), avec des endroits très envahis près d'endroits peu envahis voire totalement épargnés, donnant lieu à une distribution hétérogène à l'échelle du paysage. Devant ce constat, l'étude réalisée conclue que le drainage du sol est une variable déterminante dans l'établissement et la croissance de l'espèce dans la région. En effet, celle-ci semble préférer s'établir davantage sur les sols relativement bien drainés, que les sols très humides. En contradiction avec ces résultats, d'autres études déterminent que le nerprun bourdaine aurait une préférence pour les sols davantage humide (Zmijewski, 2013). L'étude de Wingard (2007) constate également des densités de nerprun plus grande en bas de pente, généralement associé à des sols plus humides qu'en haut de pente.

Plusieurs recherches se sont également intéressées à l'effet des coupes sur la présence du nerprun bourdaine et suggèrent que ces perturbations favorisent l'envahissement par le nerprun bourdaine (Lee et Thompson, 2012), ainsi que sa croissance et sa régénération (Burnham et Lee, 2009). Il est plus rare de retrouver du nerprun bourdaine dans une forêt mature, puisque la compétition pour la lumière limite la croissance et la reproduction de l'espèce dû à la fermeture de la canopée (Cunard et Lee, 2009). Wingard (2007) détermine également que l'augmentation de l'ouverture de la voûte forestière est une variable significative pour expliquer la plus grande densité de nerprun bourdaine d'une zone.

Les exigences d'habitat du nerprun bourdaine ont aussi été étudiés par rapport à plusieurs variables, tels que le niveau de nutriment du sol, la texture et l'humidité du sol, la composition d'espèce du peuplement et l'ouverture de la voûte forestière (Wingard, 2007). Plusieurs variables dans cette étude sont significatives pour expliquer une plus grande densité de nerprun en un endroit, tel qu'un sol riche en nutriments ou la plus grande ouverture de la canopée. D'autres variables comme la distance d'une route, la hauteur par rapport à une rivière, la distance d'un cours d'eau et la distance d'une terre agricole ont été testées par Zmijewski (2013), mais seule la hauteur par rapport à la rivière et la distance d'un d'une terre agricole ont été significatives.

Finalement, d'autres chercheurs ont tenté de déterminer l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine selon des caractéristiques des sites envahis sans trouver de liens significatifs pour y expliquer l'abondance de l'espèce envahissante. C'est le cas de l'étude de Schoeb *et al.* (2012) qui s'est déroulé en Estrie et qui s'est penchée sur plusieurs variables comme le pourcentage de pente, la topographie, la hauteur de la strate arborescente, l'inventaire floristique, l'ouverture de la canopée et les caractéristiques du sol.

L'identification de variables environnementales pouvant expliquer la distribution actuelle de l'espèce dans le contexte québécois représente de l'information écologique importante pour la protection des aires à hauts risques d'envahissement. Ces connaissances

peuvent également permettre d'améliorer la cartographie de sa présence, réalisée par des outils du domaine de la télédétection et la méthodologie de ce projet de recherche s'inscrit dans cet objectif. Cela permettrait de prévoir et de surveiller l'envahissement du nerprun bourdaine afin de mettre en place des mesures de contrôle efficaces dès le début de l'envahissement. Le potentiel de la télédétection comme outil de cartographie d'espèces exotiques envahissantes est exploré dans le prochain sous-chapitre.

1.3 Le rôle de la télédétection par satellite dans la cartographie des espèces exotiques envahissantes

Depuis les années 90, l'utilisation de la télédétection dans l'étude de la répartition et de l'écologie des espèces envahissantes est en constante croissance. Toutefois, les chercheurs se heurtent à la difficulté de discriminer les espèces envahissantes exotiques des espèces indigènes, puisque celles-ci sont souvent de type arbustif et se trouvent sous la voûte forestière et ont des signatures spectrales très semblables. La signature spectrale d'une surface représente la proportion de lumière qu'elle réfléchit en fonction de la longueur d'onde et des caractéristiques biochimiques de celle-ci.

Très utilisés dans les études sur la végétation, les capteurs multispectraux à résolution spatiale moyenne, tel que ceux des satellites de la suite Landsat (*MSS, TM, ETM+*, OLI), SPOT et *ASTER*, ont des applications plus rares dans l'étude des plantes envahissantes compte tenu de leur résolution spectrale et spatiale limitées. Des stratégies pour la détection des espèces envahissantes exotiques à l'aide de ce type d'imagerie satellitaire existent néanmoins. Elles font appel principalement aux caractéristiques phénologiques distinctes de l'espèce, par rapport aux espèces indigènes. Dans cette optique, l'acquisition des images doit être effectuée à des moments clés où l'espèce se démarque des espèces voisines ou bien comprendre assez d'images dans une série temporelle pour illustrer son comportement phénologique distinct. (Huang et Asner, 2009)

Une stratégie de détection des espèces envahissantes repose sur la présence d'une caractéristique phénologique unique au niveau spectral ou d'une réflectance très forte, telle qu'une floraison particulièrement distincte, qui serait perceptible dans les images satellitaires à un certain moment. Compte tenu des limitations dans la résolution des capteurs multispectraux à résolution spatiale moyenne, bien qu'ils soient parfois utilisés, comme pour la cartographie de *Acacia dealbata* Link. avec l'imagerie du satellite *ASTER* (Viana et Aranha, 2010), on préfère généralement l'imagerie hyperspectrale pour ce type de stratégie, qui est l'imagerie la plus utilisée dans l'étude sur les espèces envahissantes (Huang et Asner, 2009). Ces capteurs, comme le capteur aéroporté *AVIRIS* ou le capteur satellitaire *Hyperion*, permettent en effet d'augmenter le pouvoir de discrimination entre différentes composantes de l'image, puisqu'ils possèdent plus d'une centaine de bandes spectrales (Ustin *et al.*, 2002). Dans l'étude de la végétation envahissante, lorsqu'elle repose seulement sur les caractéristiques spectrales différentes entre elles, ce type d'imagerie est très efficace (Narumalani *et al.*, 2009; Somers et Asner, 2012; Xie *et al.*, 2008). Ils ne possèdent cependant pas une résolution spatiale fine (20 m pour *AVIRIS* et 30 m pour *Hypérior*). Des capteurs multispectraux satellitaires à haute résolution spatiale (comme les capteurs *WorldView*, *Ikonos* et *Quickbird*) sont aussi très utilisés dans la détection d'espèces envahissantes (Fuller, 2005; Ghioca-Robrecht *et al.*, 2008; Sankey *et al.*, 2014).

Une autre stratégie dans l'étude des plantes envahissantes en télédétection avec l'imagerie des capteurs multispectraux à résolution spatiale moyenne est basée sur la réponse distincte du feuillage aux variations temporelles des variables environnementales. Bradley et Mustard (2006), ont caractérisé l'étendue et la dynamique spatiale du brome des toits (*Bromus tectorum* L.) au moyen de l'imagerie *Landsat MSS, TM, and ETM+*. Le brome des toits est une plante herbacée envahissante au Nevada dont l'indice de végétation par différence normalisée (*NDVI*) a une réponse amplifiée par rapport aux précipitations, qui est visible à l'échelle annuelle (différence marquée entre la valeur du *NDVI* d'une année qualifiée d'humide par rapport à une année sèche). Cet indice permet d'obtenir une mesure de la vigueur et de l'abondance de la végétation qui se trouve à l'intérieur d'un pixel. Grâce aux systèmes

d'information géographique, il leur a été possible de réaliser par la suite un modèle spatial d'envahissement, en établissant des relations spatiales entre la présence de l'espèce et plusieurs variables explicatives complémentaires relevant de la géomorphologie, des perturbations anthropiques et de la topographie.

Finalement, la dernière stratégie dans la détection d'espèces envahissantes avec les capteurs multispectraux à résolution spatiale moyenne utilise des caractéristiques phénologiques comme une feuillaison hâtive et/ou un délestage tardif des feuilles par rapport aux espèces indigènes. Celle-ci peut permettre d'ailleurs la détection d'espèces sous la voûte forestière de forêts décidues ou mixtes. Il s'agit de la stratégie utilisée dans la présente étude pour détecter le nerprun bourdaine sous un couvert forestier. Cette stratégie a été utilisée avec l'imagerie Landsat TM pour détecter le Tamaris d'été (*Tamarix ramosissima* L.), un arbuste envahissant les habitats riverains (Groeneveld et Watson, 2008), et la brome des toits (*Bromus tectorum* L.) (E. Peterson, 2005; E. B. Peterson, 2008). C'est aussi le cas des études portant sur le chèvrefeuille de Maack (*Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim), dont la détection a été possible à l'aide de l'imagerie Landsat 5 TM et Landsat 7 ETM+ et de la différenciation d'images en NDVI à deux saisons distinctes (Wilfong *et al.*, 2009), ou de seulement une image datée de la fin de l'automne (Resasco *et al.*, 2007). Suivant une stratégie semblable, Albright et Ode (2011) ont développé une méthode de classification par imagerie satellitaire Landsat 7 ETM+ des zones d'un lac envahi par le macrophyte *Potamogeton crispus* L. en se basant sur l'émergence précoce de l'espèce hors de l'eau. Dans le cas d'étude concernant le nerprun bourdaine, le délestage tardif des feuilles de l'espèce, ainsi que du nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica* L.), a été utilisé par Becker *et al.* (2012), afin de détecter ces deux espèces dans le nord-ouest de l'Ohio par l'imagerie Landsat TM et ETM+ et plusieurs indices de végétation.

En somme, bien que les capteurs multispectraux à résolution spatiale moyenne soient limités pour réaliser une discrimination réussie entre des espèces, il est possible de détecter une espèce exotique envahissante si elle se différencie suffisamment des espèces indigènes à

travers sa phénologie et qu'elle soit suffisamment abondante pour influencer la réponse spectrale d'un pixel. En effet, l'étude de Becker *et al.* (2012), constate cette limitation, et stipule que le nerprun bourdaine doit composer environ 70% et plus des espèces de la canopée présentes dans un pixel de l'imagerie Landsat 7 EMT+ pour être identifié avec succès. Évidemment, dans ce contexte l'utilisation d'imagerie de capteurs hyperspectraux ou multispectraux à résolution spatiale fine auraient été plus performant, mais l'imagerie de ces capteurs n'a cependant pas été utilisé dans la présente étude puisque les images sont très chères et difficiles à acquérir, en plus de nécessiter des méthodes spécialisées et du matériel informatique performant pour traiter des centaines de bandes spectrales dans le cas de l'imagerie hyperspectrale (Xie *et al.*, 2008).

De plus, une avenue explorée pour améliorer la puissance d'une classification de la végétation s'effectue via la prise en compte de données complémentaires (écologiques, topographiques, géologiques ou pédologiques), tel que réalisé dans plusieurs études (Domac et Süzen, 2006; Domaç *et al.*, 2004; Treitz et Howarth, 2000). Dans cette optique, il devient intéressant d'élargir les connaissances écologiques sur le nerprun bourdaine par l'étude de son habitat préférentiel.

1.4 Objectifs et hypothèses

Les premières occurrences du nerprun bourdaine en Estrie datent d'une trentaine d'années, mais ce n'est que depuis quelques années que l'envahissement a atteint un point où des impacts écologiques et économiques ont été constatés. À l'heure actuelle, il n'existe pas de portrait d'ensemble de la distribution de cette plante dans les forêts de l'Estrie. Dans ce contexte, l'Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie a lancé un projet visant à acquérir des connaissances sur le nerprun bourdaine. Une des questions de l'agence était de déterminer la possibilité de cartographier la distribution potentielle du nerprun bourdaine par imagerie satellitaire optique. Cette recherche vise à répondre à ce questionnement par l'élaboration d'une méthodologie destinée à cartographier le nerprun bourdaine.

Les objectifs de l'étude sont :

1. Cartographier la distribution géographique du nerprun bourdaine dans les écosystèmes forestiers tempérés de l'Estrie
2. Déterminer les facteurs abiotiques et biotiques expliquant la distribution du nerprun bourdaine dans les écosystèmes forestiers tempérés de l'Estrie

Concernant le premier objectif, on s'attend à ce que les caractéristiques phénologiques du nerprun bourdaine, distinctes de la plupart des espèces indigènes, permettent de réaliser la cartographie de la distribution du nerprun bourdaine en Estrie grâce à l'imagerie Landsat 8 (OLI). De plus, l'imagerie SPOT 7 a été utilisée, et il est à prévoir que les résultats de la cartographie seront améliorés grâce à l'utilisation d'imagerie d'un capteur à résolution spatiale plus fine.

L'hypothèse est que la densité du peuplement, l'exposition de la pente, le drainage du sol et la hauteur du peuplement sont des variables expliquant la distribution spatiale du nerprun bourdaine. Ces variables ont été sélectionnées puisqu'elles étaient disponibles dans les plans d'aménagements forestiers (PAF) et le quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (Anonyme, 2011). La densité du peuplement a été sélectionnée, car il s'agit d'une variable importante dans la croissance des arbres et dans la compréhension de la compétition pour la lumière et l'espace entre ceux-ci. Comme le nerprun bourdaine est modérément tolérant à l'ombre et peut survivre en sous-bois plusieurs années, on s'attend à ce que cette variable soit importante, puisqu'il profite des perturbations pour croître davantage. L'exposition de la pente est aussi une variable jugée importante, en influençant la quantité de rayonnement reçue en un endroit, ainsi qu'en influençant l'humidité du sol. Le drainage du sol a aussi été choisi, puisqu'on considère l'espèce comme ayant une préférence d'habitat dans les zones humides à modérément humides.

La hauteur du peuplement est aussi une variable prise en compte puisque l'on suppose que le nerprun bourdaine se retrouve davantage dans de jeunes forêts, dont la hauteur des arbres est moins grande, que dans des forêts matures. Cette variable a été sélectionnée plutôt que la variable de l'âge du peuplement, car elle est considérée plus fiable que la variable de l'âge dans les inventaires écoforestiers qui reposent fréquemment sur des techniques de photo-interprétation. De plus, suite à des analyses de corrélation entre les données provenant des plans d'aménagement forestier ou du quatrième inventaire écoforestiers du Québec au sein des placettes, il a été déterminé que les deux variables étaient fortement corrélées. D'autres variables intéressantes comme le type et l'occurrence des perturbations auraient pu être utilisées, puisqu'ils semblent avoir un effet sur la présence et la croissance du nerprun. Cependant, l'historique des perturbations, notamment par les coupes forestières, était très incomplet.

2. Méthode

2.1 Aire d'étude

L'étude se déroule dans la région administrative de l'Estrie, située dans le sud du Québec à 71° 40' 00" de longitude ouest, et 45° 29' 00" de latitude nord (figure 5). La région administrative de l'Estrie fait partie intégrante de la région physiographique des Appalaches et le dépôt de surface est majoritairement composé d'un dépôt glaciaire de till indifférencié (Anonyme, 2011). Les précipitations annuelles totales dans la région estrienne sont en moyenne de 918 mm/an sous forme de pluie et de 268 cm/an sous forme de neige avec une température moyenne annuelle de 5,8°C (Environnement Canada, 2016).

La forêt représente 75% de la superficie totale de la région de l'Estrie. Les peuplements forestiers sont composés d'essences feuillues (36%), d'essences mélangés (34%), d'essences résineuses (17%) et de peuplements en régénération (13%) (Laliberté *et al.*, 2015). Les peuplements d'érables, d'érables rouges et de feuillus intolérants et ceux composés de sapins sont les plus communs (Anonyme, 2012).

Deux zones d'études ont été plus précisément sélectionnées dans la région administrative de l'Estrie (figure 5). La zone 1 couvre le territoire de la ville de Richmond et des cantons de Melbourne et Cleveland. Elle est caractérisée par un relief de coteaux dans un dépôt de surface majoritairement composé de till. Selon le quatrième inventaire forestier du Québec méridional (Anonyme, 2011), le couvert forestier de la zone 1 est constitué surtout de peuplements feuillus et mixtes (tableau I). La densité du peuplement moyenne est de 71%. La superficie totale forestière est de 206 km², dont 60% est une superficie forestière.

