

Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Scirpe de Long *Scirpus longii*

au Canada



PRÉOCCUPANTE
2017

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le scirpe de Long (*Scirpus longii*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xvii + 69 p. (<http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=24F7211B-1>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEWIC. 1994. COSEWIC assessment and status report on the Long's Bulrush *Scirpus longii* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 27 pp.

Hill, N. 1994. COSEWIC assessment and status report on the Long's Bulrush *Scirpus longii* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada *in* COSEWIC assessment and status report on the Long's Bulrush *Scirpus longii* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 27 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie le Centre de données sur la conservation du Canada atlantique (Sean Blaney) d'avoir rédigé le rapport de situation sur le scirpe de Long (*Scirpus longii*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Bruce Bennett et Jana Vamosi, coprésidents du Sous-comité de spécialistes des plantes vasculaires du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125

Télec. : 819-938-3984

Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Long's Bulrush *Scirpus longii* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :

Scirpe de Long — Photo : Sean Blaney, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2017.

N° de catalogue CW69-14/48-2017F-PDF

ISBN 978-0-660-09266-9



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – avril 2017

Nom commun

Scirpe de Long

Nom scientifique

Scirpus longii

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Cette plante des milieux humides, longévive et vulnérable à l'échelle mondiale, est confinée au Canada à une petite région de la Nouvelle-Écosse, qui abrite près de la moitié de la population mondiale. L'espèce est de plus en plus menacée par la compétition et l'ombrage exercés par le nerprun bourdaine, espèce envahissante, ainsi que par des arbustes indigènes. L'extraction de tourbe pourrait être une menace dans le futur. La reproduction sexuée limitée et l'hybridation pourraient également réduire la survie de ce carex.

Répartition

Nouvelle-Écosse

Historique du statut

Espèce désignée « préoccupante » en avril 1994. Réexamen et confirmation du statut en avril 2017.



COSEPAC Résumé

Scirpe de Long *Scirpus longii*

Description et importance de l'espèce sauvage

Le scirpe de Long est un carex vivace robuste qui pousse dans les tourbières. Il produit des plaques clonales circulaires de pousses végétatives à partir de rhizomes souterrains robustes. Les tiges florifères, peu fréquemment produites dans la plupart des occurrences, sont longues de 100 à 180 cm et se terminent par une inflorescence fortement ramifiée comprenant jusqu'à 1 000 épillets, chacun composé de jusqu'à 60 fleurs minuscules prenant une apparence laineuse à maturité. L'inflorescence est sous-tendue par trois bractées foliacées, qui sont de couleur foncée et collantes à leur base. Le scirpe de Long se distingue des espèces apparentées cooccurrentes par ses bractées, ses rhizomes épais, sa grande taille ainsi que ses fruits brun-rouge (akènes semblables à des graines).

Le scirpe de Long est considéré comme vulnérable (G2G3) à l'échelle mondiale et possède une aire de répartition mondiale restreinte, et une responsabilité élevée pour la conservation de cette espèce incombe au Canada. Les occurrences canadiennes (46+ % des occurrences mondiales) se trouvent dans un paysage beaucoup moins perturbé que la plupart des occurrences des États-Unis, et elles pourraient revêtir une importance particulière parce qu'elles se trouvent à la limite nord de l'aire de répartition mondiale de l'espèce. Le scirpe de Long fait partie des nombreuses plantes de la plaine côtière de l'Atlantique rares au Canada qui comptent une population isolée et sont d'intérêt public dans le sud de la Nouvelle-Écosse. Le scirpe de Long est localement dominant dans des tourbières, et la longévité impressionnante de ses clones, qui peuvent vivre plus de 400 ans, est souvent mentionnée dans les interprétations de la nature portant sur la flore de la plaine côtière de l'Atlantique.

Répartition

Le scirpe de Long a une aire de répartition mondiale limitée, qui s'étend depuis le sud du New Jersey, aux États-Unis, jusque dans le sud de la Nouvelle-Écosse, au Canada. Aucune mention ne se trouve à plus de 70 km de la côte. Les occurrences historiques de l'espèce au Connecticut et dans l'État de New York ont été détruites par le développement, ce qui a créé un trou de près de 300 km dans l'aire de répartition, entre le New Jersey et l'est de la Nouvelle-Angleterre, au Rhode Island, dans le sud du New Hampshire et dans le sud du Maine. Au Canada, 37 sous-populations sont connues dans une zone de 94 km sur

90 km dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, où tout porte à croire qu'il existe encore de nombreuses occurrences non découvertes.

Habitat

Le scirpe de Long pousse dans les tourbières dégagées, mouillées, acides, pauvres en éléments nutritifs et présentant une couverture limitée d'arbustes et d'arbres plus hauts que les pousses de l'espèce. L'espèce se rencontre particulièrement fréquemment dans les grandes tourbières inondées une partie de l'année par les ruisseaux, les rivières et les lacs adjacents, et les sous-populations sont généralement particulièrement grandes dans ces milieux, mais l'espèce est aussi observée dans des tourbières éloignées des cours et plans d'eau, le plus souvent dans des zones mouillées une partie de l'année où la biomasse sur pied est faible.

Biologie

Le scirpe de Long est une espèce clonale vivace. Il se reproduit principalement par voie végétative au moyen de ses rhizomes, et ses clones peuvent avoir une très longue durée de vie, l'âge de certains grands clones étant estimé à plusieurs centaines d'années. La floraison est peu fréquente dans la plupart des sous-populations, et celle-ci est souvent induite par des perturbations telles que les incendies et la consommation des rhizomes par le rat musqué. L'espèce fleurit à la fin mai et en juin. Le pollen est dispersé par le vent, et peut-être aussi par les insectes. Le système de reproduction de l'espèce n'a pas été étudié, et on ignore si celle-ci est autocompatible. Les akènes arrivent à maturité au milieu ou à la fin de l'été et peuvent tout de suite germer. La germination des graines et l'établissement des semis sont limités, sauf en conditions écologiques atypiques, notamment lorsque les incendies réduisent la couverture de plantes et de litière. Les graines sont dispersées par le vent et par l'eau, principalement à la fin de l'été et en automne, et même jusqu'en hiver lorsque les tiges demeurent sur pied. La dispersion des graines par les oiseaux aquatiques, par voies interne ou externe, pourrait être importante pour la dispersion sur de longues distances. Il est probable que les individus mettent plusieurs années pour arriver à maturité, mais la floraison a été observée chez des individus de moins de un an au New Jersey. Le maintien à long terme de graines du scirpe de Long dans le réservoir de semences du sol pourrait être important étant donné la faible fréquence de la floraison et la faible fréquence potentielle des perturbations qui favorisent l'établissement des semis. La fragmentation des rhizomes par la glace ou par le rat musqué semble être importante pour la dispersion de l'espèce le long des cours d'eau, mais elle se produit probablement peu fréquemment dans les tourbières éloignées de cours d'eau.

Taille et tendances des populations

Il est difficile de quantifier la taille de la population, car il est complexe de déterminer le nombre d'individus matures. La population canadienne connue est évaluée à 2 700 clones contenant 718 000 pousses, et le nombre d'individus matures devant être utilisé aux fins de l'évaluation de la situation de l'espèce se rapproche davantage de 2 700.

Il est probable que les occurrences qui n'ont pas encore été découvertes dans le sud de la Nouvelle-Écosse renferment un nombre de clones et de pousses au moins équivalent à celui déjà connu.

La population canadienne semble être relativement stable. Toutes les sous-populations recensées dans le rapport de situation précédent existent encore, et aucune d'elle ne semble avoir subi de déclin considérable, sauf peut-être une. Le nerprun bourdaine, la succession végétale et peut-être les effets localisés des véhicules tout-terrain ou du développement causeront probablement des déclins de faible ampleur au cours des prochaines décennies.

Menaces et facteurs limitatifs

Les principales menaces qui pèsent sur le scirpe de Long ont une évolution lente ou sont limitées sur le plan spatial. L'ombre créée par le nerprun bourdaine, espèce exotique envahissante, ne constitue pas encore une menace importante, mais elle représente la menace de la plus grande ampleur et la plus répandue à court terme, puisque 20 des 37 sous-populations se trouvent à moins de 15 km de sites où cette espèce envahissante est présente. Le nerprun bourdaine pousse tout juste en bordure d'au moins 4 de ces 20 sous-populations, et on peut s'attendre à ce qu'il se soit propagé à l'ensemble de l'aire de répartition canadienne du scirpe de Long (mais pas nécessairement dans tous les milieux occupés par l'espèce) d'ici une période correspondant à une à trois fois la durée présumée d'une génération du scirpe de Long.