La zone 2 comprend principalement le territoire de la municipalité de Cookshire-Eaton et des terres de l'Aéroport de Sherbrooke, dans un relief de plaines. Le dépôt de surface est aussi majoritairement composé de till. Le couvert est davantage mixte que feuillu, avec plus de forêts résineuses et en régénération (tableau I) et une densité du peuplement moyenne de

58%. La superficie totale est de 451 km², composée également de 60% de superficie forestière. (Anonyme, 2011)

Les deux zones d'études se situent dans le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul (Saucier *et al.*, 2009), et sont représentatives des forêts mixtes de l'Estrie. Elles ont été choisies car elles présentaient une bonne accessibilité. En effet, les deux groupements forestiers œuvrant dans ces territoires ont accepté de participer à l'étude, servant d'intermédiaires avec les propriétaires forestiers pour obtenir les autorisations d'accès aux lots. C'est aussi dans ces zones que l'on retrouve l'ampleur de l'envahissement en nerprun bourdaine le plus important dans la région administrative de l'Estrie, selon l'Agence de mise en valeur de la forêt privée de l'Estrie (AMFE).

Tableau I. Pourcentage de recouvrement des zones d'études par types de couvert forestier, selon les feuillets du quatrième inventaire écoforestiers terminés en 2011

Type de couvert	Recouvrement (%)	
	Zone 1	Zone 2
Feuilleu	43	24
Mixte	39	34
Résineux	12	26
En régénération	6	16
Total	100	100

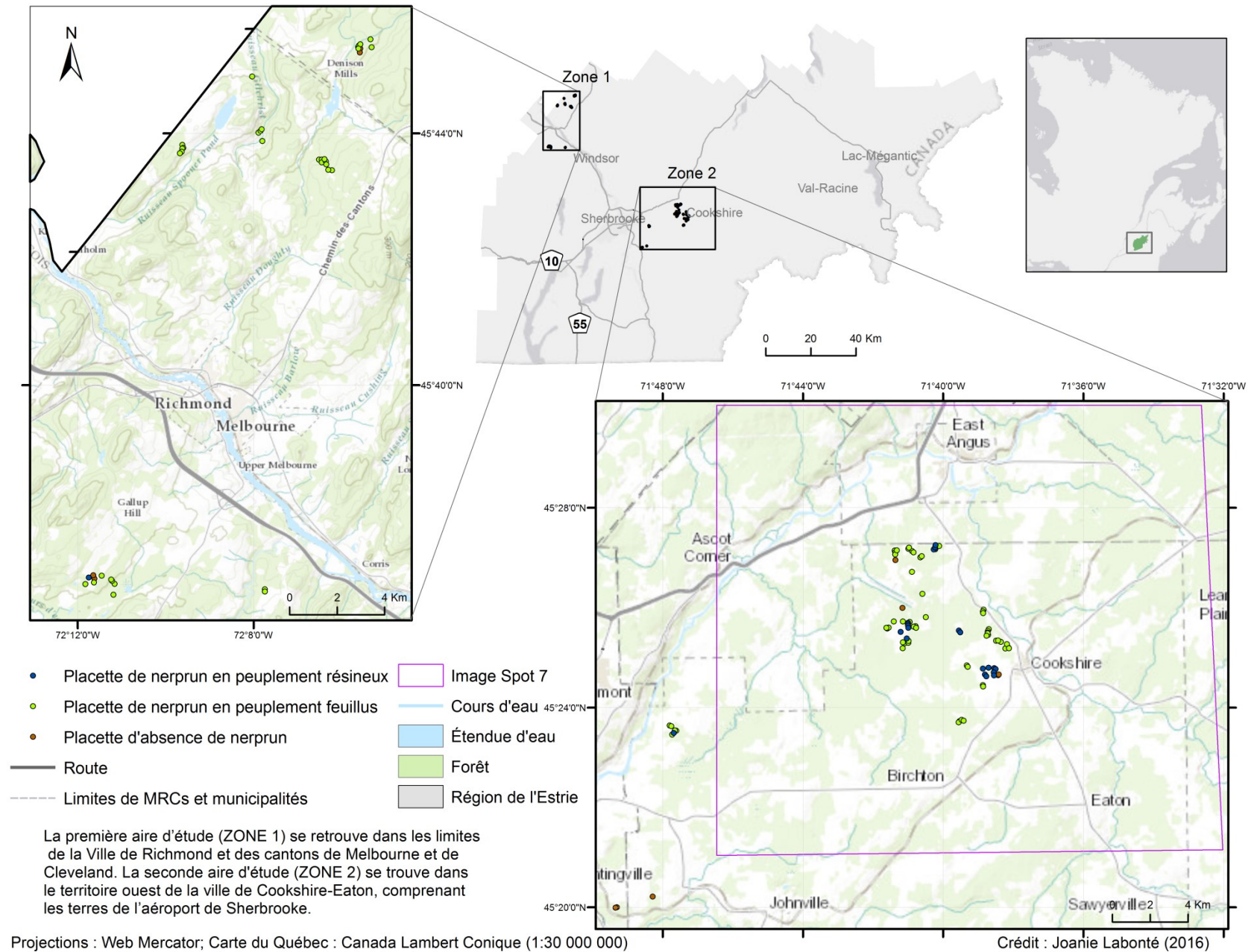


Figure 5. Aires d'étude et placettes-échantillons dans la région administrative de l'Estrie, Québec (Canada)

2.2 Acquisition de sites d'entraînement et de validation

En 2015, 119 placettes-échantillons de 30 x 30 mètres ont été établies pour caractériser le recouvrement du nerprun bourdaine (figure 5). La taille des placettes-échantillons correspondait à la dimension réelle d'un pixel d'imagerie Landsat8 (OLI) sur le terrain. Ces placettes-échantillons constituaient des sites d'entraînement (intrants à la méthode de cartographie) servant à la validation, ainsi que de données utilisées dans les analyses statistiques de l'objectif 2. Ces 119 placettes-échantillons étaient localisées exclusivement sur des terres privées de la région d'étude où un envahissement par le nerprun bourdaine, remontant à plus de trois ans et dépassant 900 m² de superficie. Leur emplacement a été choisi par une sélection aléatoire parmi les lots forestiers accessibles. Les placettes sont séparées d'au moins 50 mètres les unes des autres ou d'un élément anthropique comme une route. La majorité des 45 lots visités se trouvait dans des peuplements dont la couverture résineuse était absente (ou minimale). Sur le total de 119 placettes-échantillons mesurées dans ces lots, 76% étaient en recouvrement de feuillus à mixtes, 18% en recouvrement de résineux et 10% étaient des sites avec absence de nerprun bourdaine, en recouvrement de feuillus ou de résineux. Afin de couvrir le plus de territoire possible et de garantir une hétérogénéité au niveau des variables explicatives, l'éloignement entre les différentes propriétés, la variabilité des conditions environnementales, le type de peuplement (mixte, feuillus ou résineux) et l'accessibilité ont été des critères ayant guidé le choix de lots forestiers à visiter. Les informations relatives aux lots étaient disponibles en consultant les Plans d'aménagement forestier (PAF) des groupements forestiers.

La moyenne de la densité du nerprun bourdaine d'une placette a été mesurée dans chaque placette en utilisant un dérivé de la méthode *point intercept* le long de trois transects de 30 mètres espacés de dix mètres, pour un total de 21 points d'échantillonnage de 1,13 m de diamètre (ce qui équivaut à sept points d'échantillonnage à chaque cinq mètres, le long de chaque transect). La présence d'arbres, d'arbustes ou de fougères autres que le nerprun bourdaine a également été systématiquement notée.

2.3 Cartographie de la distribution du nerprun bourdaine

2.3.1 Imageries satellitaire Landsat8 (OLI) et SPOT-7

L'imagerie satellitaire Landsat8 (OLI) utilisée dans l'étude provient du site *USGS*, obtenue à l'aide du *Global Visualization Viewer (GloVis)* (AnonymeC, 2015). Le capteur OLI a été mis en orbite en février 2013 et offre une résolution spatiale de 30 mètres dans huit bandes spectrales, ainsi qu'une bande panchromatique de 15 m de résolution (tableau II). La région d'intérêt se situe à la scène 13/28 (*Path/Row* selon le *WRS-2*). L'imagerie Landsat 8 (OLI) a été choisie puisqu'elle est gratuite et possède une résolution temporelle acceptable, soit de 16 jours.

Tableau II. Caractéristiques des bandes du capteur OLI de Landsat 8.

Bande	Longueur d'onde (μm)	Résolution spatiale (m)	Exigence <i>Signal to noise</i> (SNR)
1 - Aérosol	0.43 - 0.45	30	130
2 - Bleu	0.45 - 0.51	30	130
3 - Vert	0.53 - 0.59	30	100
4 - Rouge	0.64 - 0.67	30	90
5 - Proche infrarouge (NIR)	0.85 - 0.88	30	90
6 - Infrarouge moyen 1 (SWIR I)	1.57 - 1.65	30	100
7 - Infrarouge moyen 2 (SWIR II)	2.11 - 2.29	30	100
8 - Panchromatique (Pan)	0.50 - 0.68	15	80
9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30	50

Source : (Knight et Kvaran, 2014)

Suivant la recommandation de Becker *et al.* (2012), l'utilisation d'une série temporelle d'images Landsat (dans leur cas Landsat 5 TM et Landsat 7 EMT+) transformées en indice de végétation a été préconisée, plutôt que d'utiliser une seule image. Six images Landsat 8 (OLI) ont été combinées pour représenter le plus justement possible les variations phénologiques de la végétation tout au long de la saison de croissance et jusqu'à la fin de l'automne. Bien qu'il soit préférable d'acquérir des images d'une même année, peu d'images de l'aire d'étude

étaient totalement exemptes de nuages. Par conséquent, celles-ci ont été acquises entre 2013 et 2015 (tableau III).

Tableau III. Liste des images Landsat 8 (OLI) acquises entre 2013 et 2015 utilisée dans la série temporelle de *NDVI*

Date	Jour Julien	Nébulosité (%)
23 avril 2013	113	3
10 juin 2013	161	1
19 août 2015	231	7
30 sept. 2013	273	2
3 oct. 2014	276	2
23 nov. 2015	327	3

En complément à l'imagerie Landsat8 (OLI), une cartographie par démixage spectral linéaire a également été réalisée sur une image SPOT-7. Le capteur SPOT-7 est opérationnel depuis juin 2014 et est caractérisé par une altitude de 694 km, une orbite polaire héliosynchrone et un cycle de 26 jours (Anonyme, 2013). Il possède quatre bandes d'une résolution spatiale de 6 m et une bande panchromatique de 1,5 m (tableau IV). En connaissance des caractéristiques phénologiques particulières du nerprun bourdaine (délestage tardif des feuilles), la fin de l'automne s'avérait être la meilleure période dans le cas où une seule image devait être utilisée. La cartographie a donc été réalisée sur une seule image d'automne, acquise le 13 octobre 2014. L'image ne couvre que 70% de l'ensemble de la zone 2 (figure 5). Toutefois, le territoire couvert comprend la presque totalité des placettes expérimentales de cette zone.

Tableau IV. Caractéristiques du capteur de SPOT 7

Bande	Longueur d'onde (μm)	Résolution spatiale (m)
Bleu	0.450 - 0.520	6
Vert	0.530 - 0.590	6
Rouge	0.625 - 0.695	6
Proche infrarouge (NIR)	0.760 - 0.890	6
Panchromatique (Pan)	0.450 - 0.745	1,5

2.3.2 Prétraitement

Les données brutes des images Landsat 8 (OLI) ont été converties en réflectance de surface. La réflectance est une valeur comprise entre 0 et 1 représentant la proportion de lumière réfléchiée par la surface d'un matériau. La calibration des images permet d'assurer l'homogénéité des données de façon à ce que leurs comportements ne soient pas déterminés par les conditions liées à l'acquisition des images, et permet des analyses quantitatives dans le temps et l'espace. Cette conversion en réflectance de surface a été réalisée dans le module de correction atmosphérique (*ATCOR Ground reflectance*) du logiciel Geomatica 2013. Tout d'abord, le module effectue la conversion de l'image brute en réflectance au capteur, qui est la conversion d'un format de stockage en unités physiques, utilisant les coefficients d'étalonnage issus des métadonnées de chacune des images selon l'équation suivante (qui ne s'applique que pour les images Landsat 8 (OLI)) :

$$\rho\lambda = \frac{(M\rho \times Q_{cal} + A\rho)}{\left(\sin\left(\pi \times \frac{\theta_{SE}}{180}\right)\right)} (1)$$

où $\rho\lambda$: réflectance au satellite; $M\rho$: facteur multiplicatif de chaque bande; $A\rho$: facteur additif de chaque bande; Q_{cal} ; valeur du pixel (DN); θ_{SE} : angle d'élévation du soleil.

Source : (Mishra *et al.*, 2014)

Ensuite, le module effectue la conversion vers la réflectance de surface en éliminant les effets atmosphériques qui résultent des conditions atmosphériques au moment de l'acquisition de l'image, permettant d'effectuer les analyses sur plusieurs images prises à différentes dates. Le module génère un masque de nuage grâce à la bande bleue et l'effet de la brume est éliminé. Des paramètres atmosphériques tels que le contenu en vapeur d'eau et le type d'aérosol sont utilisés. Ceux-ci sont déterminés par le module, entre autres selon l'emplacement de la scène (latitude, longitude) et la date et l'heure de l'acquisition de l'image.

Le type d'aérosol sélectionné est rural (les trois autres types étant urbain, maritime et désert). Les conditions d'illumination sont déterminées par une altitude constante au-dessus de la mer propre à l'image. Seules les bandes 4 (rouge) et 5 (Proche Infrarouge) seront utilisées dans l'étude afin de générer les indices de végétation.

Dans le cas de l'image SPOT-7, une orthorectification à l'aide du module OrthoEngine de Geomatica 2015 a été effectuée avant la conversion des valeurs numériques (VN) en réflectance au capteur. L'orthorectification est une correction géométrique prenant en compte l'élévation pour éliminer les distorsions du terrain et la perspective lors de l'acquisition de l'image. Ensuite, pour chaque pixel (p) de chaque bande (b), la formule suivante a été utilisée pour obtenir la luminance au sommet de l'atmosphère (L), et ensuite sa réflectance au capteur (ρ) à partir des valeurs numériques brutes (VN) (Eq. 2 et 3). Les valeurs de ces paramètres (gain, biais et autres) se retrouvent dans les métadonnées de l'image. Aucune correction atmosphérique n'a été réalisée puisque l'analyse ne s'effectue que sur une seule image et que l'on assume qu'elle possède des conditions atmosphériques homogènes.

$$L_b(p) = \frac{VN(p)}{GAIN(b)} + BIAIS(b) \quad (2)$$

$$\rho_b(p) = \frac{\pi \times L_b(p)}{E_o(b) \times \cos(\theta_s)} + BIAIS(b) \quad (3)$$

où E_o : Éclairement solaire moyen au sommet de l'atmosphère (W/m^2) ; θ_s = Angle zénithale du soleil (°)

Source : (Anonyme, 2013)

2.4 Analyse

2.4.1 Indice de végétation par différence normalisée *NDVI*

Pour chacune des images Landsat 8 (OLI), un indice de végétation par différence normalisée (*NDVI*) a été calculé en utilisant la bande 4, du rouge (R), et la bande 5, du proche infrarouge (PIR), selon l'équation suivante (Tucker, 1979) :

$$NDVI = \frac{PIR-R}{PIR+R} \quad (4)$$

La présence de végétation en croissance active dans un pixel augmente la valeur de *NDVI*, puisqu'il y a une relation inverse entre la réflectance dans la bande rouge et la bande infrarouge. En effet, la lumière rouge est grandement absorbée par la chlorophylle des feuilles, tandis que le tissu mésophylle réfléchit énormément les rayons infrarouges. Les surfaces non végétales comme les étendues d'eau, l'asphalte ou la végétation morte ou en situation de stress ont des valeurs de *NDVI* faibles (Campbell et Wynne, 2011). Les valeurs résultantes du *NDVI* sont comprises entre -1 et 1, avec des valeurs positives fortes qui augmentent proportionnellement avec la densité du couvert végétal. L'utilisation d'un tel indice de végétation permet de suivre les fluctuations saisonnières en termes d'abondance, de densité, de distribution et d'état de la végétation, et c'est pourquoi son utilisation a été préconisée dans cette étude (Campbell et Wynne, 2011).

2.4.2 Création d'un masque pour Landsat 8 (OLI) et SPOT-7

Afin d'effectuer les analyses exclusivement sur les zones forestières, un masque géographique a été appliqué sur l'ensemble des images. Celui-ci a été créé à l'aide des feuillets du 4^e inventaire écoforestier du Québec méridional (Anonyme, 2011), et permet d'exclure des analyses, entre autres, les zones agricoles, urbaines et l'eau.

2.4.3 Série temporelle d'indices de végétation

L'ensemble des images Landsat 8 (OLI) en *NDVI* a ensuite été combiné sous forme de pile matricielle (*Raster Stack*) à l'aide du logiciel ENVI 4.8, représentant une série temporelle d'indices de végétation à l'échelle annuelle. Il a été possible d'extraire et de comparer le comportement spectral annuel des pixels envahis de nerprun bourdaine (en termes de *NDVI*) vis-à-vis d'autres types forestiers.

2.4.4 Démixage spectral linéaire

Puisque l'étude concernait des zones forestières très hétérogènes et que la résolution des capteurs n'était pas assez fine, un problème de mixité au niveau des pixels s'est présenté.

En effet, cela a entraîné la présence de pixels mixtes, ou *mixels*, qui sont des pixels mélangés, dans lesquels se retrouvent plusieurs composantes de surface. Les pixels mixtes sont très communs à la frontière entre deux éléments (*edge pixel*), tel qu'entre une route et la forêt. La valeur de réflectance de ces pixels est erronée, puisque celle-ci est composée d'une moyenne de la réflectance de plusieurs composantes de surfaces différentes, selon leur présence dans le pixel. Tel qu'on peut l'observer à la figure 6, la combinaison dans un pixel mixte de deux composantes pures (P et C), qui ont leur propre valeur de réflectance, peut entraîner pour le pixel mixte, une estimation de valeur moyenne erronée qui ne reflète aucune des deux catégories dont elle est initialement composée (Campbell et Wynne, 2011). Dans le but de contourner cette difficulté, l'utilisation d'une méthode de démixage linéaire pour réaliser la cartographie a été préconisée.

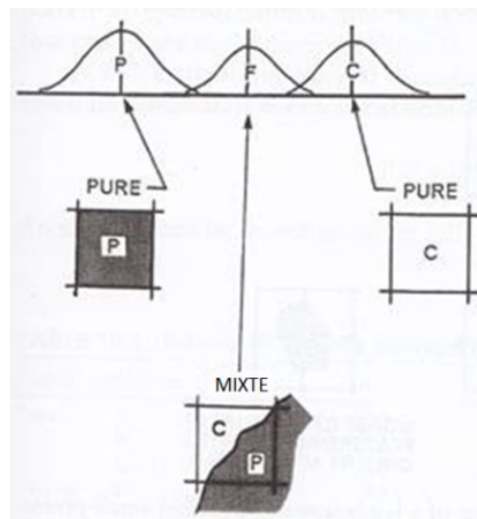


Figure 6. La mixité présente au sein d'un pixel (F) composé de deux composantes pures (P et C) conduit à une fausse estimation de la valeur de celui-ci. Image tirée de Campbell et Wynne (2011)

La méthode de démixage spectral utilisée a permis d'estimer la contribution de chacune des composantes présentes dans un pixel mixte, afin de réaliser une carte de pourcentage d'occupation par un objet à l'intérieur d'un pixel. Pour y parvenir, des pixels (ou groupements de pixels) ont été sélectionnés, appelés «composantes spectrales homogènes »

ou *endmembers*, représentant le plus purement possible chacune des composantes de surface que l'on tient à classifier.

Cette méthode se base sur la prémisse que la réflectance d'un pixel d'une image est issue de la combinaison linéaire de la réflectance de chacun des matériaux (ou composantes spectrales homogènes) qui la compose. L'extrait de la méthode de démixage spectral linéaire est une image matricielle pour chacune des composantes spectrales homogènes, avec des valeurs entre 0 et 1. Les valeurs représentent la fraction, dans chaque pixel appartenant à chaque composante (ex. 0.25 pour la composante A, 0.25 pour la composante B et 0.50 pour la composante C). De plus, le logiciel permet d'obtenir une couche représentant l'erreur quadratique moyenne (*RMS*).

2.4.5 Composantes spectrales homogènes (*endmembers*)

Trois composantes spectrales homogènes ont été utilisées pour réaliser le démixage spectral linéaire sur les images Landsat 8 (OLI), soit trois placettes parmi la centaine de placettes réalisées, qui représentaient le plus purement possible les types de composantes que l'on cherchait à discriminer. En effet, l'utilisation de plus de placettes comme intrant, en faisant une moyenne, ne permettait pas d'obtenir le plus purement possible la valeur relative à chacune des catégories que l'on souhaitait classifier. Comme un masque a été réalisé pour éliminer plusieurs occupations du sol des analyses (comme l'eau, l'urbain et les terres agricoles), les composantes spectrales homogènes utilisées ont été exclusivement sélectionnées dans les superficies forestières. La première composante spectrale homogène (Nerprun) est située sur une placette sans couvert arborescent, où le travail terrain a enregistré le plus haut taux de recouvrement en nerprun bourdaine, avec 89% de recouvrement (peuplement monospécifique). Afin de minimiser l'influence du sol, toutes les composantes spectrales homogènes ont été sélectionnées dans des endroits où la densité est la plus élevée possible.

Comme le nerprun bourdaine se retrouve souvent sous un couvert plus ou moins dense de conifères ou de feuillus, et pour le départager des forêts qui ne sont pas envahies, les deux autres composantes spectrales homogènes sont issues des sites d'absence de nerprun en recouvrement de feuillus et de résineux. La seconde composante (AbsResineux), se situait sur une des placettes d'absence de nerprun dans une plantation résineuse, d'une densité de plus de 80% de couvert. Finalement, la dernière composante se trouvait sur un site à un autre point d'absence de nerprun, cette fois-ci dans une érablière à feuillus tolérants, avec une densité d'environ 70% (AbsFeuillus). Ces composantes spectrales homogènes étaient composées de deux à une dizaine de pixels autour des 3 placettes sélectionnées, et représentent le plus purement possible les trois classes que l'on désire classifier. Les peuplements mixtes étaient représentés au travers de ces composantes spectrales homogènes.

Pour l'image SPOT-7, seulement deux composantes spectrales homogènes ont été extraites. Il s'agit de la même composante spectrale homogène du nerprun bourdaine que dans l'imagerie Landsat 8 (OLI), et d'un site d'absence de nerprun en milieu mixte à résineux. La prise en considération de plus de deux composantes spectrales homogènes entraînait l'élimination de trop de sites que l'on sait être envahi grâce au travail terrain, étant donné que les signatures spectrales des zones forestières sont extrêmement hétérogènes dans l'ensemble de l'image due à la date d'acquisition de celle-ci. En effet, la seule image d'automne récente qui était disponible et abordable, dont la date est le 13 octobre 2014, s'est révélée ne pas être optimale due à la défoliation des feuilles des arbres qui étaient peu ou pas encore débutée à cette date. De plus, l'abondante coloration des feuilles entraîne davantage d'hétérogénéité dans les surfaces forestières. Étant donné que l'image SPOT-7 ne couvre qu'une portion de l'aire d'étude, le choix dans les composantes spectrales homogènes était d'ailleurs limité.

Les composantes spectrales homogènes ont été numérisées en format vectoriel et transformées en région d'intérêt (*ROI*) afin de générer l'indice *NDVI* correspondant à chacune des images Landsat 8 (OLI) de la série temporelle. Avec ces statistiques, l'algorithme de

démixage spectral présent dans le logiciel ENVI 4.8 a ensuite été lancé sur la série temporelle d'indices de végétation d'images Landsat 8 (OLI). Dans le cas de l'image SPOT-7, les statistiques de chacune des composantes spectrales homogènes ont également été générées pour l'image, qui possède quatre bandes spectrales (bleu, vert, rouge et proche infrarouge) converties précédemment en réflectance au capteur. Le démixage a ensuite été effectué sur l'ensemble de l'image. Un pixel a été qualifié d'envahi par le nerprun bourdaine (à différents pourcentages), lorsque sa valeur pour la composante spectrale homogène du nerprun étaient supérieure à 30% dans l'image SPOT-7 et 40% avec l'imagerie Landsat 8 (OLI).

2.5 Validation

Pour la série temporelle d'images Landsat 8 (OLI), un total de 100 placettes en milieu feuillu et mixte, dont on connaît le recouvrement en nerprun bourdaine par le travail terrain, ont été utilisées comme sites de validation (90 de présence et 10 d'absence). Ceux-ci n'incluaient pas les trois placettes ayant servi à l'élaboration des composantes spectrales homogènes. Dans le cas de l'image SPOT-7, seules les placettes présentes dans l'image ont été utilisées, au nombre de 55, toujours sans considérer celles ayant servi à la création des composantes spectrales homogènes.

La méthode de validation développée par Pontius et Millones (2011) a été utilisée pour effectuer la validation. Cette méthode propose l'utilisation des mesures d'accord (*agreement*) et de désaccord (*disagreement*), soit respectivement la proportion d'observations classifiées correctement ou incorrectement. Pour les classes de présence et d'absence, il est possible d'évaluer séparément le pourcentage d'erreur de commission (déficits d'observations), d'erreur d'omission (excès d'observations) et d'accord. Ces pourcentages prennent en compte, pour chacune des classes, l'ensemble des sites (observations) appartenant à l'origine à l'une de ces catégories, ainsi que les sites classifiés par erreur dans celles-ci.

2.6 Modélisation du recouvrement de nerprun bourdaine à partir de variables environnementales

2.6.1 Données

De façon à éviter toute possibilité de colinéarité entre les variables explicatives, le choix s'est porté sur quatre variables, soit la densité du peuplement, la hauteur du peuplement, l'exposition de la pente et le drainage du sol. Ce choix a été déterminé via le calcul de l'indice VIF (*Variance inflation factor*) à l'aide du package *Vegan* du logiciel R (Oksanen *et al.*, 2007). Le VIF est un indicateur servant à quantifier la colinéarité entre les diverses variables explicatives.

Les données écologiques concernant les peuplements ont été acquises via la consultation de plans d'aménagement forestier (PAF), des cartes écoforestières du 4^e inventaire forestier du Québec méridional (Anonyme, 2011), et de la validation sur le terrain.

Un modèle numérique d'altitude (1:50 000), provenant des Données numériques d'altitude du Canada (DNEC) (AnonymeD, 2015), a ensuite été utilisé pour générer une carte d'exposition de la pente (0 à 360°) dans le logiciel Esri ArcGIS 10.2.

La variable réponse, ou variable dépendante, était le pourcentage de recouvrement du nerprun bourdaine de placettes qui a été estimé lors du travail terrain d'acquisition de sites d'entraînement (112 placettes sur 119 ont été utilisées). Des placettes n'ont pas été prises en compte puisqu'il a été impossible d'obtenir intégralement les informations relatives aux quatre variables explicatives.

2.6.2 Modèles linéaires

Quinze modèles linéaires ont été mis à l'essai et comparés dans le logiciel R avec la librairie *nlstools* (Baty *et al.*, 2015). Les modèles représentent toutes les combinaisons possibles d'inclusion ou d'omission des quatre variables explicatives (tableau V). Le modèle linéaire a été choisi dans un but d'efficacité, afin d'être utilisé par des gestionnaires forestiers.

Tableau V. Représentation graphique des 15 combinaisons de variables testées. Les variables incluses sont représentées en gris tandis que les variables omises sont en blanc.

Modèle	Densité	Drainage	Hauteur	Exp
1	Incluse	Incluse	Incluse	Incluse
2	Omise	Incluse	Incluse	Incluse
3	Incluse	Omise	Incluse	Incluse
4	Omise	Omise	Incluse	Incluse
5	Incluse	Incluse	Omise	Incluse
6	Omise	Incluse	Omise	Incluse
7	Incluse	Omise	Omise	Incluse
8	Omise	Omise	Omise	Incluse
9	Incluse	Incluse	Incluse	Omise
10	Omise	Incluse	Incluse	Omise
11	Incluse	Omise	Incluse	Omise
12	Omise	Omise	Incluse	Omise
13	Incluse	Incluse	Omise	Omise
14	Omise	Incluse	Omise	Omise
15	Incluse	Omise	Omise	Omise

■ Incluse
□ Omise

L'équivalent de 80% des points (90) a été utilisé dans le calcul des régressions linéaires multiples et 20% dans la validation (22). La sélection des modèles les plus explicatifs de la variance des données s'est effectuée avec le critère d'information Akaike corrigé (AIC_c), selon la méthode développée par Mazerolle (2006) et implantée dans la librairie *AICcmodavg* (Mazerolle, 2016). L'estimation des paramètres de ces modèles a été ensuite améliorée grâce à une méthode de rééchantillonnage par *bootstrap* avec 50 000 répliques, à l'aide de la fonction *nlsBoot* de la librairie *nlstools* (Baty *et al.*, 2015).

La validation des modèles s'est effectuée avec 20% des points par le calcul du biais (eq. 5) et de la précision (eq. 6). La mesure du coefficient de corrélation (R^2) fut également réalisée,

qui représente la part de la variance dans les données qui est expliquée par le modèle, par rapport aux valeurs observées et prédites.

$$\text{Biais} = \frac{(\text{somme}(\text{obs}-\text{pred}))}{n} \quad (5)$$

$$\text{Précision} = \sqrt{\frac{(\text{somme}(\text{obs}-\text{pred})^2)}{n}} \quad (6)$$

3. Résultats

3.1 Cartographie de la distribution du nerprun bourdaine

Afin de réaliser la cartographie de l'espèce, le *NDVI* a été calculé sur six images Landsat 8 (OLI). Celles-ci ont ensuite été combinées pour créer une série temporelle d'images de *NDVI* entre 2013 et 2015 (figure 7). Des contraintes par rapport à la couverture nuageuse n'ont pas permis l'utilisation de davantage d'images. Le *NDVI* d'un pixel de forêt fluctue selon sa phénologie tout au long de l'année, puisqu'il est fonction de la vigueur et de l'abondance de la végétation.

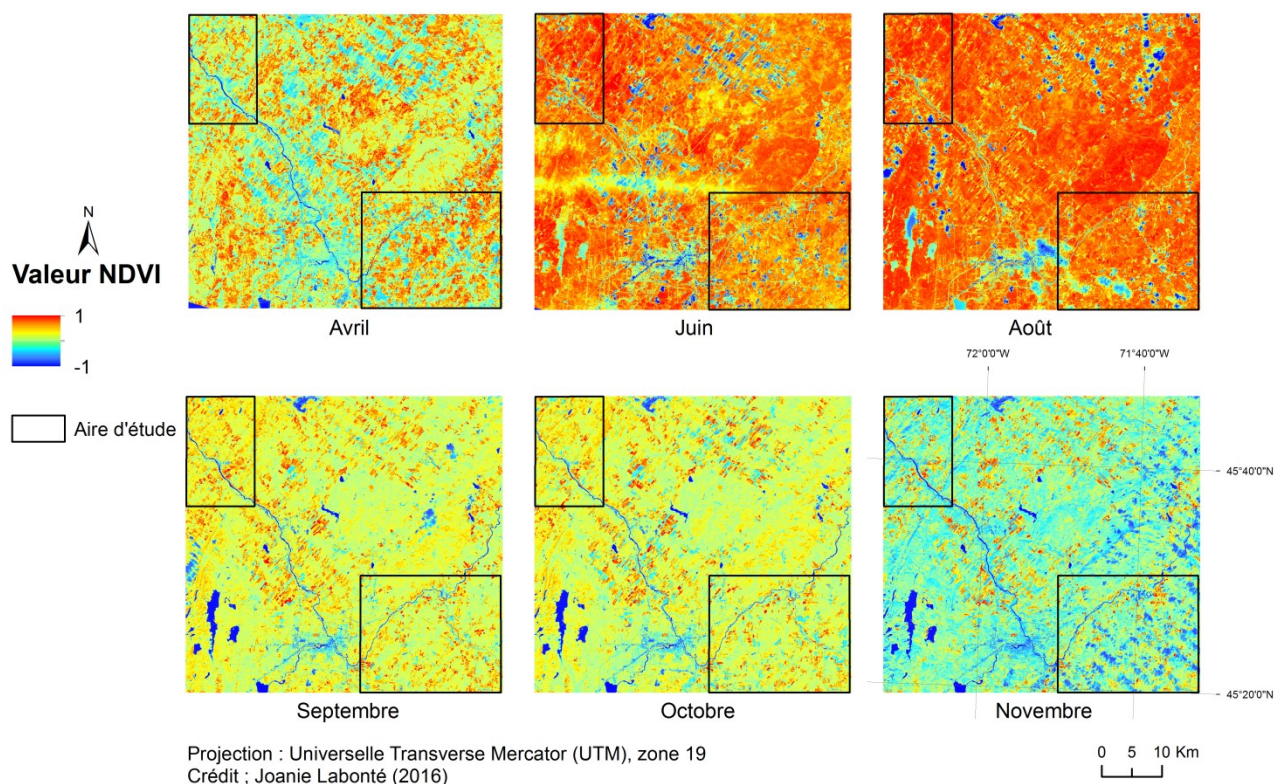


Figure 7. Série temporelle (avril à novembre) d'indices de végétation par différence normalisée (*NDVI*) calculés sur des images Landsat 8 (OLI) comprise entre 2013 et 2015. Les aires d'étude de la zone 1 (nord-ouest) et de la zone 2 (sud-est) sont représentées par les rectangles noirs.