L'hybridation du scirpe de Long avec le scirpe souchet, espèce indigène beaucoup plus abondante, a été constatée dans deux des cinq sous-populations ayant fait l'objet d'analyses génétiques, et on estime qu'elle représente une menace continue pour l'intégrité génétique du scirpe de Long. Cette menace est accentuée par la présence accrue du scirpe souchet dans les sites perturbés, comme les fossés des chemins forestiers, mais la longévité des clones du scirpe de Long et la floraison peu fréquente de ceux-ci limitent considérablement l'immédiateté de cette menace. L'inondation des berges causée par l'aménagement de barrages hydroélectriques a sans aucun doute causé la disparition de sous-populations de 1900 à 1950, mais on ne prévoit pas que cette activité fera d'autres dommages à court terme. L'utilisation de véhicules tout-terrain et la succession végétale constituent des menaces pour certaines sous-populations. L'extraction de tourbe pourrait devenir une menace dans le futur.

La faible fréquence de la floraison, qui fait en sorte que la production de graines, la dispersion de celles-ci et l'établissement de semis sont limités, représente un facteur limitatif. On ignore exactement dans quelle mesure la fréquence de la floraison a diminué au Canada par rapport à ce qu'elle était avant la colonisation européenne, à cause de la suppression anthropique des incendies et d'autres facteurs.

Protection, statuts et classements

Le scirpe de Long est désigné espèce préoccupante aux termes de l'annexe 3 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, et espèce vulnérable aux termes de l'*Endangered Species Act* de la Nouvelle-Écosse, mais ces deux désignations confèrent une protection limitée à l'espèce. Le scirpe de Long est protégé dans une certaine mesure par les lois sur les espèces en péril des États du New Jersey, du Rhode Island, du New Hampshire et du Massachusetts. Il est considéré comme une espèce préoccupante au Connecticut, où il est présumé disparu. NatureServe a attribué à l'espèce les cotes de G2G3 (en péril à vulnérable) à l'échelle mondiale, de N2 (en péril) aux États-Unis, de N2N3 (en péril à vulnérable) au Canada, de SX (présumée disparue) dans l'État de New York, de SH (potentiellement disparue) au Connecticut, de S1 (gravement en péril) au Rhode Island et au New Hampshire, de S2 (en péril) au New Jersey, au Massachusetts et au Maine et de S2S3 (en péril à vulnérable) en Nouvelle-Écosse.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Scirpus longii

Scirpe de Long

Long's Bulrush

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Nouvelle-Écosse

Données démographiques

| | |
|--|--|
| Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population; indiquez si une méthode d'estimation de la durée d'une génération autre que celle qui est présentée dans les lignes directrices de l'UICN [2011] est utilisée) | 6 à 10 ans Les semis peuvent fleurir à l'âge de 6 mois. On estime que de nouveaux clones sont produits par division du rhizome tous les 8 ans, et que la longévité des segments de rhizome est de 15 ans (Hill, 1994). |
| Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? | Oui, certains déclinés projetés. On prévoit que les effets du nerprun bourdaine, espèce exotique envahissante, de la succession végétale et peut-être des dommages causés par les VTT et le développement entraîneront des déclinés lents et/ou localisés. |
| Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations]. | Probablement moins de 10 %, et potentiellement beaucoup moins. Les déclinés causés par l'ombre créée par le nerprun bourdaine, espèce exotique, et la succession végétale devraient être lents (rhizomes très persistants, croissance des arbres lente dans les tourbières), et ce facteur pourrait être de portée faible ou nulle dans les tourbières les plus dégagées et les plus acides situées à l'écart des rivières et des lacs. |
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations]. | Aucun déclin observé. |
| Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations]. | Probablement moins de 10 %, et potentiellement beaucoup moins. Les déclinés causés par l'ombre créée par le nerprun bourdaine, espèce exotique, et la succession végétale devraient être lents (rhizomes très persistants, croissance des arbres lente dans les tourbières), et ce facteur pourrait être de portée faible ou nulle dans les tourbières les plus dégagées et les plus acides situées à l'écart des rivières et des lacs. |

| | |
|---|---|
| Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur. | Déclins futurs inférés. Aucun déclin considérable observé au cours des 3 dernières générations. Faibles déclins futurs inférés, probablement de l'ordre de moins de 10 %, et potentiellement beaucoup moins. Voir justification ci-dessus. |
| Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? | Nerprun bourdaine et succession végétale a. Réversibles à l'échelle des sites, mais en pratique difficilement réalisable à l'échelle de l'aire de répartition b. Comprises de façon générale, mais certains éléments précis demeurent peu compris c. N'ont pas cessé |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? | Non |

Information sur la répartition

| | |
|---|---|
| Superficie estimée de la zone d'occurrence | 4 862 km ² Il y a de fortes probabilités que des occurrences n'aient pas encore été découvertes, ce qui ferait augmenter cette valeur (voir la section Activités et méthodes d'échantillonnage) |
| Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). | 272 km ² D'après les occurrences connues seulement; les occurrences non découvertes pourraient représenter 48 km ² (probabilités de 95 %), le plus probablement au moins ~136 km ² , et potentiellement une valeur bien plus élevée, de sorte que l'IZO pourrait être supérieur à 500 km ² (voir la section Zone d'occurrence et zone d'occupation et Activités et méthodes d'échantillonnage) |
| La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce? | a. Non b. Non |
| Nombre de localités* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant) | 37 Chaque sous-population est considérée comme une localité distincte. |

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [IUCN](#) (février 2014; en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

| | |
|---|---|
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence? | Probablement pas. Des déclinés pourraient se produire dans le futur, mais on prévoit seulement des déclinés limités touchant de petites sous-populations, et ces déclinés n'auraient probablement pas d'incidence sur la zone d'occurrence, particulièrement vu l'existence possible de sous-populations non découvertes. |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? | Peut-être (prévu). Il pourrait se produire certains déclinés localisés qui entraîneraient un déclin de l'IZO, si on se fie à la très petite taille de 13 des 37 sous-populations et aux effets de l'ombre créée par le nerprun bourdaine ou la succession végétale, ou à l'effet d'autres facteurs. La reproduction sexuée limitée donne à penser que les déclinés pourraient ne pas être compensés par l'établissement de nouveaux individus. |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations? | Peut-être (prévu). Il pourrait se produire certains déclinés localisés si on se fie à la très petite taille de 13 des 37 sous-populations et aux effets de l'ombre créée par le nerprun bourdaine ou la succession naturelle, ou à l'effet d'autres facteurs. La reproduction sexuée limitée donne à penser que les déclinés pourraient ne pas être compensés par l'établissement de nouveaux individus. |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? | Peut-être (prévu). Certaines sous-populations (= localités) pourraient disparaître. |
| Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? | Oui (prévu). On prévoit un long déclin à long terme causé par l'invasion d'arbustes exotiques (nerprun bourdaine) et la succession végétale, ainsi que par l'absence de recrutement venant compenser ces effets. |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence? | Non |
| Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? | Non |

* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [IUCN](#) (février 2014; en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

| Sous-population (utilisez une fourchette plausible) | Nombre d'individus matures Le nombre d'individus matures se situe quelque part entre le nombre de clones et le nombre de pousses, mais il se rapproche sans doute davantage du nombre de clones (voir la section Abondance) |
|--|---|
| 1) Lac Smith | 3 clones; 355 pousses |
| 2) Lac Seven Mile | ~ 100? clones; prob. quelques dizaines de milliers de pousses |
| 3) Lac McGowan | 2 clones; ? pousses |
| 4) Ruisseau Barren Meadow | 7 clones; 145 pousses |
| 5) Lac Shingle | 215 clones; quelques dizaines de milliers de pousses |
| 6) Eel Weir Stillwater | 198+ clones [dénombrement probablement plutôt incomplet]; prob. des centaines de milliers de pousses, voire plus |
| 7) Lac Molega | 21 clones; ? pousses |
| 8) Rivière Wildcat | 100 clones; ~10 000 pousses |
| 9) Lac Hog | 13 clones; ? pousses |
| 10) Echo Lodge | 24 clones; ~360 pousses |
| 11) Lac Bull Moose | 7 clones; ? pousses |
| 12) Petit lac Rocky | 2 clones; ? pousses |
| 13) Premier lac Christopher | 2 clones; ? pousses |
| 14) ruisseau Eighteen Mile | Plusieurs centaines de clones; prob. des centaines de milliers de pousses |
| 15) Lac Moosehorn | 7 clones; quelques centaines de pousses |
| 16) Lac Ponhook | Environ 500? clones; prob. quelques dizaines de milliers à environ 50 000 pousses |
| 17) Baissière Murray + ruisseau Dean | 41 + plusieurs centaines de clones; 31 000 pousses |
| 18) Ruisseau Wentworth + ruisseau Hemlock | ~ 100 clones; 70 600 pousses [16 % du nombre total observé au sous-site du ruisseau Wentworth, d'après le taux d'hybridation; MacKay <i>et al.</i> (2010)] |
| 19) Parc national du Canada Kejimikujik – lacs Kejimikujik, George et Loon | 93-95 clones; quelques milliers de pousses |
| 20) Tourbière Dunraven Nord | 17 clones; ~500 pousses |
| 21) Baie Little Sixteen Mile | 1 clone; ? pousses |
| 22) Ruisseau Upper Great | 10 à 20 clones; ? pousses |
| 23) Lac Ten Mile | 4 à 5 clones; centaines de pousses |
| 24) Tourbière Six Mile | 1 clone; 1 pousse |
| 25) Ruisseau Lower Great | 1 clone; 13 pousses |
| 26) Ruisseau DeWolfe | 1 clone; 150-200 pousses |
| 27) Baissière Hagen | ~ 25 clones; milliers pousses |