Sur cette série temporelle, plusieurs méthodes de classification supervisée ont été mises à l'essai sans donner de résultats satisfaisants (résultats non présentés), notamment une classification par logique floue (*fuzzy logic*). La classification par logique floue permet de réaliser une classification d'une image lorsque les classes recherchées ne peuvent être seulement séparés par de simples seuils (ex. un pixel est soit 0 ou soit 1) (Nedeljkovic, 2004). La méthode a permis de déterminer pour chaque pixel son degré d'appartenance à chacune des classes (valeurs entre 0 et 1, dont la valeur 1 est le degré le plus grand d'appartenance à une classe). Un pixel pouvait donc appartenir, à différents degrés, à plus d'une classe. Une autre méthode testée était la classification supervisée parallélépipède de PCI Geomatica (2015). Elle repose sur la détermination, pour chaque classe que l'on souhaite classifier, d'une valeur minimale et maximale dans chaque bande déterminées par les sites d'entraînement en intrant (Richards et Jia, 2006). Les pixels ont ensuite été classifiés par rapport à ces plages spectrales. Finalement, l'algorithme du *Spectral Angular Mapper* du logiciel ENVI 4.8 a été testé. Cette classification permet la comparaison des signatures spectrales des pixels de l'image, avec les signatures spectrales de composantes spectrales homogènes en intrants. En les considérant comme des vecteurs, l'algorithme de classification peut comparer la similarité par rapport à l'angle qui les sépare, et les classes sont séparées les unes des autres par des angles suffisamment différents (Richards et Jia, 2006). Ces méthodes n'ont néanmoins pas été jugées satisfaisantes dans l'atteinte de l'objectif de discriminer le nerprun bourdaine des espèces indigènes. En effet, les zones forestières de l'aire d'étude s'avéraient être extrêmement hétérogènes, ce qui, combiné à la résolution spatiale moyenne de l'imagerie Landsat 8 (OLI) et SPOT-7, a compliqué la classification en occasionnant de la mixité au niveau des pixels.

Pour chacune des trois composantes spectrales homogènes utilisées en intrants à la méthode de démixage spectral, une série temporelle annuelle de *NDVI* a été extraite (figure 8). Il est intéressant de constater que le nerprun bourdaine se différenciait des autres classes d'absence de nerprun bourdaine, en couvert de feuillus ou de résineux, par de faibles valeurs

de *NDVI* au début de la saison de croissance (avril) et des valeurs de *NDVI* supérieures dès le mois de septembre jusqu'au début du mois de novembre. Cela concordait avec les observations terrain réalisées en automne 2014 et au printemps 2015, puisque le nerprun bourdaine, comparativement aux espèces indigènes, a une feuillaison plus tardive au printemps, et un délestage tardif de ses feuilles en automne.

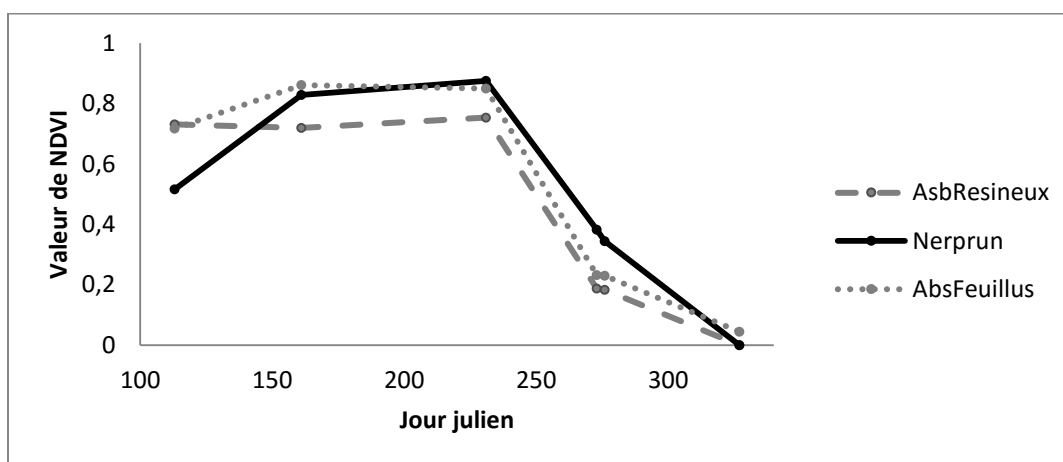


Figure 8. Série temporelle de valeurs moyennes de *NDVI* de chacune des composantes spectrales homogènes selon le jour julien (Landsat 8 (OLI)). Abréviations des classes de composantes spectrales homogènes : AbsRésineux = Couvert résineux sans nerprun bourdaine; AbsFeuillus = Couvert feuillu sans nerprun bourdaine.

Avec ces statistiques, l'algorithme de démixage a été lancé afin de réaliser la cartographie du nerprun bourdaine entre 2013 et 2015 dans la zone 1 (figure 9) et dans la zone 2 (figure 11). L'estimation de l'erreur quadratique moyenne (*RMS*) pour chacune des zones est présentée aux figures 10 et 12. Le *RMS* pour l'ensemble de l'image est de 0,033.

Pour l'image SPOT-7, les réflectances dans les quatre bandes des deux composantes spectrales homogènes sélectionnées sont présentées à la figure 13. À ce moment de l'année, soit au début de l'automne, on constatait que la réflectance dans la bande du proche infrarouge de la composante du nerprun bourdaine est 10% plus élevée que la réflectance dans la même bande de la composante d'absence. Ces statistiques ont permis d'effectuer la cartographie du nerprun bourdaine par démixage sur l'image SPOT-7 (figure 14). L'erreur quadratique moyenne (*RMS*) est de 0,006 (figure 15).

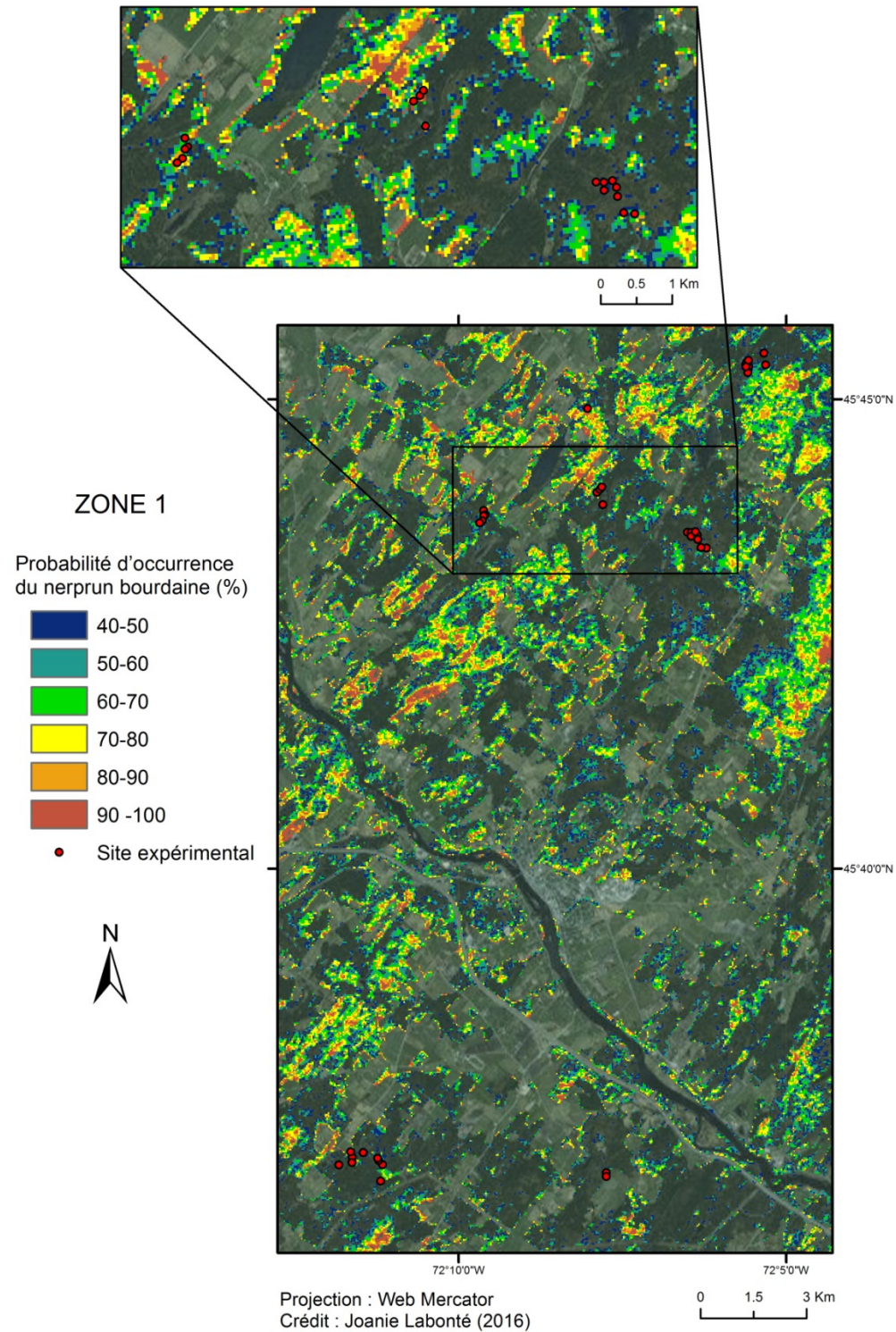


Figure 9. Carte de pourcentage d'occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) entre 2013 et 2015 dans la zone 1, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d'une série temporelle d'indices de végétation (*NDVI*) d'images Landsat 8 (OLI).

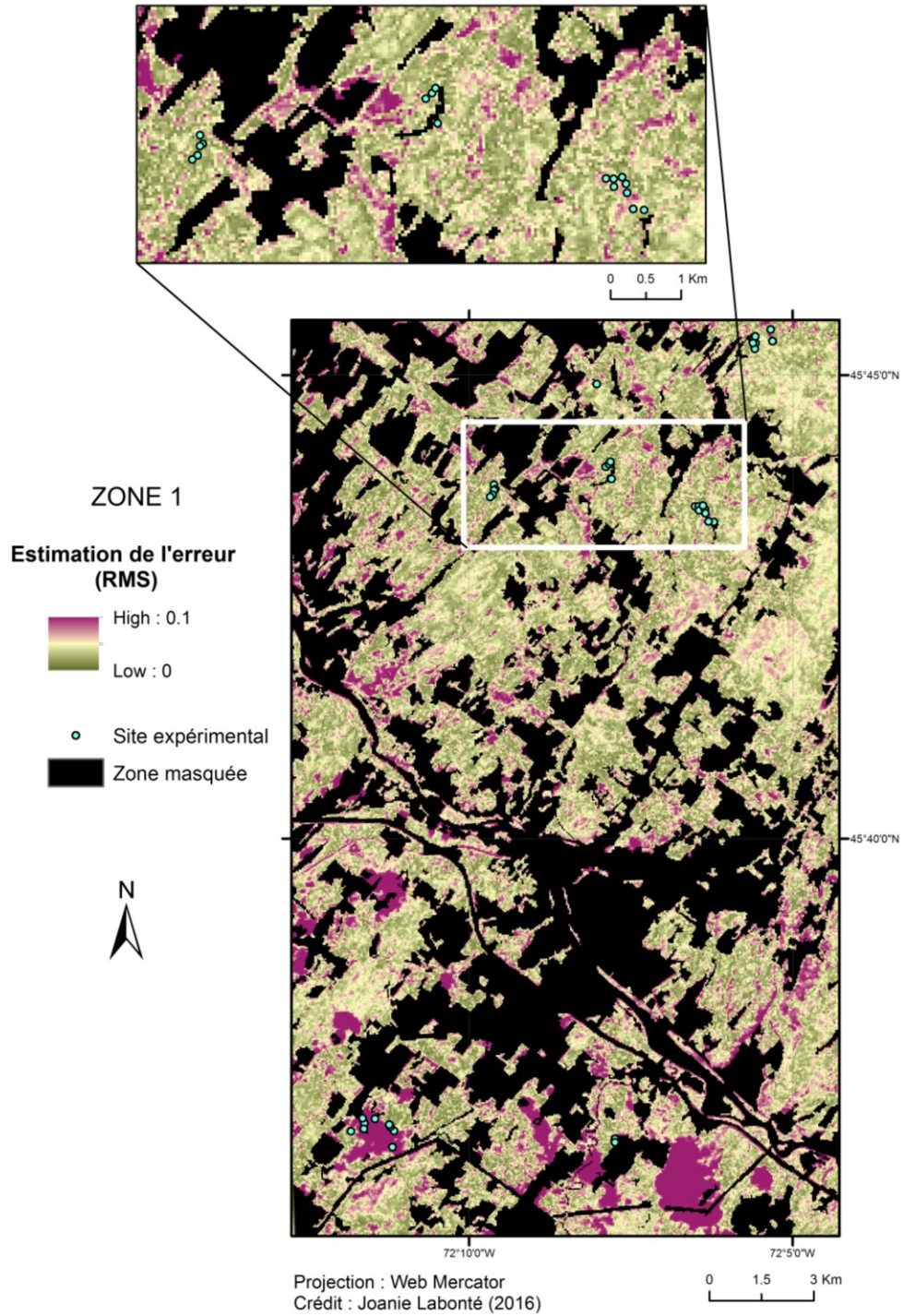


Figure 10. Erreur quadratique moyenne (*RMS*) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 1.

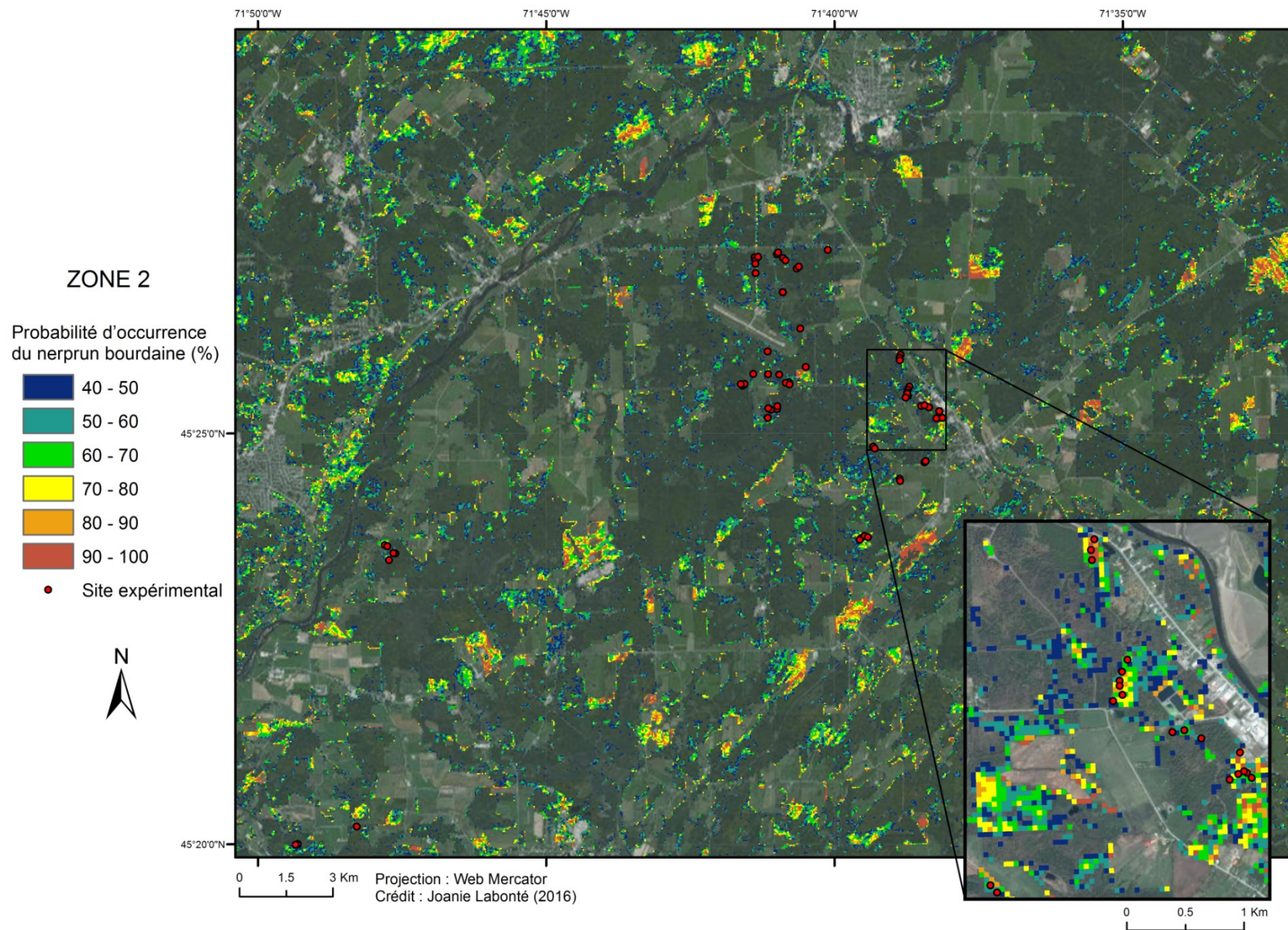


Figure 11. Carte de pourcentage d'occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) entre 2013 et 2015 dans la zone 2, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d'une série temporelle d'indices de végétation (*NDVI*) d'images Landsat 8 (OLI)