| | |
|----------------------------|--|
| 28) Tourbière Dunraven Sud | 107 clones; ~1 500 pousses |
| 29) Lac Wilkins | 1 clone; ? pousses |
| 30) Rivière Tidney | Plusieurs centaines à 1 000+ clones; 120 000 pousses |
| 31) Tourbière Blue Hill | 100+ clones; ? pousses |
| 32) Ruisseau Bloody | ~ 20 clones; milliers de pousses |
| 33) Pré Quinns | ~ 100? clones; milliers de pousses |
| 34) Lac Gilfillan | 1 clone; ~400 pousses |
| 35) Lac de l'École | ~ 38 clones; ~1 500 pousses [15 % du nombre total observé, d'après le rapport individus purs/hybrides du <i>S. longii</i> , MacKay (comm. pers., 2016)] |
| 36) Rivière Quinan | 41 clones; 4 500 pousses |
| 37) Lac Wilsons | 45 clones; ? pousses |
| Total | Probablement plus de 10 000 individus (voir la section Abondance) ~2 700 clones; ~718 000 pousses dans les sites connus. La population doublerait probablement avec les sites qui n'ont pas encore été découverts (voir Activités et méthodes d'échantillonnage). Il est probable qu'aucune sous-population ne compte plus de 1 000 clones. |

Analyse quantitative

| | |
|---|---------------------------------------|
| La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans] | Sans objet. Aucune analyse effectuée. |
|---|---------------------------------------|

Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce? Oui (voir annexe 3). Participants : Nick Hill, Ron MacKay, Sean Blaney, David Mazerolle, Bruce Bennett, Jim Pojar et Dan Brunton

- i. Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes (UICN n° 8.1)
- ii. Espèces indigènes problématiques : a) hybridation avec le scirpe souchet, espèce en progression associée aux perturbations; b) concurrence associée à la succession végétale (UICN n° 8.2)
- iii. Suppression des incendies, qui permet la succession végétale et entraîne une absence de floraison et un manque de sites pour l'établissement (UICN n° 7.1)

Menaces mineures, passées ou futures potentielles

- iv. Barrages et autres modifications du niveau d'eau (UICN n° 7.2)
- v. Routes et voies ferrées (UICN n° 4.1)
- vi. Zones touristiques et récréatives (UICN n° 1.3)
- vii. Exploitation de mines et de carrières (extraction de tourbe) (UICN n° 3.2)
- viii. Activités récréatives (UICN n° 6.1)

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents?

- L'absence de reproduction sexuée dans la plupart des sous-populations limite le potentiel de dispersion par l'entremise des graines.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

| | |
|--|--|
| Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada | Maine (S2) – à 320 km New Hampshire (S1) – à 415 km Massachusetts (S2) – à 400 km |
| Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? | On ne sait pas. Possible, mais sans doute très peu fréquente. |
| Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada? | Probablement. Les conditions climatiques et écologiques sont très semblables. |
| Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? | Oui. Il y a de grandes superficies d'habitat apparemment propice qui ne sont pas occupées. |
| Les conditions se détériorent-elles au Canada?+ | Pas au point où cela nuirait considérablement à l'immigration de source externe. |
| Les conditions de la population source se détériorent-elles?* | Oui, dans une certaine mesure. |
| La population canadienne est-elle considérée comme un puits?* | Non |
| La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? | Non. L'espèce est rare dans tous les États américains. Toutes les sous-populations externes présentent une production de graines limitée et sont de l'autre côté d'une vaste étendue d'eau libre. |

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? Non

Statut

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1994. Réexamen et confirmation du statut en avril 2017.

Statut et justification de la désignation

| | |
|--|---|
| Statut : Préoccupante | Code alphanumérique : Sans objet. |
| Justification de la désignation Cette plante des milieux humides, longévive et vulnérable à l'échelle mondiale, est confinée au Canada à une petite région de la Nouvelle-Écosse, qui abrite près de la moitié de la population mondiale. L'espèce est de plus en plus menacée par la compétition et l'ombrage exercés par le nerprun bourdaine, espèce envahissante, ainsi que par des arbustes indigènes. L'extraction de tourbe pourrait être une menace dans le futur. La reproduction sexuée limitée et l'hybridation pourraient également réduire la survie de ce carex. | |

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :
Sans objet. Les déclins prévus sont inférieurs aux seuils.

+ Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe)

Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) :

Sans objet. Bien que la zone d'occurrence et l'IZO sont inférieurs aux seuils fixés pour la catégorie « en voie de disparition », que l'habitat de l'espèce connaît un lent déclin et que l'IZO pourrait subir des déclins, la population de l'espèce n'est pas gravement fragmentée et ne subit pas de fluctuations extrêmes en ce qui a trait à tous les sous-critères, et on croit qu'il existe plus de 10 localités.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :

Sans objet. Satisfait presque aux critères de la catégorie « espèce « menacée ». Le nombre d'individus matures est probablement supérieur aux seuils. Bien que le nombre d'individus le plus bas pourrait être de 2 700, le nombre réel d'individus est probablement supérieur au seuil de 10 000. Les sous-populations sont petites, et peu d'elles comptent plus de 1 000 individus, voire aucune d'elles.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) :

Sans objet. Le nombre d'individus matures et l'IZO sont supérieurs aux seuils. Aucune menace connue ne serait suffisamment grave pour faire en sorte que l'espèce devienne gravement menacée de disparition en une courte période de temps.

Critère E (analyse quantitative) :

Aucune n'a été faite.

PRÉFACE

Le COSEPAC avait évalué la situation du scirpe de Long pour la dernière fois en 1994. Depuis, une grande quantité de nouvelles données concernant l'espèce ont été recueillies au Canada et dans le nord-est des États-Unis. Le nombre d'occurrences connues aux États-Unis a considérablement augmenté, principalement grâce à des relevés ciblés menés au Massachusetts (18 nouvelles occurrences) et dans le sud du Maine (11 nouvelles occurrences). Les connaissances relatives à l'espèce aux États-Unis, notamment en ce qui a trait aux menaces et aux besoins en matière de conservation, qui sont aujourd'hui mieux compris, sont bien résumées dans un plan de conservation élaboré pour l'espèce en Nouvelle-Angleterre (Rawinski, 2001).

Au Canada, des relevés de grande envergure ont révélé que le scirpe de Long était beaucoup plus répandu que ce qui avait été signalé précédemment, et le nombre de sous-populations est passé de 9 à 37. En 2015, des milieux propices à l'espèce n'ayant jamais fait l'objet de relevés ont été choisis au hasard pour des travaux de terrain; l'espèce a été découverte dans 4 des 8 carrés de 10 km sur 10 km visités, ce qui indique qu'il existe probablement un nombre considérable de sites non répertoriés dans l'aire de répartition connue de l'espèce en Nouvelle-Écosse (probabilité de 95 % qu'il existe au moins 12 occurrences non documentées correspondant à environ le même nombre de nouvelles sous-populations, mais ce nombre est probablement de 34 ou plus, comme il est indiqué dans la section **Activités et méthodes d'échantillonnage**). De plus, une vaste sous-population comprenant 18 sites répartis sur une superficie de plus de 15 km sur 5 km est maintenant connue dans le parc national du Canada Kejimikujik, et une sous-population a été trouvée sur les terres fédérales de la réserve indienne Wildcat, dans le comté de Queens. De nombreuses aires protégées ont été créées depuis 1994 dans le sud de la Nouvelle-Écosse. Sept sous-populations de scirpe de Long se trouvent en totalité dans des aires protégées (dont le parc national du Canada Kejimikujik), et quatre autres sous-populations se trouvent en partie dans des aires protégées. Il y a probablement des sous-populations additionnelles non signalées dans des aires protégées provinciales. La population totale connue au Canada a grandement augmenté, mais il est difficile de quantifier cette augmentation, car les dénombrements effectués lors des relevés antérieurs étaient incomplets.

Deux nouvelles menaces pesant sur le scirpe de Long ont été observées depuis 1994 : l'hybridation avec une espèce apparentée associée aux perturbations, et des plantes envahissantes réduisant la qualité de l'habitat. Ron MacKay de l'Université Mount St. Vincent et ses collaborateurs ont observé dans deux sous-populations de Nouvelle-Écosse (sur cinq échantillonnées) des preuves génétiques d'une introgression provenant de l'hybridation avec le scirpe souchet (*Scirpus cyperinus*), espèce indigène plus commune. Ces données donnent à penser que l'introgression pourrait représenter une menace grave à long terme pour le scirpe de Long au Canada, mais cette menace est atténuée par la floraison limitée dans la plupart des sous-populations. MacKay et ses collaborateurs ont constaté un lien entre la fréquence des génotypes hybrides au sein d'une sous-population et la fréquence de la floraison, ce qui vient appuyer que l'absence de reproduction sexuée (floraison, production de graines, dispersion des graines et

établissement des semis) chez les individus génétiquement purs constitue un facteur limitatif. Le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*), arbuste exotique envahissant, est aujourd'hui répandu dans la majeure partie de l'aire de répartition du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse. Cette menace n'a pas encore de répercussions majeures sur le scirpe de Long, mais elle prendra probablement de l'importance dans le futur. L'importance de la plupart des autres menaces indiquées dans le rapport de situation de 1994 a diminué, car la population canadienne compte un nombre d'individus et de sous-populations plus élevé que ce qu'on croyait auparavant, et parce que 13 sous-populations se trouvent en totalité ou en partie dans des aires protégées.



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2017)

| | |
|--------------------------------|---|
| Espèce sauvage | Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans. |
| Disparue (D) | Espèce sauvage qui n'existe plus. |
| Disparue du pays (DP) | Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs. |
| En voie de disparition (VD)* | Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente. |
| Menacée (M) | Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés. |
| Préoccupante (P)** | Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle. |
| Non en péril (NEP)*** | Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles. |
| Données insuffisantes (DI)**** | Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce. |

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et
Changement climatique Canada
Service canadien de la faune

Environment and
Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Scirpe de Long *Scirpus longii*

au Canada

2017

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----|
| DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE..... | 5 |
| Nom et classification..... | 5 |
| Description morphologique..... | 5 |
| Structure spatiale et variabilité de la population | 8 |
| Unités désignables | 10 |
| Importance de l'espèce..... | 10 |
| RÉPARTITION | 11 |
| Aire de répartition mondiale..... | 11 |
| Aire de répartition canadienne..... | 12 |
| Zone d'occurrence et zone d'occupation | 14 |
| Activités de recherche | 14 |
| HABITAT..... | 16 |
| Besoins en matière d'habitat | 16 |
| Tendances en matière d'habitat..... | 18 |
| BIOLOGIE | 20 |
| Cycle vital et reproduction | 20 |
| Physiologie et adaptabilité | 22 |
| Dispersion..... | 23 |
| Relations interspécifiques..... | 25 |
| TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS..... | 27 |
| Activités et méthodes d'échantillonnage..... | 27 |
| Abondance | 29 |
| Fluctuations et tendances..... | 34 |
| Immigration de source externe | 36 |
| MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS | 36 |
| Menaces..... | 36 |
| Facteurs limitatifs..... | 44 |
| Nombre de localités..... | 45 |
| PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS | 45 |
| Statuts et protection juridiques | 45 |
| Statuts et classements non juridiques | 46 |
| Protection et propriété de l'habitat..... | 46 |
| REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS | 48 |

| | |
|---|----|
| SOURCES D'INFORMATION | 49 |
| SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT | 58 |
| COLLECTIONS EXAMINÉES | 59 |

Liste des figures

- Figure 1. a. Gros clone du scirpe de Long (*Scirpus longii*), dans une tourbière riveraine représentant l'habitat typique de l'espèce, au lac Ten Mile, dans le comté de Queens, en Nouvelle-Écosse. b. Rhizome coupé du scirpe de Long, où on peut bien voir l'épaisseur de celui-ci, au lac Seven Mile, dans le comté de Lunenburg, en Nouvelle-Écosse. Photographies : Sean Blaney, CDC du Canada atlantique..... 6
- Figure 2. Inflorescence mature du scirpe de Long (*Scirpus longii*), au lac de l'École, dans le comté de Yarmouth, en Nouvelle-Écosse. Photographie : Sean Blaney, CDC du Canada atlantique..... 7
- Figure 3. Répartition mondiale du scirpe de Long (*Scirpus longii*; points noirs). Pour le New Jersey, la répartition est indiquée à l'échelle du comté (un point par comté). Il existe certaines mentions additionnelles de l'espèce au New Jersey, mais il a été impossible d'avoir accès à celles-ci pour de la préparation du présent rapport. Les mentions de l'espèce dans l'État de New York et au Connecticut sont historiques..... 12
- Figure 4. Occurrences canadiennes du scirpe de Long dans le sud de la Nouvelle-Écosse. Les aires protégées sont indiquées en jaune..... 13

Liste des tableaux

- Tableau 1. Sous-populations du scirpe de Long (*Scirpus longii*) au Canada, avec données sur l'abondance, descriptions et régime foncier. Dans de nombreux cas, les estimations du nombre de clones et de pousses sont très imprécises. Voir l'annexe 2 pour de plus amples détails sur l'origine des données. Les valeurs indiquées dans les colonnes « N^{bre} de clones » et « N^{bre} de pousses » correspondent à des estimations faites sur le terrain, et l'incertitude des valeurs est indiquée le cas échéant. Les valeurs indiquées dans les colonnes « N^{bre} arrondi de clones » et « N^{bre} arrondi de pousses » sont dérivées des données de terrain et visent à permettre l'estimation de la population totale. Le nombre de coordonnées GPS distinctes figurant dans la base de données du CDC du Canada atlantique est indiqué dans la colonne « N^{bre} de points de données ». Les données dans les cases grisées (sous-populations 18 et 37) ont été ajustées selon les indications, pour refléter le degré d'hybridation. Il est possible que les sous-populations qui n'ont pas encore été découvertes soient aussi importantes que celles énumérées ci-dessous (voir Activités et méthodes d'échantillonnage). 31

Liste des annexes

- Annexe 1. Zone dans laquelle les relevés visant le scirpe de Long ont été effectués en 2015. Les points bleus représentent les sites hébergeant le scirpe de Long connus avant 2015. La ligne rose délimite la zone échantillonnée à l'intérieur de l'aire de répartition potentielle du scirpe de Long; le territoire de la portion nord-ouest, délimité par la ligne jaune, a été exclu des relevés, car il était difficilement accessible par la route ou avait déjà fait l'objet de relevés exhaustifs (est du parc national du Canada Kejimikujik). Les mailles de 10 km de côté du quadrillage UTM sont indiquées en gris; les mailles sélectionnées aléatoirement aux fins de relevés sont indiquées en rouge. Les gros points violets représentent les nouvelles occurrences du scirpe de Long découvertes à l'intérieur des mailles sélectionnées aléatoirement, et les petits points violets représentent les occurrences du scirpe de Long découvertes en 2015 dans le cadre de recherches ciblées. Les zones en vert représentent les aires protégées. 60
- Annexe 2. Méthodes de dénombrement des clones et des pousses formant ces clones pour chaque sous-population et nom des observateurs et année des dénombrements..... 61
- Annexe 3. Tableau de classification des menaces pour le scirpe de Long 64

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Scirpus longii* Fern.

Première description : Fernald, M.L. (1911)

Synonyme : Aucun synonyme connu

Nom français : Scirpe de Long

Nom anglais : Long's Bulrush

Genre : *Scirpus*

Famille : Cypéracées

Ordre : Poales

Classe : Clade des Commélinidés (Angiosperm Phylogeny Group, 2003)

Grand groupe végétal : Angiospermes (Monocotylédones)

La classification du scirpe de Long à l'échelle spécifique est confirmée par des études exhaustives de l'espèce et de ses plus proches parents menées par Schuyler (1964) ainsi que par la définition précise du genre *Scirpus* de Whittemore et Schuyler (2003). Les trois espèces de scirpes les plus étroitement apparentées au scirpe de Long, qui appartiennent à la section *Trichophorum* (Fernald, 1950), sont le scirpe souchet (*Scirpus cyperinus*, y compris le *S. rubricosus*, qui n'est plus reconnu aujourd'hui), le scirpe à ceinture noire (*Scirpus atrocinctus*) et le scirpe pédicellé (*Scirpus pedicellatus*). Le scirpe souchet s'hybride souvent avec ces trois espèces (Schuyler, 1964; Whittemore et Schuyler, 2003). Dans le cadre de récentes études génétiques, environ 80 % des individus florifères provenant du New Hampshire, du Massachusetts et du Maine, aux États-Unis, et de Nouvelle-Écosse, au Canada, qui ont été échantillonnés présentaient un certain degré d'introgression (MacKay *et al.*, 2010; MacKay, comm. pers., 2016; Spalink, comm. pers., 2016). Les deux sous-populations connues du scirpe de Long qui fleurissent fréquemment en Nouvelle-Écosse présentent un degré élevé d'introgression de gènes du scirpe souchet (MacKay *et al.*, 2010; MacKay, comm. pers., 2016). En outre, l'hybridation a été observée au New Jersey (Schuyler, 1964), mais des études génétiques semblent indiquer qu'elle y est beaucoup moins fréquente (Spalink, comm. pers., 2016). Les deux taxons sont encore considérés comme des espèces valides, car les hybrides F₁ ont généralement une faible valeur adaptative (graines viables peu nombreuses ou absentes, pollen abortif et appariement chromosomique irrégulier à la méiose; Schuyler, 1964), et car les analyses génétiques ont montré que, dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, la plupart des individus non florifères ne présentent aucun historique d'hybridation (MacKay *et al.*, 2010; Spalink, comm. pers., 2016).