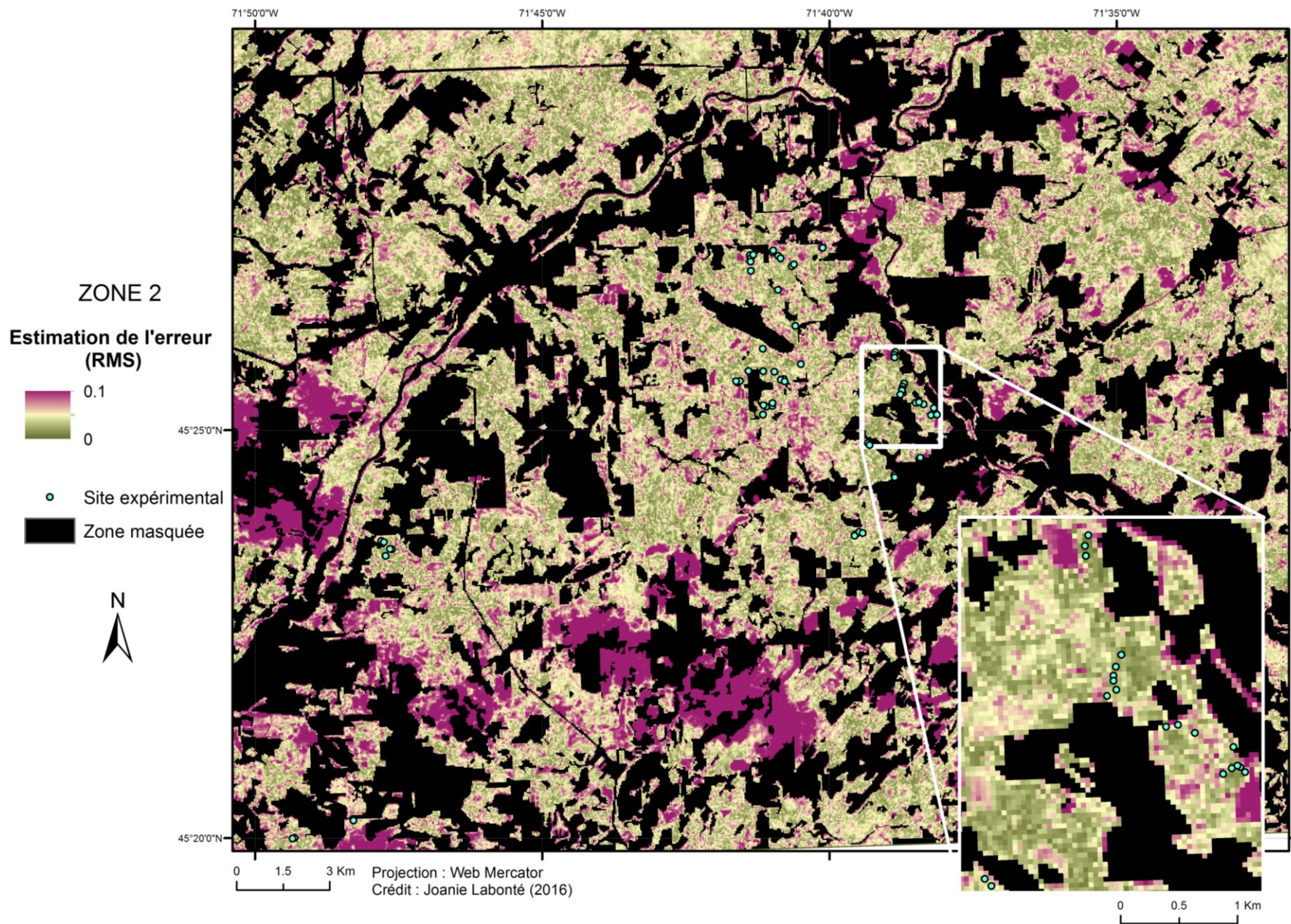


Figure 12. Erreur quadratique moyenne (*RMS*) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 2

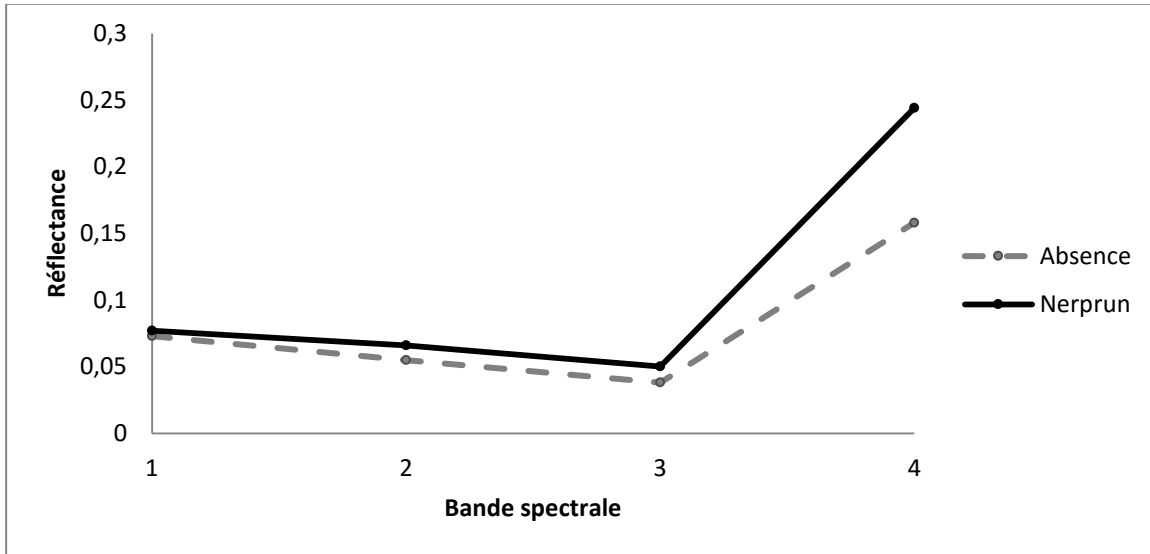


Figure 13. Signature spectrale (réflectance au capteur) des composantes spectrales homogènes du nerprun bourdaine et d'un site d'absence dans l'image SPOT-7 (quatre bandes spectrales).

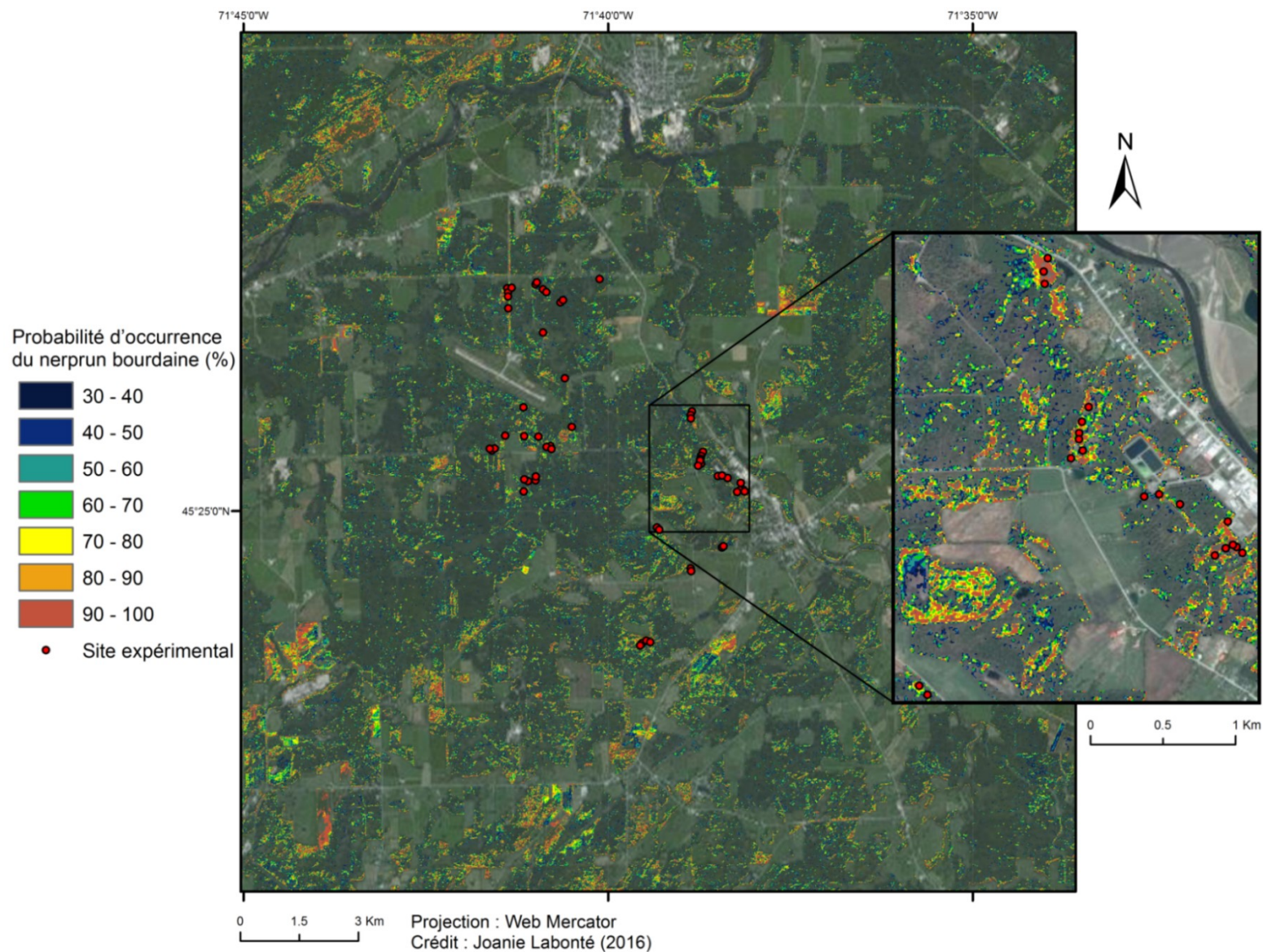


Figure 14. Carte de pourcentage d'occupation du nerprun bourdaine (dans un pixel) dans la zone de 2, obtenu par une méthode de démixage spectral linéaire d'une image SPOT-7 en réflectance au capteur daté du 13 octobre 2014.

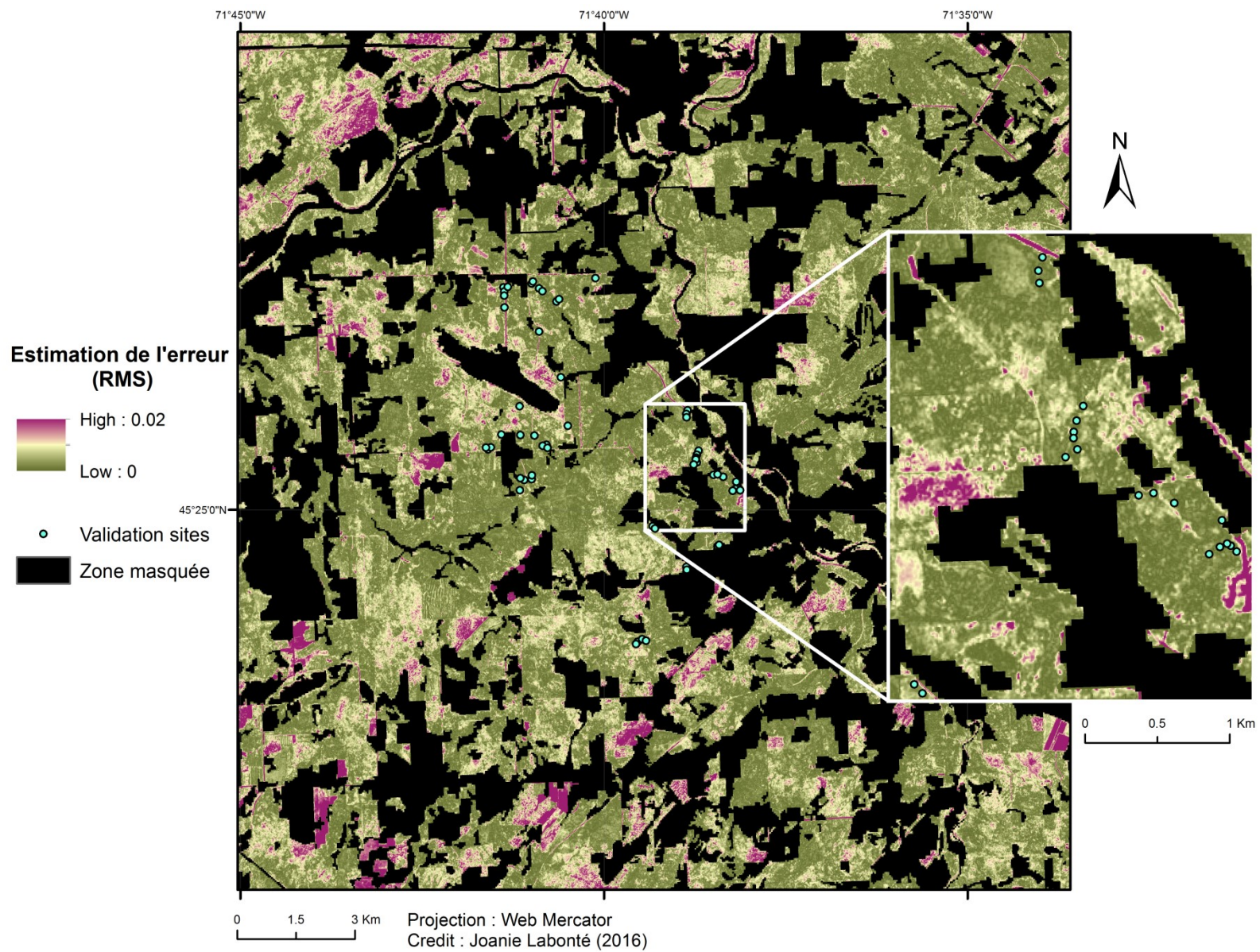


Figure 15. Erreur quadratique moyenne (RMS) de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie dans la zone 2, selon les limites de l'image SPOT-7.

3.1.1 Validation

La validation de la cartographie par imagerie Landsat 8 (OLI) a été réalisée avec un total de 100 sites de validation (90 de présence de nerprun bourdaine en peuplement de feuillus et mixte et 10 d'absence de l'espèce). Sur les 21 placettes en milieu résineux envahies de nerprun bourdaine, seulement deux ont été détectées par la méthode de démixage linéaire. C'est pourquoi les placettes en milieu résineux ont été exclues de la validation, puisque le nerprun reste invisible sous cette voûte forestière tout au long de l'année.

Pour l'ensemble de la cartographie dans les deux zones, on constate un accord de 69 % (tableau VI). Comme il existe une variabilité dans le pourcentage de recouvrement en nerprun bourdaine au sein des 90 sites de présence, il a été possible d'effectuer une validation en ne considérant que les points selon leur pourcentage d'envahissement (tableau VI). On constate que la méthode était plus puissante dans la détection des placettes plus leur envahissement était prononcé, avec une augmentation atteignant 11% de l'accord, lorsque seules les placettes de 75% et plus sont utilisées dans la validation.