Description morphologique

Le scirpe de Long est un carex vivace robuste qui produit des plaques clonales circulaires de pousses végétatives ressemblant à des rosettes (figure 1) à partir de rhizomes souterrains fibreux et durs. La description ci-dessous est fondée sur celles de Fernald (1911), de Schuyler (1964), de Hill (1994) et de Blaney (obs. pers., 2009-2015). Les feuilles sont longues (60-100 cm) et étroites (n'atteignant guère plus de 1 cm de

largeur) et se recourbent généralement à partir de leur tiers supérieur. La floraison est peu fréquente dans la plupart des sous-populations. Les tiges florifères sont hautes de 100 à 180 cm et se terminent par une inflorescence allongée (jusqu'à environ 30 cm) fortement ramifiée comportant jusqu'à 1 000 épillets (Schuyler, 1964) (figure 2). Les épillets sont petits (< 1 cm), mais ils peuvent se composer de plus de 60 minuscules fleurs hermaphrodites; chaque fleur est sous-tendue par une écaille noirâtre et se compose de 1 à 3 étamines, d'un pistil, d'un ovule et d'un périanthe comportant six soies. Les soies du périanthe deviennent longues et ondulées avec le temps et donnent à l'inflorescence une apparence laineuse à maturité. Les akènes mûrs sont brun rougeâtre, alors qu'elles sont blanchâtres à chamois chez les espèces apparentées.



a)



b)

Figure 1. a. Gros clone du scirpe de Long (*Scirpus longii*), dans une tourbière riveraine représentant l'habitat typique de l'espèce, au lac Ten Mile, dans le comté de Queens, en Nouvelle-Écosse. b. Rhizome coupé du scirpe de Long, où on peut bien voir l'épaisseur de celui-ci, au lac Seven Mile, dans le comté de Lunenburg, en Nouvelle-Écosse. Photographies : Sean Blaney, CDC du Canada atlantique.



Figure 2. Inflorescence mature du scirpe de Long (*Scirpus longii*), au lac de l'École, dans le comté de Yarmouth, en Nouvelle-Écosse. Photographie : Sean Blaney, CDC du Canada atlantique.

Dans de nombreuses occurrences, la floraison n'a jamais été observée au cours d'une année donnée, et ce phénomène a été signalé à l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (Fernald, 1911; Schuyler, 1963; Hill, 1994; Rawinski, 2001). Les caractères des parties végétatives de l'espèce sont donc essentiels à son identification. La grande taille et

la forme généralement circulaire des clones matures, causée par l'allongement radial uniforme des rhizomes, constituent un caractère distinctif. Les clones sont petits et comportent en leur centre une forte densité de feuilles lorsqu'ils sont jeunes, mais avec le temps ils s'étendent (2 à 10+ m de diamètre) et leur portion centrale finit par mourir, de sorte que les clones plus âgés forment des anneaux (figure 1). Les espèces apparentées forment plutôt de petites buttes denses isolées ou regroupées en colonies clairsemées et ne produisent jamais de grands clones circulaires comme le scirpe de Long. Il est parfois difficile de distinguer la forme des clones dans les sites occupés par un grand nombre d'individus de l'espèce. Dans ces sites, les clones peuvent se chevaucher et devenir impossibles à distinguer, de sorte que l'identification doit être confirmée au moyen de la taille et de la position du rhizome. Le rhizome du scirpe de Long est plus large (généralement d'un diamètre de 1,5 à 3 cm) que celui des espèces apparentées (généralement d'un diamètre de 1 à 1,5 cm; Hill 1994). La position du rhizome (près de la surface) est également utile pour distinguer le scirpe de Long du carex utriculé (*Carex utriculata*), espèce semblable qui pousse souvent dans les mêmes habitats, mais dont le rhizome pousse bien en dessous de la surface du sol tourbeux. D'autres caractéristiques permettent de distinguer les deux espèces : les réticulations à la base des feuilles forment de petites « cellules » indistinctes chez le scirpe de Long alors qu'elles forment de grandes cellules bien visibles chez le carex utriculé; les feuilles du scirpe de Long sont étalées presque à partir de la base et plutôt en forme de V en coupe transversale alors que celles du carex utriculé sont dressées près de la base et plutôt en forme de W en coupe transversale chez le carex utriculé. Le scirpe de Long est de taille semblable au scirpe souchet et au scirpe à ceinture noire, mais ses feuilles sont en moyenne beaucoup plus longues, ses tiges florifères sont plus hautes et ses inflorescences sont plus allongées (Fernald, 1911; en moyenne, taille supérieure de 50 %, Blaney, obs. pers., 2009-2015). Les tiges florifères permettent de distinguer l'espèce, mais elles sont rarement produites dans la plupart des sous-populations canadiennes. Chez le scirpe de Long, les épillets sont chacun portés par un pédicelle, ce qui distingue l'espèce du scirpe souchet (épillets sessiles regroupés en glomérules), et la base de l'involucre est légèrement gluante (collante), ce qui n'est le cas chez aucune autre espèce apparentée. De plus, dans le cas des génotypes purs, la longueur des écailles de l'inflorescence diffère entre les espèces (2,0 à 3,1 mm chez le scirpe de Long, 1,1 à 2,2 mm chez le scirpe souchet; Whittimore et Schuyler, 2003).

Structure spatiale et variabilité de la population

À l'échelle mondiale, le scirpe de Long se rencontre dans trois régions distinctes (sud du New Jersey, est de la Nouvelle-Angleterre et sud de la Nouvelle-Écosse) séparées par au moins 300 km. Dans ces régions, les sous-populations connues sont généralement quelque peu isolées les unes des autres par l'absence naturelle de milieux propices à l'espèce et, aux États-Unis, par des modifications anthropiques de l'habitat. La distance séparant les deux régions où on trouve l'espèce aux États-Unis a considérablement augmenté, car l'espèce est disparue de l'État de New York et du Connecticut (voir *Aire de répartition mondiale*; DeBarros, comm. pers., 2016; New York Department of Environmental Conservation, 2016). La population canadienne a une vaste répartition dans le sud de la

Nouvelle-Écosse, et la distance maximale entre les sous-populations¹ est de 32 km (sous-populations de rivière Quinan et de ruisseau Bloody). Comme il est indiqué dans la section *Activités et méthodes d'échantillonnage*, un nombre considérable de sous-populations n'ont probablement pas encore été découvertes dans les milieux qui séparent les occurrences actuellement connues, ce qui signifie que la distance entre les sites est probablement moindre que ce qui est actuellement documenté.

La fréquence de la floraison du scirpe de Long varie au sein de l'aire de répartition de celui-ci en Nouvelle-Écosse, mais aucune autre variation morphologique n'a été observée chez les individus identifiés comme appartenant au scirpe de Long (par opposition aux hybrides). La floraison n'a jamais été observée dans la plupart des petites sous-populations, mais la majorité de celles-ci n'ont été visitées qu'une seule fois et ont peut-être fleuri d'autres années sans qu'on le sache. Parmi les occurrences qui ont fait l'objet de multiples visites (10 des 37 sous-populations), celles du lac de l'École et du sous-site nord du ruisseau Wentworth [nommé « Riverside » par Hill (1994) et MacKay *et al.* (2010)] se démarquent par le fait qu'elles présentent une abondante floraison de manière continue (figure 2). La floraison régulière dans ces sous-populations semble être associée à un certain degré d'hybridation avec le scirpe souchet, ce qui concorde avec les constatations faites dans l'ensemble de la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce (Spalink, comm. pers., 2016). Parmi les six sites échantillonnés par MacKay *et al.* (2010), ces deux sites sont les seuls dans lesquels une introgression importante a été observée, mais quelques individus hybrides ont été trouvés dans deux autres sites (sous-site sud « ruisseau Hemlock » de la sous-population du ruisseau Wentworth et sous-population de Eel Weir Stillwater; MacKay *et al.*, 2010; voir la section *Menaces – Hybridation*). Aucun individu à morphologie intermédiaire soupçonné d'être un hybride scirpe souchet x scirpe de Long n'a été signalé à l'extérieur des bassins de la Medway et de la Mersey ou du lac de l'École, dans le bassin de la Tusket (Atlantic Canada Conservation Data Centre [ACCDC], 2016), et les deux sites comptant des hybrides avaient été ciblés par MacKay *et al.* (2010) pour l'échantillonnage, précisément parce qu'ils présentent une floraison fréquente et/ou que l'hybridation y était soupçonnée. Ces données, combinées à l'hybridation nulle ou limitée signalée dans les sous-populations non florifères en Nouvelle-Écosse et ailleurs (MacKay *et al.*, 2010; MacKay, comm. pers., 2016; Spalink, comm. pers., 2016), donnent à penser que l'hybridation de grande ampleur pourrait être rare. Toutefois, il convient de signaler que l'hybridation peut principalement être constatée d'après les caractéristiques de l'inflorescence et qu'elle est donc difficile à détecter au moyen de caractères morphologiques dans les sous-populations végétatives. De plus, MacKay *et al.* (2010) ont signalé un flux mineur de gènes du scirpe de Long vers des individus du scirpe souchet présumés hybrides récoltés près de sites hébergeant le scirpe de Long (indices d'hybridation de 0,11 ou moins, une valeur de 1,0 représentant le scirpe de Long pur).

Les travaux de MacKay *et al.* (2010) et les recherches subséquentes de Ron MacKay (Université Mount St. Vincent) et de Daniel Spalink (Université du Wisconsin, Madison) permettent de mieux comprendre la variation génétique chez le scirpe de Long. MacKay *et*

¹ Aux fins du présent rapport, les sous-populations sont définies comme des occurrences qui sont séparées les unes des autres par au moins 2 km si elles sont situées en bordure d'une rivière ou d'un lac et sont reliées par un écoulement, ou qui sont séparées par au moins 1 km d'habitat qu'on soupçonne inoccupé si elles ne sont pas reliées par un écoulement.

al. (2010) ont examiné la variation chez le scirpe de Long (3 sites) et le scirpe souchet (6 sites) dans le bassin des rivières Medway et Pleasant au moyen de 35 marqueurs d'ADN polymorphe amplifié au hasard (RAPD). Ils ont trouvé 8 marqueurs propres au scirpe de Long, 8 marqueurs propres au scirpe souchet, et 19 marqueurs présents chez certains individus des deux espèces. Ils ont constaté une forte corrélation entre les trois sites de scirpe de Long en ce qui a trait à la fréquence des marqueurs, ce qui indique qu'il existe une forte relation entre ces sites malgré les 17 à 29 km qui les sépare. Le coefficient de différenciation génétique de Nei (F_{ST} ; Nei, 1977) pour les trois sites du scirpe de Long était de 0,29, ce qui est considéré comme un degré modéré à élevé de variabilité génétique parmi les populations échantillonnées.

Des données génétiques inédites donnent à penser que les sous-populations de Nouvelle-Écosse échantillonnées par MacKay (bassin de la Medway et lac de l'École) sont issues d'un seul événement de colonisation partant de la population du Massachusetts (Spalink, comm. pers., 2016), et que les occurrences de la Nouvelle-Écosse sont suffisamment isolées de la population du Massachusetts pour qu'un degré limité de différenciation génétique soit apparu entre les populations (MacKay, comm. pers., 2016; Spalink, comm. pers., 2016). À l'échelle locale et à l'échelle de l'aire de répartition, la diversité génétique du scirpe de Long est considérablement inférieure à celle observée chez le scirpe souchet dans tous les sites adjacents à des occurrences de scirpe de Long étudiés en Nouvelle-Écosse (MacKay *et al.* 2010) et aux États-Unis (Spalink, comm. pers., 2016), comme il y aurait lieu de s'attendre dans le cas d'une population ayant connu un étranglement génétique durant la glaciation (MacKay, comm. pers., 2016).

Unités désignables

Au Canada, le scirpe de Long est limité à une petite portion de l'aire écologique du COSEPAC de l'Atlantique, dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, et les sous-populations canadiennes devraient donc être considérées comme formant une seule unité désignable.

Importance de l'espèce

Le scirpe de Long est classé vulnérable (G3) à l'échelle mondiale (NatureServe, 2016) et a une répartition mondiale limitée. La population canadienne totale englobe 46 % des sous-populations de l'espèce, et une proportion élevée de la population et de l'aire de répartition mondiales de l'espèce se trouvent au Canada. De plus, la portion canadienne de l'aire de répartition de l'espèce s'inscrit dans un paysage beaucoup moins perturbé que l'autre portion située aux États-Unis, puisque 13 sous-populations s'y trouvent en totalité ou en partie dans des aires protégées. Une responsabilité particulièrement élevée pour la conservation de cette espèce incombe donc au Canada, et cette responsabilité pourrait devenir encore plus importante si le développement et peut-être les changements climatiques limitent encore davantage la présence de l'espèce au sud.

Le scirpe de Long fait partie d'un grand groupe d'espèces de la plaine côtière de l'Atlantique des États-Unis qui comptent une population isolée dans le sud de la

Nouvelle-Écosse. Plusieurs de ces espèces n'ont été signalées nulle part ailleurs au Canada ou sont rares à l'échelle nationale (Environment Canada et Parks Canada Agency, 2010). Les programmes actuels d'intendance et de vulgarisation ont donné de la visibilité à ces espèces rares, qui sont maintenant connues et appréciées des résidents, des propriétaires de chalet et des visiteurs du sud de la Nouvelle-Écosse. En partie grâce à sa longue durée de vie, le scirpe de Long est souvent mis en vedette dans les activités d'interprétation de la nature liées à la flore de la plaine côtière de l'Atlantique. Le scirpe de Long est une espèce importante à l'échelle locale, car elle domine la communauté végétale dans certaines tourbières en Nouvelle-Écosse et ailleurs dans son aire de répartition américaine, où il peut être l'espèce de la plus grande taille et représenter une portion élevée de la biomasse de plantes vasculaires (Hill, 1994; Rawinski, 2001).

Les sous-populations canadiennes de scirpe de Long sont séparées par 366 km de l'occurrence voisine la plus proche, située à Bideford, dans le Maine, et se trouvent à la limite nord-est de l'aire de répartition de l'espèce. Elles pourraient donc avoir une importance particulière pour la diversité génétique de l'espèce à l'échelle de son aire de répartition (Lesica et Allendorf, 1995; Garcia-Ramos et Kirkpatrick, 1997; Eckert *et al.*, 2008). Dans le cadre d'une analyse inédite, Daniel Spalink a comparé les conditions climatiques projetées aux conditions climatiques tolérées par l'espèce, inférées d'après son aire de répartition géographique actuelle; selon ses conclusions, les conditions climatiques pourraient ne plus convenir à l'espèce dans le New Jersey et le sud du Massachusetts d'ici 2080, mais demeureraient convenables au Canada (Spalink, comm. pers., 2016).

Les Autochtones utilisaient les feuilles du scirpe souchet, espèce apparentée, pour tresser des tapis et des sacs d'entreposage (Smith, 1932). Il semble probable que les feuilles du scirpe de Long, plus longues et plus robustes, pourraient aussi avoir été utilisées à cette fin là où l'espèce était présente.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'aire de répartition mondiale du scirpe de Long est très restreinte (figure 3); elle s'étend depuis le sud du New Jersey jusque dans le sud du Maine, aux États-Unis, et comprend une population isolée dans le sud de la Nouvelle-Écosse. L'espèce n'a jamais été signalée à plus de 70 km de la côte dans toute son aire de répartition. Des occurrences historiques isolées signalées au Connecticut et dans l'État de New York ont été détruites par le développement humain, et l'espèce est considérée comme possiblement disparue au Connecticut (dernière observation remontant à 1917; DeBarros, comm. pers., 2016) et disparue dans l'État de New York (dernière observation remontant à 1905; New York Department of Environmental Conservation, 2016). Aux États-Unis, l'aire de répartition de l'espèce consiste donc en deux zones isolées l'une de l'autre par près de 300 km : a) une occupant le sud du New Jersey et b) une occupant l'est de la Nouvelle-Angleterre, au Rhode Island, au Massachusetts, dans le sud du New Hampshire et dans le sud du Maine. Une mention du scirpe de Long en Caroline du Nord (Fernald, 1943) était fondée sur un spécimen incorrectement identifié (Whittemore et Schuyler, 2003).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