Tableau VI. Pourcentage d'accord et de désaccord de la cartographie globale (deux zones d'études) avec l'imagerie Landsat 8 (OLI), prenant en compte les sites d'absence (10) et les sites de présence selon leur pourcentage de recouvrement en nerprun bourdaine : 27 à 100% (tous les sites : 90 sites), > 65% (60 sites) ou >75% (31 sites).

	<u>Recouvrement du nerprun bourdaine sur les sites de présence</u>		
	27-100%	> 65%	> 75%
Accord (%)	69	74	80
Désaccord (%)	31	26	20
Total (%)	100	100	100

Comme deux régions ont été étudiées, il a également été possible de comparer la performance de la cartographie dans les deux secteurs à l'étude, en utilisant seulement les points de validation présents dans chaque zone respective (tableau VII). Ainsi, il a été

constaté qu'il existait une différence marquée entre les résultats de la validation dans la zone de 1, avec 59% d'accord, et la zone 2, avec 75%.

Tableau VII. Pourcentage d'accord et de désaccord de la cartographie avec l'imagerie Landsat 8 (OLI) selon la zone d'étude. Pour chaque zone, seuls les sites de validation présents dans chacune des zones sont pris en compte (90 pour l'ensemble, 37 sites dans la zone 1 et 63 dans la zone 2).

	Zone 1	Zone 2
Accord (%)	59	75
Désaccord (%)	41	25
Total (%)	100	100

La figure 16 illustre, pour la classe des présences et la classe des absences, les erreurs de commission (déficit d'observations) et d'omission (excès d'observations), ainsi que l'accord entre la carte et les sites de validation. Pour la classe des présences, la proportion d'erreurs d'omission est la plus importante, et indiquait une perte de pixels attribuable à cette classe. Dans le cas des absences, il y a une plus grande proportion d'erreurs de commission (75%), indiquant une surreprésentation des pixels d'absence.

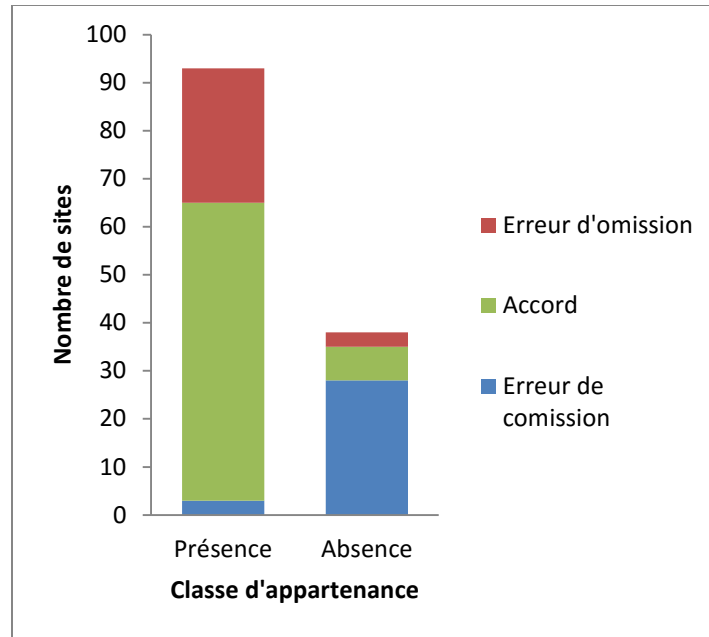


Figure 16. Analyse de l’erreur d’omission, de l’erreur de commission et de l’accord de la cartographie avec l’imagerie Landsat 8 (OLI), selon la catégorie (présence ou d’absence). Le nombre de sites totaux pour chaque catégorie est équivalent à la quantité de sites appartenant à une catégorie ainsi que le nombre de sites classifiés par erreur dans celle-ci.

Une cartographie par démixage linéaire spectral réalisée avec des images à plus fine résolution spatiale pourrait permettre d’être davantage en mesure de discriminer les composantes du paysage. En ce sens, l’imagerie SPOT-7 a été utilisée. Toutefois, la cartographie utilisant une seule image SPOT-7 datée de la mi-octobre, n’a pas permis d’améliorer la précision. L’accord a diminué de 7% par rapport à la carte globale et de 18% par rapport à la carte seulement dans la zone 2 (tableau VIII).

Tableau VIII. Pourcentage d’accord et de désaccord de la cartographie de la zone 2 à l’aide de l’image SPOT-7 (13 octobre 2014), prenant en compte les sites d’absence et les sites de présence (55 sites) présents dans l’aire d’étude couverte.

SPOT-7	
Accord (%)	62
Désaccord (%)	38
Total (%)	100

3.2 Modélisation du recouvrement en nerprun bourdaine à partir de variables environnementales

Au sein des sites d'échantillonnage en milieu envahi, la moyenne de recouvrement en nerprun bourdaine était de 62%, avec un maximum allant jusqu'à 89% (tableau IX). On comptait neuf placettes d'absence (0% de recouvrement) au sein de cet échantillonnage. L'envahissement constaté sur le terrain était très variable entre les deux régions d'études. La moyenne de recouvrement en nerprun bourdaine des sites expérimentaux de la zone 2 était supérieure à celle de la zone 1, avec respectivement, 67,8% et 50,5%. Les plus fortes valeurs de recouvrement en nerprun ont été constatées dans des peuplements qualifiés de coupes forestières ou dans des peuplements en régénération de feuillus, de résineux ou mixte, qui représentaient près du quart des placettes réalisées. La moyenne de recouvrement en nerprun qu'on retrouvait dans ces sites était de 76%, allant jusqu'au peuplement monospécifique (figure 17). Ce type de placette se retrouvait exclusivement dans la zone 2, contrairement à la zone 1 où le nerprun bourdaine était davantage en sous-bois (figure 18).

La hauteur moyenne des peuplements était de 10 mètres. La densité moyenne du peuplement était de 62%, également avec une différence notable entre les deux régions, avec la zone 2 ayant une plus faible densité moyenne du peuplement par rapport à la zone 1. Le drainage était qualifié principalement de modéré (48% des placettes) ou d'imparfait (45% des placettes) (tableau IX).

Tableau IX. Statistiques descriptives des variables quantitatives (recouvrement du nerprun bourdaine, densité et hauteur du peuplement et exposition de la pente), sur 112 sites expérimentaux présents dans la zone 1 et 2. L'exposition est mesurée dans le sens horaire avec 0 et 360° correspondant au nord.

Variables	Deux zones				Zone 1	Zone2
	Moyenne	Écart-type	Min	Max	Moyenne	Moyenne
Recouvrement de nerprun (%)	62,4	22,8	0	89,0	50,5	67,8
Densité du peuplement (%)	61,9	18,6	32,5	90,0	70,6	58,0
Hauteur du peuplement (m)	9,7	5,68	1	19,0	12,8	8,3
Exposition de la pente (°)	173,0	112,4	-	-	213,3	154,9



Figure 17. Peuplement monospécifique de nerprun bourdaine près de la ville de Cookshire-Eaton dans la zone 2 (Québec, mai 2015)



Figure 18. Nerprun bourdaine en sous-bois dans une forêt située dans la municipalité du Canton de Cleveland, dans la zone 1 (Québec, juin 2015)

Des 15 modèles testés, les deux modèles ayant été retenus pour expliquer le recouvrement du nerprun bourdaine, sont les modèles 15 et 11 (valeur la plus faible de AIC_c et $\Delta AIC_c < 2$) (tableau X). Il s'agissait des deux modèles présentant le meilleur ajustement entre les données du recouvrement de nerprun bourdaine et les quatre variables explicatives. Le modèle 15 n'avait qu'une seule variable explicative, soit la densité du peuplement. Selon la mesure du poids AIC_c , le modèle 15 avait une probabilité de 40% d'être le plus parcimonieux des modèles, contrairement à seulement 16% pour le modèle compétiteur suivant (11), dans lequel la variable de la hauteur du peuplement a été ajoutée à la densité. On constate donc que la densité est de loin la variable la plus importante pour expliquer le recouvrement en nerprun bourdaine puisqu'elle se retrouve dans les deux meilleurs modèles et que tous les modèles qui ne la prennent pas en compte ont des valeurs faibles de AIC_c . De plus, en se fiant au ratio d'évidence entre les modèles

15 et 11, le modèle 15 était 2.5 fois plus probable d'être le modèle le plus parcimonieux, et c'est pourquoi l'ajout de la variable de la hauteur n'a pas permis d'améliorer le pouvoir explicatif du modèle.

Tableau X. Comparaison des 15 modèles linéaires selon les AIC_c et ses mesures associées. Les variables incluses sont en gris et les variables omises en blanc.

Modèle	Densité	Drainage	Hauteur	Exposition	AIC _c	ΔAIC _c	PoidsAIC _c	Ratio d'évidence
15					775,74	0	0,40	1
11					777,60	1,86	0,16	2,53
7					777,89	2,16	0,14	
13					777,89	2,16	0,14	
3					779,83	4,09	0,05	
9					779,84	4,10	0,05	
5					780,11	4,37	0,05	
1					782,13	6,39	0,02	
4					798,84	23,10	0	
8					799,42	23,68	0	
12					800,99	25,25	0	
2					801,00	25,27	0	
6					801,48	25,74	0	
10					803,04	27,31	0	
14					806,35	30,61	0	

Une validation croisée a été réalisée avec le calcul du biais et de la précision des modèles 15 et 11 (tableau XI). Le modèle le plus précis était le modèle 15. Par contre, ce modèle le plus compétitif était légèrement plus biaisé (-0.6) que le second modèle compétitif, alors que la sélection de modèles par l'AIC_c suppose une minimisation du biais et une maximisation de la précision. De plus, le R² du modèle 11 était aussi légèrement plus élevé (tableau XI). Cela s'explique par l'augmentation de la variance dans le modèle 11, qui inclue deux variables (densité du peuplement et hauteur) plutôt qu'une seule dans le modèle 15.

Tableau XI. Biais et précision des modèles les plus parcimonieux (15 et 11) avec l'estimation de leurs paramètres par une méthode *bootstrap* de rééchantillonnage (50 000 réplifications).

Modèle	<i>Intercept</i>	Densité	Drainage	Hauteur	Exposition	R²	Biais	Précision
15	100.558	-0.601	-	-	-	0.21	-2.71	12.71
11	101.049	-0.578	-	-0.200	-	0.22	-2.65	12.41

4. Discussion

L'étude réalisée a permis l'atteinte des objectifs visés, soit de dresser un portrait de l'envahissement du nerprun bourdaine dans les deux aires d'étude en l'Estrie, en plus d'élargir les connaissances biogéographiques sur l'espèce par rapport à certaines variables environnementales. Ces informations sont très importantes dans un contexte où l'envahissement du nerprun bourdaine au Québec est en progression, tel que démontré par l'outil Sentinelle du MDDELCC (AnonymeA, 2015). Les impacts économiques attendus dans le milieu de la foresterie, notamment lors de l'établissement de plantations, témoignent de l'importance d'étudier l'espèce pour comprendre son écologie et ainsi être en mesure de contrôler davantage l'envahissement et d'adapter les pratiques sylvicoles.

4.1 Précision de la cartographie de la distribution du nerprun bourdaine

4.1.1 Imagerie Landsat 8 (OLI)

La méthode démixage spectral linéaire a permis de cartographier la probabilité d'occurrence du nerprun bourdaine dans les recouvrements de feuillus et mixtes des deux aires d'études entre 2013 et 2015. Les résultats obtenus dans cette étude sont similaires à ceux de plusieurs autres études qui ont classifié une espèce de sous-bois en exploitant le comportement phénologique distinct de l'espèce face aux espèces environnantes, notamment par la différenciation entre deux images à des temps différents durant l'année (Albright et Ode, 2011; E. Peterson, 2005; Shouse *et al.*, 2013; Wilfong *et al.*, 2009), ou par une série temporelle d'indices de végétation (Becker *et al.*, 2012; Tuanmu *et al.*, 2010).

La cartographie s'est avérée plus juste pour les placettes ayant un pourcentage de recouvrement en nerprun bourdaine élevé. Dans l'aire d'étude, les placettes mesurées sur le terrain témoignaient d'un envahissement sur une superficie d'au moins 900 m² (30 x 30 m), mais il était commun de rencontrer des étendues envahies de façon plus

localisées (sur une superficie moindre dans des trouées), ou sur de grandes superficies, mais envahies par de très petits plants, qui auraient été sans aucun doute difficiles à identifier par la télédétection. À titre de comparaison, une cartographie du nerprun bourdaine et cathartique a été réalisée dans un territoire où les bosquets de nerprun bourdaine et cathartique avaient des dimensions de plus de 50 x 50 m et sur plusieurs hectares d'étendue, facilitant la cartographie (Becker *et al.*, 2012). Leur classification avec l'imagerie Landsat 5 TM et Landsat 7 ETM+ a été jugée inefficace pour les bosquets de moins de 50 x 50 m.

En ce sens, la cartographie du pourcentage d'occupation du nerprun bourdaine de la région se veut prudente car elle représente les endroits fortement envahis par le nerprun bourdaine. D'un autre côté, elle sous-estime l'envahissement réel du nerprun bourdaine sous un couvert résineux. Cette sous-estimation est d'autant plus importante car les résineux occupent 17% des forêts de l'Estrie (plus particulièrement 12% dans la zone 1 et 26% dans la zone 2). Malheureusement, la télédétection n'est pas optimale pour ces peuplements, car le nerprun bourdaine demeure invisible sous cette voûte forestière tout au long de l'année. Le LiDAR est utilisée dans les études sur la classification entre les types et les espèces forestières (Kim *et al.*, 2009; Reitberger *et al.*, 2008). Cet outil pourrait permettre d'améliorer les résultats pour la cartographie des peuplements envahis de nerprun, puisque l'outil permet d'obtenir des données sous la voûte forestière concernant notamment la structure des arbres. Comme les couverts résineux se différencient grandement des couverts de forêts décidues par leur structure (Stenberg *et al.*, 2008), et que la présence d'une espèce envahissante peut modifier celle-ci (Asner, Hughes, *et al.*, 2008), il est probable que la présence du nerprun en sous-bois résineux puisse être détectable.

De plus, la grande proportion d'erreurs de commission dans la catégorie des absences indique que plusieurs pixels envahis n'ont pas été classifiés adéquatement comme étant une présence, qui se traduit là aussi par une sous-estimation de

l'envahissement. Il y a donc possibilité d'aller sur le terrain et que du nerprun bourdaine se retrouve dans un endroit qui avait été classifié comme une absence, surtout en résineux. Dans le but d'améliorer la cartographie, plusieurs avenues pourraient être envisagées telles que l'augmentation du nombre de sites expérimentaux ou de sites d'absence selon différents types d'écosystèmes forestiers susceptibles de se retrouver sur le territoire à l'étude (différentes classes de densité, de hauteur, de types de peuplement) afin de pouvoir valider plus correctement la carte de pourcentage d'occupation par le nerprun bourdaine, ainsi que de pouvoir sélectionner des points d'absence plus représentatifs pour l'élaboration des composantes spectrales homogènes.

Plusieurs raisons peuvent expliquer pourquoi la cartographie s'est avérée être plus performante dans la zone de 2 que dans la zone 1. L'une des explications possibles est tout d'abord que l'envahissement est plus grand dans la zone 2 que dans la zone 1, et que l'on a démontré que la méthode de démixage réalisée est plus efficace lorsque le recouvrement en nerprun bourdaine est élevé. Cela s'explique aussi par la différence de densité du peuplement des sites de validation, qui est plus faible dans la zone 2 que dans la zone 1. On s'attend donc à ce qu'il soit plus difficile d'identifier le nerprun bourdaine à travers une voûte forestière dense, même en sachant que les feuilles des arbres sont tombées à un certain moment, dû à l'interférence occasionnée par la présence de branches et de troncs d'arbres. À titre de comparaison, une étude utilisant une série temporelle d'indices de végétation afin d'effectuer la caractérisation du nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula* L.) et cathartique (*Rhamnus cathartica* L.), a réussi à identifier adéquatement ces deux espèces de nerprun dans la région d'*Oak Openings* situé en Ohio et au Michigan (É.-U) avec un indice kappa de 0.73 (Becker *et al.*, 2012). Cela semble grandement facilité par les caractéristiques écologiques de cette aire d'étude, puisque les communautés sont principalement des savanes de chênes et des prairies, tous des environnements de faible densité et dépourvus d'espèces résineuses. La présente étude se déroulant en Estrie se différencie grandement de cette dernière

grâce à la densité des forêts de l'aire d'étude qui est supérieure, ce qui complique la tâche dans la détection d'une espèce tolérante à l'ombre se trouvant sous une voûte forestière.