New Brunswick = Nouveau-Brunswick

Nova Scotia = Nouvelle-Écosse

UNITED STATES = ÉTATS-UNIS

Pennsylvania = Pennsylvanie

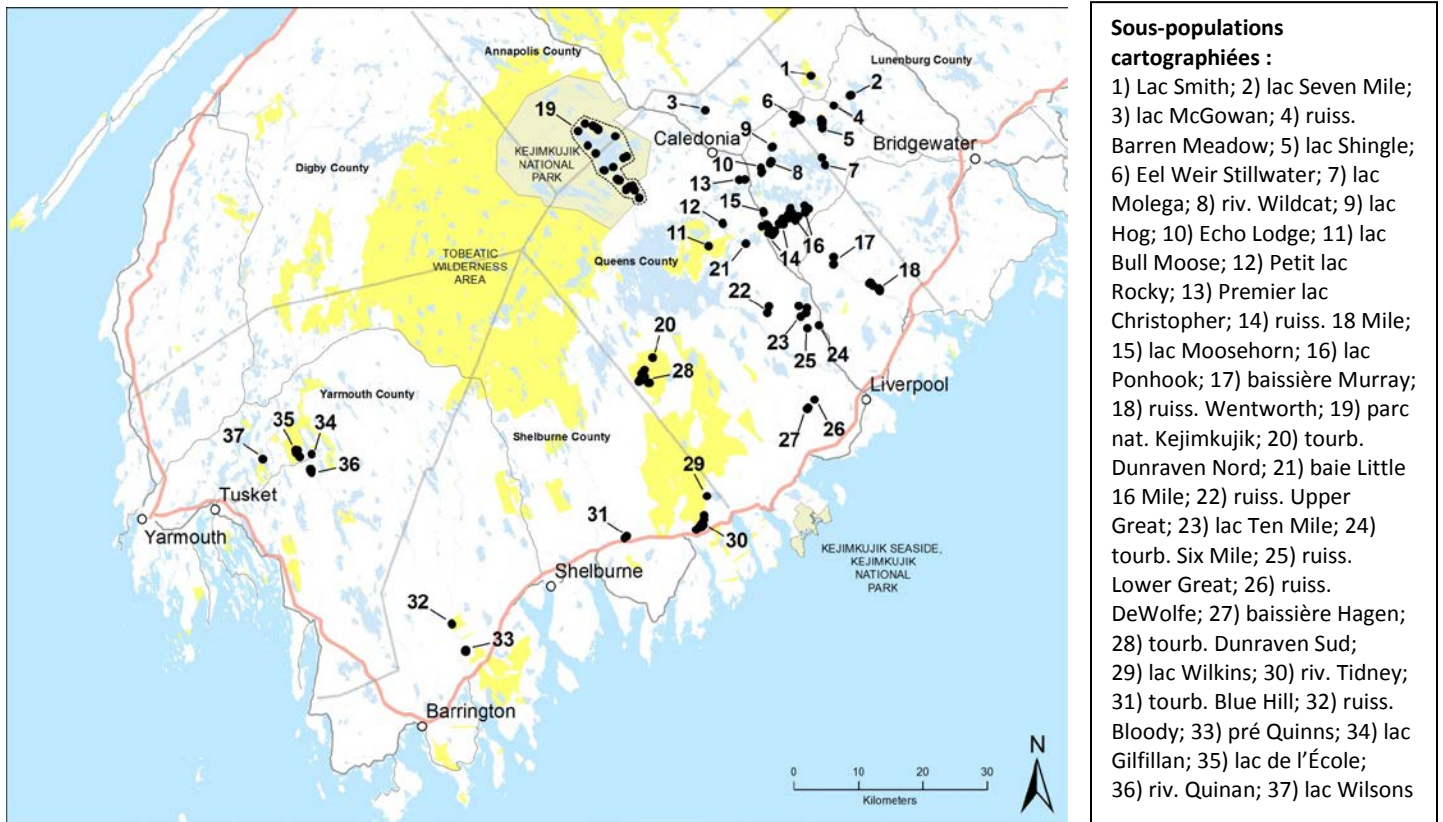
Kilometers = kilomètres

Figure 3. Répartition mondiale du scirpe de Long (*Scirpus longii*; points noirs). Pour le New Jersey, la répartition est indiquée à l'échelle du comté (un point par comté). Il existe certaines mentions additionnelles de l'espèce au New Jersey, mais il a été impossible d'avoir accès à celles-ci pour de la préparation du présent rapport. Les mentions de l'espèce dans l'État de New York et au Connecticut sont historiques.

Aire de répartition canadienne

Au Canada, le scirpe de Long a été signalé uniquement dans le sud de la Nouvelle-Écosse, où 37 sous-populations sont connues dans une zone d'une dimension de 91 km du nord au sud et de 95 km d'est en ouest (AC CDC, 2016; figure 4). Les occurrences signalées se concentrent dans le comté de Queens et les régions adjacentes des comtés de Shelburne, de Lunenburg et d'Annapolis, et des occurrences éparées ont été observées plus au sud dans le comté de Shelburne et dans le comté de Yarmouth. Comme il est indiqué dans la section *Activités de recherche*, les données disponibles donnent fortement à croire qu'il subsiste des occurrences non connues au Canada. La

concentration apparente des occurrences dans la portion nord de l'aire de répartition de l'espèce en Nouvelle-Écosse pourrait être au moins en partie attribuable au fait que des travaux de terrain plus intensifs et plus ciblés ont été menés dans cette région. De plus, très peu de relevés ciblés susceptibles de mener à la découverte de l'espèce ont été menés au nord de la limite de son aire de répartition actuellement connue en Nouvelle-Écosse, de sorte que celle-ci pourrait se prolonger vers le nord. Cependant, la limite nord de l'aire de répartition actuellement connue est semblable à celle de plusieurs autres plantes associées à la plaine côtière de l'Atlantique et largement répandues dans le sud de la Nouvelle-Écosse, notamment la rhéxie de Virginie (*Rhexia virginica*), le smilax à feuilles rondes (*Smilax rotundifolia*), l'aulne tendre (*Alnus serrulata*), le céphalanthe occidental (*Cephalanthus occidentalis*), la lopholie dorée (*Lophiola aurea*) et le panic pubescent (*Panicum rigidulum* var. *pubescens*; AC CDC 2016).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

- Annapolis County = Comté d'Annapolis
- Digby County = Comté de Digby
- Yarmouth County = Comté de Yarmouth
- Shelburne County = Comté de Shelburne
- Queens County = Comté de Queens
- Lunenburg County = Comté de Lunenburg
- KEJIMKUJIK NATIONAL PARK = PARC NATIONAL KEJIMKUJIK
- TOBEATIC WILDERNESS AREA = AIRE DE NATURE SAUVAGE TOBEATIC
- KEJIMKUJIK SEASIDE, KEJIMKUJIK NATIONAL PARK = KEJIMKUJIK BORD DE MER, PARC NATIONAL KEJIMKUJIK

Figure 4. Occurrences canadiennes du scirpe de Long dans le sud de la Nouvelle-Écosse. Les aires protégées sont indiquées en jaune.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence, déterminée au moyen d'un polygone convexe minimal tracé autour des occurrences connues du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse, s'établit à 4 862 km². Les occurrences non encore connues pourraient très probablement faire passer la zone d'occurrence à plus de 5 000 km² (voir la section *Activités de recherche*). Cependant, il est beaucoup moins probable que les nouvelles occurrences qui pourraient être découvertes fassent passer ce chiffre à plus de 20 000 km². Pour que le scirpe de Long occupe une superficie aussi vaste au Canada, il faudrait qu'on trouve des occurrences bien à l'extérieur de la région du sud de la Nouvelle-Écosse où sont majoritairement confinées les espèces fortement associées à la plaine côtière de l'Atlantique, comme le scirpe de Long (Roland et Smith, 1969; AC CDC, 2016).

Selon un quadrillage UTM (Projection universelle transverse de Mercator) à mailles de 10 km × 10 km subdivisées en plus petites mailles de 2 × 2 km (Natural Resources Canada, 1976, 1996), l'indice de zone d'occupation (IZO) est de 272 km², des occurrences ayant été signalées dans 68 mailles de 2 km de côté (AC CDC, 2016). Comme il est indiqué dans la section *Activités et méthodes d'échantillonnage*, la valeur inférieure de l'intervalle de confiance de 95 % pour les occurrences non connues additionnelles est de 12 occurrences (48 km²), et la valeur médiane prudente pour ce même intervalle est de 34 occurrences (136 km²); le nombre d'occurrences non connues pourrait être encore plus élevé, de sorte que l'IZO pourrait être supérieur à 500 km².

Activités de recherche

Le scirpe de Long est une espèce qui passe relativement inaperçue, sauf pour les gens qui ont l'habitude de l'identifier (Hill, 1994; Rawinski, 2001; AC CDC, observations sur le terrain, 2009-2015). La plupart des sous-populations sont entièrement végétatives au cours d'une année donnée, et l'espèce peut donc facilement être confondue avec d'autres espèces plus communes de la famille des Cypéracées. En outre, la détection de l'espèce nécessite souvent des efforts considérables, vu les milieux humides et tourbeux où elle pousse.

En Nouvelle-Écosse, les premiers botanistes de terrain, jusqu'à Roland et Smith (1969) et leurs collaborateurs, ne connaissaient pas suffisamment bien le scirpe de Long pour être en mesure de le détecter. Les seules mentions anciennes de l'espèce en Nouvelle-Écosse sont associées aux observations faites en 1941 aux lacs voisins Ponhook et Moosehorn, dans le comté de Queens, par Charles Weatherby, botaniste de l'Université Harvard (Weatherby, 1942), qui avait déjà rencontré l'espèce aux États-Unis. De même, le scirpe de Long n'a pas été repéré dans le cadre des relevés des espèces de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique réalisés à 47 lacs du sud de la Nouvelle-Écosse (dont certains hébergent en fait l'espèce) par Nicholas Hill et Paul Keddy en 1988 (Hill et Johannson, 1992), ainsi que dans le cadre des travaux de terrain de grande envergure menés par le Centre de données sur la conservation (CDC) du Canada atlantique dans le sud de la Nouvelle-Écosse de 1999 à 2009 (AC CDC, 2016).