En plus de la voûte forestière qui complique la discrimination du nerprun bourdaine, on compte les interférences du sol et d'autres espèces végétales présentes dans les placettes comme les fougères (principalement *Onoclea sensibilis* L.) qui persistent longtemps en automne, ou l'aulne rugueux (*Alnus rugosa* (Du Roi) Spreng.). L'aulne rugueux est un arbuste de sous-bois, très semblable au nerprun bourdaine, d'ailleurs considéré comme une plante compagne à l'espèce (Schoeb *et al.*, 2012). La présence de végétation en sous-bois modifie le signal de réflectance de la voûte forestière de façon importante, avec des variations pouvant être de plus de 18% dans la bande rouge, et de plus de 10% dans la bande infrarouge (Eriksson *et al.*, 2006). Certaines études se servent également de cette variabilité dans les valeurs de réflectance de la voûte forestière afin de détecter le type de végétation de sous-bois d'un endroit (Kuusk *et al.*, 2004; Peltoniemi *et al.*, 2005; Rautiainen *et al.*, 2007).

On constate que la méthode utilisant l'imagerie Landsat 8 (OLI) permet de classifier à l'échelle d'un peuplement envahi, selon des types forestiers, plutôt qu'à l'échelle de l'espèce recherchée. La résolution spatiale du capteur de Landsat 8 (OLI) représente une limite de ce côté lorsque l'on tente de cartographier des entités plus petites qu'un pixel. Elle détecte le type de forêts majoritairement de feuillus ou mixtes très envahies, principalement dans les érablières à feuillus tolérants et les érablières à érable à sucre avec feuillus tolérants (des groupements d'essences très communs dans la région).

4.1.2 Imagerie SPOT-7

L'utilisation d'une image SPOT-7, de meilleure résolution spatiale, n'a pas permis d'améliorer la cartographie du nerprun bourdaine. L'image d'automne datée du 13 octobre 2014, n'était pas adéquate pour effectuer la méthode de démixage linéaire puisque les feuilles des arbres n'étaient pas, ou pratiquement pas, tombées. De plus, celles-ci étaient très colorées, causant de l'hétérogénéité supplémentaire dans les superficies forestières. Une image début novembre aurait été plus adéquate, mais compte tenu du manque de disponibilité, il s'agissait de la meilleure image disponible chez plusieurs capteurs, dont *RapidEye*, SPOT-6 et SPOT-7. Également, les dates optimales dans l'acquisition d'images restent incertaines due à la variabilité interannuelle des conditions climatiques, qui influence grandement la phénologie des espèces végétales (Tuanmu *et al.*, 2010). En somme, l'utilisation d'une seule image pour effectuer la détection d'une espèce envahissante, dont la discrimination repose sur sa phénologie particulière à travers les saisons, a été moins efficace que l'analyse multi-temporelle.

Comme l'étude se déroule en Estrie, une région dont le relief est très accidenté, il aurait été pertinent de réaliser des corrections topographiques. En effet, les effets du terrain vont altérer la réponse spectrale des objets (Gao et Zhang, 2008), en obscurcissant des zones, particulièrement en automne lorsque le soleil est bas. Comme l'étude se déroule principalement dans un relief allant de la plaine (zone 2) au coteau (zone 1), les effets de la topographie ne sont toutefois pas aussi présent que si l'étude s'était déroulée dans les zones plus montagneuses de l'Estrie.

D'autres images à résolution spatiale et spectrale plus élevées, tel que les capteurs multispectraux satellitaires à hautes résolution spatiale (WorldView, Ikonos, Quickbird) auraient pu être utilisées, mais celles-ci étaient peu abordables et non disponibles pour les dates désirées. C'est aussi le cas de l'imagerie par capteurs hyperspectraux aéroportés (AVIRIS, CASI, etc) ou en orbite (Hypérion). Les capteurs hyperspectraux auraient pu permettre d'améliorer grandement la capacité de détection du nerprun bourdaine par son habilité à discriminer entre eux les matériaux grâce à des mesures pour chaque pixel

dans plus d'une centaine de bandes spectrales. Néanmoins, ce type de capteur possède bien souvent une résolution spatiale moyenne (tel que le cas d'Hypériorion avec 30 m), ce qui entraîne de la mixité au niveau des pixels et requiert l'utilisation de méthodes de démixage spectral. Les images acquises par ces capteurs sont dispendieuses et très volumineuses, ce qui nécessite de larges capacités de stockage et du matériel informatique puissant pour les analyses. De plus, il est parfois nécessaire de réaliser plusieurs corrections afin d'obtenir des images sans effets de flou, ce qui complexifie l'utilisation de ces images (Dobigeon *et al.*, 2016). Finalement, l'acquisition de ces images par capteurs aéroportés peut être très complexe par rapport à la disponibilité des appareils de vol ou à la réglementation en cours (Huang et Asner, 2009).

D'autres approches ayant pu être explorées concernent l'utilisation du LiDAR en complément de l'imagerie optique. Le LiDAR est une technologie de télédétection aéroportée qui permet de mesurer la distance d'un capteur d'une surface cible. Notamment utilisé pour les analyses de structure de la végétation, ces données peuvent être combinées avec l'imagerie hyperspectrale afin d'améliorer la cartographie d'espèces envahissantes, notamment puisqu'elles peuvent modifier la structure des forêts qu'elles envahissent (Asner, Hughes, *et al.*, 2008; Asner, Knapp, *et al.*, 2008).

Une méthode de démixage non-linéaire aurait pu aussi être utilisée. Dans le cas du démixage linéaire, on considère que les photons reçus au capteur ne sont entrés en interaction qu'avec une seule composante spectrale homogène. Ce qui est observé dans un pixel est le résultat de la combinaison linéaire du spectre d'un nombre de composantes spectrales homogènes. Cela introduit beaucoup d'erreurs, lorsque plusieurs interactions non-linéaires ont lieu et que les coefficients d'abondance dans un pixel n'égalent pas la valeur de 1 (Dobigeon *et al.*, 2016; Somers *et al.*, 2009). À l'inverse, le démixage non-linéaire prend en compte les interactions multiples des photons avec plusieurs composantes spectrales homogènes, et permet de réduire l'erreur et de mieux représenter la complexité lors de l'étude sur des espèces végétales ou en milieu forestier

(Ray et Murray, 1996; Zhang *et al.*, 1998). Néanmoins, le démixage linéaire a été retenu pour sa simplicité d'application, contrairement à la complexité de l'approche non-linéaire, et permet de réaliser une évaluation de premier ordre de la mixité au sein d'une image (Dobigeon et al., 2016).

4.2 Modélisation du recouvrement en nerprun bourdaine à partir de variables environnementales et implications forestières

La densité du peuplement a été identifiée comme la plus significative des quatre variables environnementales pour l'explication du recouvrement du nerprun bourdaine dans les placettes échantillonnées. Bien que le coefficient de détermination du meilleur modèle soit relativement faible et qu'il a estimé avec peu de succès les valeurs d'absence (autour de 0% de recouvrement), cela concorde avec les observations terrain. En effet, de très fortes valeurs de recouvrement en nerprun bourdaine se retrouvaient généralement là où l'ouverture de la voûte forestière était grande, principalement dans des sites dont le peuplement était qualifié de coupe totale récente ou un peuplement en régénération de feuillus, mixte ou résineux suite à une coupe totale. Également, plusieurs auteurs ont conclu que la densité du nerprun bourdaine était influencée positivement par l'ouverture de la voûte forestière (Koning et Singleton, 2013; Wingard, 2007). De plus, Lee et Thompson (2012), ont également constaté que la densité du nerprun bourdaine était plus importante dans les forêts ayant subies une coupe partielle ou totale que dans les forêts adjacentes non coupées. Dans ces forêts ayant subi des coupes partielles, la densité du nerprun bourdaine s'avérait être plus élevée dans les trouées ainsi générées que dans les endroits non coupés. Une étude de Burnham et Lee (2009) a noté que le nerprun bourdaine était 96 fois plus abondant dans les sites ayant subi une coupe que dans ceux non coupés. La végétation des forêts intactes permettrait vraisemblablement de faire compétition à l'envahissement du nerprun bourdaine.

Dans la région de l'Estrie, l'éclaircissement des forêts par les coupes (surtout par des coupes totales), est d'ailleurs vu comme une pratique pouvant favoriser

l'augmentation de la densité en nerprun bourdaine d'un site (J. Tremblay, tech. f, communication personnelle, 2015). En effet, les petits plants de nerprun bourdaine, pouvant persister en sous-bois pendant plusieurs années, réussissent à obtenir la lumière nécessaire pour entamer leur croissance. Ces résultats ont donc beaucoup d'incidence dans la gestion des plantations et des forêts puisque des pratiques sylvicoles non adaptées à la situation d'envahissement du nerprun bourdaine peuvent entraîner une augmentation de densité de l'espèce.

Les autres variables n'ont pu expliquer le recouvrement du nerprun bourdaine. Alors qu'il est généralement admis que l'espèce a une préférence pour les sites modérément à très humide, la méthode n'a pas trouvée de lien entre le drainage du sol et le recouvrement du nerprun bourdaine. Plusieurs études se sont d'ailleurs penchées sur la question. L'étude de Wingard (2007) a conclu que les bas de pente, généralement associés à un mauvais drainage, sont plus susceptibles d'être envahis par le nerprun bourdaine que les hauts de pente, qui sont plus secs. Également, une modélisation de la distribution spatiale du nerprun bourdaine au nord-ouest de l'Ohio et au Michigan (É-U), a trouvé un lien entre le nerprun bourdaine et la variable de la hauteur par rapport à la rivière, identifiant les zones humides de la région comme plus à risque d'être envahies (Zmijewski, 2013). Finalement, une étude de l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine dans les Cantons-de-l'Est conclue qu'il y aurait vraisemblablement un lien entre le nerprun bourdaine et sa préférence pour les sites humides et mal drainés (Schoeb *et al.*, 2012). En effet, des végétaux caractéristiques des milieux humides, comme le gadelier lacustre (*Ribes lacustre (Pers.) Poir.*), les mousses et l'aulne rugueux (*Alnus rugosa (Du Roi) Spreng.*), s'avéreraient être des espèces compagnes du nerprun bourdaine, et donc plus abondantes en sa présence. Cela démontre que le nerprun bourdaine pourrait être positivement influencé par ce type de drainage. D'autres espèces comme le hêtre à grandes feuilles et le frêne blanc, associées aux sols modérément bien drainés, étaient moins présentes lorsque le nerprun bourdaine était présent. En somme, l'absence de lien pour la variable du drainage du sol dans la présente étude pourrait s'expliquer par le

manque de variabilité au niveau de cette variable dans les données, puisque la grande majorité des sites se retrouvaient dans seulement deux classes de drainage. Les résultats auraient pu être différents si on avait utilisé comme variable l'indice topographique d'humidité ou la hauteur de la nappe phréatique plutôt que le drainage du sol. De plus, l'utilisation des données de l'inventaire écoforestier dans le cas des variables du drainage du sol, mais aussi de la hauteur et la densité du peuplement (pour les placettes n'ayant pas d'informations dans les PAFS), permettent seulement d'obtenir des données à l'échelle du peuplement, alors qu'il existe une grande variabilité à l'échelle plus locale. Ces variables sont également catégoriques et non continues et sujettes à la subjectivité du photo-interprète ou au technicien forestier lors de la prise de données, ce qui peut introduire également davantage d'erreur dans les modèles. Des interactions entre les variables auraient pu être testées, mais compte tenu que le modèle n'était déjà pas très significatif, cela n'a pas été vu comme nécessaire. De plus, d'autres méthodes statistiques mériteraient d'être testées utilisant le modèle de régression logistique, tel que réalisé par Wingard (2007) et Zmijewski (2013) dans leur étude sur l'habitat préférentiel du nerprun bourdaine, ainsi que le partitionnement de variation.

Devant l'absence de liens significatifs forts entre le recouvrement et les quatre variables environnementales, on estime le nerprun bourdaine comme étant une espèce assez «généraliste», comme bien des espèces exotiques envahissantes, comme le notait aussi d'autres auteurs dans le cas du nerprun bourdaine (Schoeb *et al.*, 2012). L'espèce peut s'adapter et se retrouver dans un éventail de sites sous plusieurs conditions environnementales, ce qui rend plus difficile la modélisation de sa distribution. C'est entre autres le cas du brome des toits *Bromus tectorum* L., une espèce «généraliste» dont la distribution est plus difficile à modéliser que des espèces spécialistes, comme *Tamarix chinensis* Lour. Et *Poa pratensis* L. à cause de la capacité du brome des toits de persister dans plusieurs types d'environnements (Chong *et al.*, 2006; Evangelista *et al.*, 2008).

Afin de raffiner la cartographie par télédétection, il aurait été possible d'intégrer à la méthode de démixage spectral linéaire le modèle le plus parcimonieux (le modèle 15 qui comporte la densité du peuplement), en utilisant les données de densité du peuplement du quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (Anonyme, 2011). Néanmoins, cela n'a pas été réalisé puisque le modèle à l'étude n'a pas permis d'expliquer suffisamment le recouvrement du nerprun bourdaine. Puisque le modèle le plus explicatif ne comportait qu'une variable, et que celle-ci est présente sur l'ensemble du territoire, il n'était pas pertinent de réaliser une modélisation à l'échelle du paysage, puisqu'il n'y aura pas la possibilité d'absence de nerprun bourdaine. De plus, la grande majorité des valeurs de densité du peuplement de l'échantillonnage provenait des plans d'aménagement forestier (PAF) qui sont réalisés entièrement par des ingénieur-es et technicien-nes forestiers sur le terrain et dont les résultats sont beaucoup plus fins et fiables que les feuillets écoforestiers, réalisés en grande partie par photo-interprétation.

En complément à l'utilisation de la télédétection dans la cartographie de la distribution spatiale du nerprun bourdaine, il serait important de documenter et de réaliser le suivi de la présence de l'espèce envahissante directement lors de la réalisation des plans d'aménagement forestier (PAF) ou de traitements sylvicoles. Cela constituerait des données très pertinentes pour améliorer la cartographie et le suivi de l'espèce, ainsi que pour prendre de meilleures décisions lors de la planification.

5. Conclusion

L'objectif de la cartographie du nerprun bourdaine en Estrie a été partiellement atteint grâce à une méthode de démixage spectral effectuée sur une série temporelle d'images Landsat8 (OLI) en *NDVI*, exploitant la phénologie particulière de l'espèce. L'étude s'est déroulée exclusivement sur des terres privées, dans deux secteurs d'étude représentatifs de la forêt feuillue et mixte de l'Estrie. Plutôt que de détecter l'espèce, la cartographie réalisée permet de cerner les peuplements fortement envahis par le nerprun bourdaine, si l'espèce se trouvait suffisamment abondante dans un pixel pour en influencer la réponse spectrale. L'utilisation d'une image du capteur SPOT-7 de résolution spatiale plus fine n'a pas permis de réaliser une cartographie plus précise de l'envahissement compte tenu de la date d'acquisition qui n'était pas optimale.

Du point de vue des connaissances écologiques sur l'espèce, la variable la plus importante pour expliquer la présence du nerprun bourdaine, bien que peu significative, était la densité du peuplement. Cela concorde avec plusieurs études antérieures qui établissaient un lien entre l'ouverture la voûte forestière (notamment par les coupes forestières) et la hausse du recouvrement en nerprun. Néanmoins, en l'absence de liens forts entre les variables et le recouvrement en nerprun, l'espèce est considérée comme étant «généraliste», et donc apte à s'établir dans une panoplie de conditions environnementales. Compte tenu de cette caractéristique de l'espèce, et de sa présence toujours plus accrue dans les territoires à l'étude, davantage d'impacts négatifs dans le milieu forestier de la région sont à prévoir.

Afin de contrôler l'envahissement, il est nécessaire d'agir le plus tôt possible lorsque l'envahissement est constaté, et en ce sens, la télédétection offre la possibilité de déterminer des zones à risque, de réaliser un suivi temporel de la progression de l'envahissement d'un territoire, ainsi que de faire la détection sur des territoires moins accessibles. Évidemment, davantage de recherche est nécessaire dans ce domaine, tant

au niveau de la compréhension de l'écologie de l'espèce, pour comprendre entre autre les dynamiques d'envahissement, qu'au niveau des travaux sylvicoles adaptés lors de l'établissement de plantations.