Jusqu'à 1994, presque tous les renseignements dont on disposait sur le scirpe de Long au Canada provenaient des travaux de terrain menés par Nicholas Hill, qui estime avoir consacré deux ou trois semaines à des relevés ciblant l'espèce au début des années 1990, ainsi que de vastes relevés visant d'autres espèces de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique réalisés durant la même période (Hill et Johannson, 1992; Hill, 1994; Hill, comm. pers., 2016). Les travaux de terrain d'une durée de quelques jours menés en 2006 par Duncan Bayne du Nova Scotia Nature Trust ont permis la découverte de deux nouvelles sous-populations dans le bassin de la Medway. Par la suite, d'importantes activités de recherche menées dans le cadre de divers projets relatifs à la flore de la plaine côtière de l'Atlantique dans le sud de la Nouvelle-Écosse ont mené à la découverte de 30 nouvelles sous-populations de 2009 à 2015. Ces projets ciblaient dans une mesure variable le type d'habitat dans lequel on trouve le scirpe de Long, et ils ont totalisé environ 200 jours-personne. Parmi ces projets, les plus importants ont été a) le projet d'atlas de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique du Mersey Tobeatic Research Institute, mené de 2011 à 2014, dans le cadre duquel des données exhaustives sur le scirpe de Long ont été compilées durant des relevés complets réalisés par des botanistes chevronnés sur les rives de tous les lacs où des espèces de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique désignées par le COSEPAC avaient déjà été signalées; b) les travaux de terrain réalisés de 2011 à 2013 par le CDC du Canada atlantique dans le parc national du Canada Kejimikujik, ayant mené à la découverte de trois nouvelles sous-populations; c) les travaux de terrain menés en 2010 par le CDC du Canada atlantique pour la préparation du rapport de situation du COSEPAC sur la lopholie dorée (COSEWIC, 2012a), dans le cadre desquels de nouvelles occurrences du scirpe de Long ont été signalées à au moins 3 des 14 lacs visités; d) les travaux de terrain menés pour Environnement Canada en 2011 par le CDC du Canada atlantique en lien avec le calendrier des études du plan de rétablissement de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique, au cours desquels de nouvelles données exhaustives ont été recueillies dans les occurrences déjà connues de la tourbière Dunraven et de ruisseau Eighteen Mile ainsi qu'à proximité de celles-ci; e) les travaux de terrain menés en 2011 par le CDC du Canada atlantique dans les landes du lac Shingle, qui ont permis la découverte de deux nouvelles occurrences; f) les travaux de terrain menés en 2016 par le CDC du Canada atlantique pour compléter les relevés des plantes rares sur le rivage du lac Kejimikujik, dans le parc national du Canada Kejimikujik, qui ont mené à la découverte de quatre nouvelles occurrences et de certains individus soupçonnés d'être des hybrides. Les données recueillies dans le cadre de tous les projets ci-dessus se trouvent dans la base du CDC du Canada atlantique (2016). Le scirpe de Long est probablement passé inaperçu dans certains sites visités de 2009 à 2015, particulièrement au début de cette période, les botanistes du CDC du Canada atlantique ayant alors une connaissance limitée de la niche de l'espèce (Blaney, obs. pers., 2009-2015).

Les milieux tourbeux propices au scirpe de Long sont très communs dans le sud de la Nouvelle-Écosse. Le nombre de sites qui ont été bien fouillés quant à la présence de l'espèce est probablement de l'ordre de quelques centaines, alors que le nombre de sites présentant au minimum un potentiel modéré d'héberger l'espèce serait plutôt de l'ordre de plusieurs centaines à quelques milliers. Il semble donc raisonnable de supposer que des travaux de terrain additionnels mèneraient à la découverte de nouvelles occurrences. La

justification et les résultats des travaux de terrain menés en 2015 pour la préparation du présent rapport de situation sont présentés plus en détail ci-après, dans la section *Activités et méthodes d'échantillonnage*.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Hill et Johannson (1992) et Hill (1994) fournissent une description détaillée de l'habitat du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse et soulignent que toutes les occurrences ont été observées dans des zones tourbeuses acides (pH allant de 4,3 à 4,5 selon les mesures prises dans cinq sites) et pauvres en éléments nutritifs. Malgré les nombreuses nouvelles occurrences signalées depuis 1994, la gamme d'habitats décrite par Hill ne s'est pas considérablement élargie. Il a classé ces habitats selon les catégories suivantes, qui s'entrecoupent quelque peu : 1) *prés à eaux stagnantes* – tourbières bordant des ruisseaux à eau tannique (couleur de thé) et à débit lent; 2) *tourbières minérotrophes* – tourbières parfois petites, mais qui sont le plus souvent grandes et qui ne sont pas nécessairement associées à des lacs ou à des rivières, où le scirpe de Long pousse généralement dans les portions à faible biomasse les plus humides, en compagnie d'arbustes nains et d'une forte dominance de plantes graminoides; 3) *baies tourbeuses* – généralement tourbières petites formées par le comblement des baies dans les lacs et rivières; 4) *tourbières de barrière* – tourbières petites séparées du rivage des lacs par une crête de gravier et de blocs rocheux formée par le mouvement de la glace, la crête retenant l'eau dans les milieux humides après l'abaissement du niveau du lac en été; 5) *rivages de lacs* – scirpe de Long poussant directement en bordure de lacs, dans de minces couches de terre tourbeuse ou de tourbe fortement comprimée stabilisée par les racines des plantes et recouvrant du gravier, sur des rivages larges à pente faible. Il s'agit du type d'habitat où on rencontre le moins souvent l'espèce (AC CDC 2016), et des occurrences de l'espèce y ont été signalées en Nouvelle-Écosse uniquement au lac Ponhook, au Petit lac Ponhook, au lac Kejimkujik et au lac de l'École; ces lacs se trouvent tous dans la portion inférieure de grands bassins hydrographiques, où il y a de grandes fluctuations du niveau d'eau. Selon Hill (1994), les occurrences situées sur les rivages de lacs se trouvent dans des zones où l'érosion par la glace est quelque peu inférieure à la moyenne, mais où les perturbations causées par la glace ou d'autres facteurs sont suffisantes pour limiter la croissance des arbustes.

Des arbustes bas (particulièrement le myrique baumier [*Myrica gale*], et le cassandre caliculé [*Chamaedaphne calyculata*], généralement nains à cause des conditions du site) sont présents dans presque tous les sites hébergeant le scirpe de Long en Nouvelle-Écosse, et la présence d'une couverture limitée d'arbustes hauts et d'autres espèces graminoides hautes est courante dans l'ensemble des types d'habitats énumérés plus haut. Quelques occurrences sont maintenant connues dans des milieux présentant une densité relativement élevée d'arbustes d'autour de 1 m de hauteur et quelques autres se trouvent dans la marge de tourbières minérotrophes où empiètent des érables rouges (*Acer rubrum*) qui créent de l'ombre, mais ces occurrences représentent des exceptions, et il est probable que les individus qui les composent disparaîtront avec le temps. Hill et

Johannson (1992) soulignent que le scirpe de Long, comme de nombreuses plantes de la plaine côtière de l'Atlantique présentes en Nouvelle-Écosse, est une espèce tolérante au stress mais limitée par la concurrence, particulièrement celle exercée par les arbustes. Ils indiquent que les conditions anaérobies observées dans les sites saturés et périodiquement inondés ont probablement un effet nanisant sur les arbustes qui y poussent et limitent la couverture totale d'arbustes. De plus, la submersion hivernale pourrait être importante pour empêcher que les rhizomes ne soient endommagés par le gel, comme c'est le cas pour d'autres espèces rares de la plaine côtière de l'Atlantique présentes en Nouvelle-Écosse (coréopsis rose [*Coreopsis rosea*] et sabatie de Kennedy [*Sabatia kennedyana*]; Hazel, 2004; Lusk et Reekie, 2007).

La base de données du CDC du Canada atlantique (AC CDC, 2016) renferme 167 mentions associées à 32 (des 37) sous-populations de scirpe de Long ainsi que des renseignements sur les espèces végétales associées. Aucun renseignement concernant les bryophytes n'est toutefois consigné, mais on sait que les sphaignes sont généralement dominantes (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Les espèces les plus fréquemment recensées aux côtés du scirpe de Long sont les suivantes, en ordre décroissant : myrique baumier, cassandre caliculé, carex oligosperme (*Carex oligosperma*), calamagrostide de Pickering (*Calamagrostis pickeringii*), sarracénie pourpre (*Sarracenia purpurea*), aster des tourbières (*Oclemena nemoralis*), carex maigre (*Carex exilis*), verge d'or des marais (*Solidago uliginosa*), rhynchospor blanc (*Rhynchospora alba*), carex raide (*Carex stricta*), marisque inerme (*Cladium mariscoides*), carex ballonné (*Carex bullata*), andromède glauque (*Andromeda polifolia* var. *glaucophylla*), calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*), gaylussaquier de Bigelow (*Gaylussacia bigeloviana*), kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*), canneberge à gros fruits (*Vaccinium macrocarpon*), duliche roseau (*Dulichium arundinaceum*), genévrier commun déprimé (*Juniperus communis* var. *depressa*), kalmia à feuilles d'andromède (*