Références

- Albright, T. P., et Ode, D. J. (2011). Monitoring the dynamics of an invasive emergent macrophyte community using operational remote sensing data. *Hydrobiologia*, 661(1), 469-474.
- Anonyme. (2011). Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional 2005-2015. from Ministère des forêts de la faune et des parcs du Québec
- Anonyme. (2012). Regard sur la forêt : Région de l'Estrie (pp. 4): Agence de mise en valeur de la forêt privée.
- Anonyme. (2013). Spot 6 & Spot 7 Imagery user guide *Technical Documents* (pp. 120 p.): Astrium.
- Anonyme. (S.d.). *Frangula alnus* (shrub). from Global invasive species database <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=810>
- AnonymeA. (2015). Sentinelle : Outil de détection des espèces exotiques envahissantes. from Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la lutte aux changements climatiques <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/especes-exotiques-envahissantes/sentinelle.htm>
- AnonymeB. (2015). The plants database. from U.S. Department of Agriculture <http://plants.usda.gov>
- AnonymeC. (2015). USGS Global Visualization Viewer. from U.S Geological Survey <http://glovis.usgs.gov/>
- AnonymeD. (2015). Données numériques d'élévation du Canada. from Géogratis <http://geogratis.cgdi.gc.ca/>
- Ashton, I. W., Hyatt, L. A., Howe, K. M., Gurevitch, J., et Lerdau, M. T. (2005). Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications*, 15(4), 1263-1272.
- Asner, G. P., Hughes, R. F., Vitousek, P. M., Knapp, D. E., Kennedy-Bowdoin, T., Boardman, J., Martin, R. E., Eastwood, M., et Green, R. O. (2008). Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(11), 4519-4523.
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Kennedy-Bowdoin, T., Jones, M. O., Martin, R. E., Boardman, J., et Hughes, R. F. (2008). Invasive species detection in Hawaiian rainforests using airborne imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 1942-1955.
- Baty, F., Ritz, C., Charles, S., Brutsche, M., Flandrois, J.-P., et Delignette-Muller, M.-L. (2015). A toolbox for Nonlinear Regression in R: The Package nlstools. *Journal of Statistical Software*, 66(5).

- Becker, R. H., Zmijewski, K. A., et Crail, T. (2012). Seeing the forest for the invasives: mapping buckthorn in the Oak Openings. *Biological Invasions*, 15(2), 315-326.
- Brooks, M. L., D'antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., et Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54(7), 677-688.
- Burnham, K. M., et Lee, T. D. (2009). Canopy gaps facilitate establishment, growth, and reproduction of invasive *Frangula alnus* in a *Tsuga canadensis* dominated forest. *Biological Invasions*, 12(6), 1509-1520.
- Campbell, J. B., et Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing* (5 ed.). New York, É-U.: Guilford Press.
- Catling, P. M., et Porebski, Z. S. (1994). The History of Invasion and Current Status of Glossy Buckthorn, *Rhamnus-Frangula*, in Southern Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 108(3), 305-310.
- Chong, G. W., Otsuki, Y., Stohlgren, T. J., Guenther, D., Evangelista, P., Villa, C., et Waters, A. (2006). Evaluating plant invasions from both habitat and species perspectives. *Western North American Naturalist*, 66(1), 92-105.
- Converse, C. K. (1984). Element stewardship abstract for *Rhamnus cathartica*, *Rhamnus frangula* (syn. *Frangula alnus*). *The Nature Conservancy, Arlington*, 14.
- Cunard, C., et Lee, T. D. (2009). Is patience a virtue? Succession, light, and the death of invasive glossy buckthorn (*Frangula alnus*). *Biological Invasions*, 11(3), 577-586.
- Dawson, M. (2002). Plant quarantine: a tool for preventing the introduction and spread of alien species harmful to plants *Alien Invaders in Canada's Waters, Wetlands and Forests*. (pp. 243-251). Ottawa: Canadian Forest Service, Science Branch.
- Dobigeon, N., Altmann, Y., Brun, N., et Moussaoui, S. (2016). Linear and nonlinear unmixing in hyperspectral imaging *Resolving spectral mixtures - With application from ultrafast spectroscopy to super-resolution imaging* (pp. 45): Elsevier.
- Domac, A., et Süzen, M. (2006). Integration of environmental variables with satellite images in regional scale vegetation classification. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7), 1329-1350.
- Domaç, A., Zeydanli, U., Yeşilnacar, E., et Süzen, M. L. (2004). *Integration and usage of indices, feature components and topography in vegetation classification for regional biodiversity assessment*. Paper presented at the 20th ISPRS Congress, Istanbul, Turkey.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6(6), 503-523.
- Environnement Canada. (2016). Données climatiques historiques : Rapport de données mensuelles. Retrieved 2016, from Gouvernement du Canada <http://climat.meteo.gc.ca/>

- Eriksson, H. M., Eklundh, L., Kuusk, A., et Nilson, T. (2006). Impact of understory vegetation on forest canopy reflectance and remotely sensed LAI estimates. *Remote Sensing of Environment*, 103(4), 408-418.
- Evangelista, P. H., Kumar, S., Stohlgren, T. J., Jarnevich, C. S., Crall, A. W., Norman III, J. B., et Barnett, D. T. (2008). Modelling invasion for a habitat generalist and a specialist plant species. *Diversity and Distributions*, 14(5), 808-817.
- Fagan, M. E., et Peart, D. R. (2004). Impact of the invasive shrub glossy buckthorn (*Rhamnus frangula* L.) on juvenile recruitment by canopy trees. *Forest Ecology and Management*, 194(1-3), 95-107.
- Frappier, B., Eckert, R. T., et Lee, T. D. (2003). Potential impacts of the invasive exotic shrub *Rhamnus frangula* L. (glossy buckthorn) on forests of southern New Hampshire. *Northeastern Naturalist*, 10(3), 277-296.
- Frappier, B., Eckert, R. T., et Lee, T. D. (2004). Experimental removal of the non-indigenous shrub *Rhamnus frangula* (glossy buckthorn): Effects on native herbs and woody seedlings. *Northeastern Naturalist*, 11(3), 333-342.
- Fuller, D. (2005). Remote detection of invasive *Melaleuca* trees (*Melaleuca quinquenervia*) in South Florida with multispectral IKONOS imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 26(5), 1057-1063.
- Gao, Y., et Zhang, W. (2008). Comparison test and research progress of topographic correction on remotely sensed data. *Geogr. Res*, 27, 467-477.
- Ghioca-Robrecht, D. M., Johnston, C. A., et Tulbure, M. G. (2008). Assessing the use of multiseason Quickbird imagery for mapping invasive species in a Lake Erie coastal marsh. *Wetlands*, 28(4), 1028-1039.
- Gordon, D. R. (1998). Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida. *Ecological Applications*, 8(4), 975-989.
- Groeneveld, D., et Watson, R. (2008). Near-infrared discrimination of leafless saltcedar in wintertime Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing*, 29(12), 3577-3588.
- Haber, E. (2002). Spread and impact of alien plants across Canadian landscapes *Alien invaders in Canada's waters, wetlands and forests* (pp. 43-57). Ottawa, ON: Canadian Forest Service.
- Hébert, F., et Thiffault, N. (2014). Le nerprun bourdaine: un envahisseur exotique qui menace l'établissement des plantations. *Canadian Field-Naturalist*, 108, 305-310.
- Hejda, M., Pyšek, P., et Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393-403.
- Heneghan, L., Clay, C., et Brundage, C. (2002). Rapid decomposition of buckthorn litter may change soil nutrient levels. *Ecological Restoration*, 20(2), 108-111.

- Huang, C. Y., et Asner, G. P. (2009). Applications of remote sensing to alien invasive plant studies. *Sensors (Basel)*, 9(6), 4869-4889.
- Hulme, P. E. (2007). Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. *Biodiversity under threat*, 25, 56.
- Kim, S., Hinckley, T., et Briggs, D. (2009). *Classifying tree species using structure and spectral data from LIDAR*. Paper presented at the ASPRS/MAPPS 2009 Specialty Conference.
- Knight, E. J., et Kvaran, G. (2014). Landsat-8 operational land imager design, characterization and performance. *Remote Sensing*, 6(11), 10286-10305.
- Koning, C. O., et Singleton, R. (2013). Effects of Moderate Densities of Glossy Buckthorn on Forested Plant Communities in Southwest New Hampshire, USA. *Natural Areas Journal*, 33(3), 256-263.
- Kuusik, A., Lang, M., et Nilson, T. (2004). Simulation of the reflectance of ground vegetation in sub-boreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126(1), 33-46.
- Laliberté, F., Gauthier, J., Boileau, J. F., et Chauvette, B. (2015). Portrait de la forêt naturelle et des enjeux écologiques de l'Estrie. 114 p.
- Lee, T. D., et Thompson, J. H. (2012). Effects of logging history on invasion of eastern white pine forests by exotic glossy buckthorn (*Frangula alnus* P. Mill.). *Forest Ecology and Management*, 265, 201-210.
- Loehle, C. (2003). Competitive displacement of trees in response to environmental change or introduction of exotics. *Environmental Management*, 32(1), 106-115.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., et Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- Mazerolle, M. J. (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, 27(2), 169-180.
- Mazerolle, M. J. (2016). AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c) (Version 2.0-4). Retrieved from <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>
- McNeely, J. A., Mooney, H. A., Neville, L. E., Schei, P., et Wagge, J. K. (2001). *A global strategy on invasive alien species* Gland, Switzerland, Cambridge, UK: IUCN.
- Mishra, N., Haque, M. O., Leigh, L., Aaron, D., Helder, D., et Markham, B. (2014). Radiometric Cross Calibration of Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and

- Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+). *Remote Sensing*, 6(12), 12619-12638.
- Nagel, L. M., Corace, R. G., et Storer, A. J. (2008). An Experimental Approach to Testing the Efficacy of Management Treatments for Glossy Buckthorn at Seney National Wildlife Refuge, Upper Michigan. *Ecological Restoration*, 26(2), 136-142.
- Nantel, P., Claudi, R., et Muckle-Jeffs, E. (2002). Alien invaders in Canada's waters, wetlands and forests (pp. 320). Ottawa (Ontario): Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Administration centrale, Direction générale des sciences.
- Narumalani, S., Mishra, D. R., Wilson, R., Reece, P., et Kohler, A. (2009). Detecting and mapping four invasive species along the floodplain of North Platte River, Nebraska. *Weed Technology*, 23(1), 99-107.
- Nedeljkovic, I. (2004). Image classification based on fuzzy logic. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 34(Part XXX), 685.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., et Suggests, M. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10.
- Pauchard, A., Garcia, R. A., Pena, E., Gonzalez, C., Cavieres, L. A., et Bustamante, R. O. (2008). Positive feedbacks between plant invasion and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, 10(4), 547-553.
- Pejchar, L., et Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504.
- Peltoniemi, J. I., Kaasalainen, S., Näränen, J., Rautiainen, M., Stenberg, P., Smolander, H., Smolander, S., et Voipio, P. (2005). BRDF measurement of understory vegetation in pine forests: dwarf shrubs, lichen, and moss. *Remote Sensing of Environment*, 94(3), 343-354.
- Peterson, E. (2005). Estimating cover of an invasive grass (*Bromus tectorum*) using tobit regression and phenology derived from two dates of Landsat ETM+ data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(12), 2491-2507.
- Peterson, E. B. (2008). Invasion of the exotic grasses: mapping their progression via satellite *Shrublands under fire: disturbance and recovery in a changing world. Usda Forest Service Rocky Mountain research station proceedings* (pp. 33-39). Cedar City, UT: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Pimentel, D., Zuniga, R., et Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), 273-288.

- Pontius, J. R. G., et Millones, M. (2011). Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32(15), 4407-4429.
- Possessky, S. L., Williams, C. E., et Moriarity, W. J. (2000). Glossy buckthorn, *Rhamnus frangula* L.: A threat to riparian. plant communities of the northern Allegheny Plateau (USA). *Natural Areas Journal*, 20(3), 290-292.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., et Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737.
- Raizada, P., Raghubanshi, A., et Singh, J. (2008). Impact of invasive alien plant species on soil processes: a review. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India-Section B: Biological Sciences*, 78(4), 288-298.
- Rautiainen, M., Suomalainen, J., Möttöus, M., Stenberg, P., Voipio, P., Peltoniemi, J., et Manninen, T. (2007). Coupling forest canopy and understory reflectance in the Arctic latitudes of Finland. *Remote Sensing of Environment*, 110(3), 332-343.
- Ray, T. W., et Murray, B. C. (1996). Nonlinear spectral mixing in desert vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 55(1), 59-64.
- Reitberger, J., Krzystek, P., et Stilla, U. (2008). Analysis of full waveform LIDAR data for the classification of deciduous and coniferous trees. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1407-1431.
- Resasco, J., Hale, A., Henry, M., et Gorchoy, D. (2007). Detecting an invasive shrub in a deciduous forest understory using late-fall Landsat sensor imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 28(16), 3739-3745.
- Richards, J. A., et Jia, X. (2006). *Remote sensing digital image analysis* (Vol. 4). Berlin: Springer.
- Sankey, T., Dickson, B., Sesnie, S., Wang, O., Olsson, A., et Zachmann, L. (2014). WorldView-2 high spatial resolution improves desert invasive plant detection. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 80(9), 885-893.
- Saucier, J., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, J., Morneau, C., Richard, P., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A., et Morin, H. (2009). *Écologie forestière* (2 ed.). Québec: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie, Éditions Multimondes.
- Schoeb, J., Truax, B., et Gagnon, D. (2012). Le nerprun bourdaine: un envahisseur à la conquête des forêts du sud du Québec. *Progrès forestier, Printemps*, 8-12.
- Shouse, M., Liang, L., et Fei, S. (2013). Identification of understory invasive exotic plants with remote sensing in urban forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, 525-534.

- Sinclair, A., et Catling, P. (1999). The value of cutting in the management of glossy buckthorn (*Rhamnus frangula* L.). *Wetland Journal*, 11, 25-27.
- Somers, B., et Asner, G. P. (2012). Hyperspectral time series analysis of native and invasive species in Hawaiian rainforests. *Remote Sensing*, 4(9), 2510-2529.
- Somers, B., Cools, K., Delalieux, S., Stuckens, J., Van der Zande, D., Verstraeten, W. W., et Coppin, P. (2009). Nonlinear hyperspectral mixture analysis for tree cover estimates in orchards. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1183-1193.
- Stenberg, P., Mottus, M., et Rautiainen, M. (2008). Modeling the spectral signature of forests: Application of remote sensing models to coniferous canopies *Advances in land remote sensing* (pp. 147-171): Springer.
- Treitz, P., et Howarth, P. (2000). Integrating spectral, spatial, and terrain variables for forest ecosystem classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66(3), 305-318.
- Trombulak, S. C., et Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.
- Tuanmu, M.-N., Viña, A., Bearer, S., Xu, W., Ouyang, Z., Zhang, H., et Liu, J. (2010). Mapping understory vegetation using phenological characteristics derived from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 114(8), 1833-1844.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127-150.
- Ustin, S. L., DiPietro, D., Olmstead, K., Underwood, E., et Scheer, G. (2002). *Hyperspectral remote sensing for invasive species detection and mapping*. Paper presented at the Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2002. IGARSS'02. 2002 IEEE International.
- Viana, H., et Aranha, J. (2010). *Mapping invasive species (Acacia dealbata Link) using ASTER/TERRA and Landsat 7 ETM+ imagery*. Paper presented at the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., et Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84(5), 468-478.
- Wilfong, B. N., Gorchov, D. L., et Henry, M. C. (2009). Detecting an invasive shrub in deciduous forest understories using remote sensing. *Weed Science*, 57(5), 512-520.
- Williams, C. E., et Krock, S. L. (2012). Patchy Invasion of Riparian Savannas by *Rhamnus frangula* L. (Rhamnaceae) in Northwestern Pennsylvania: Is Soil Drainage a Factor? *Castanea*, 77(4), 318-326. doi: 10.2179/11-049
- Wingard, H. S. (2007). *Invasion of transition hardwood forests by exotic Rhamnus frangula: Chronology and site requirements*. (Maîtrise), University of New Hampshire.

- Xie, Y., Sha, Z., et Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of plant ecology*, 1(1), 9-23.
- Zhang, L., Li, D., Tong, Q., et Zheng, L. (1998). Study of the spectral mixture model of soil and vegetation in PoYang Lake area, China. *International Journal of Remote Sensing*, 19(11), 2077-2084.
- Zmijewski, K. A. (2013). *Connecting the dots: Remote sensing of Glossy and Common Buckthorn (Frangula alnus and Rhamnus cathartica) in the Oak Openings Region of Northwest Ohio*. (Master of Science), University of Toledo.

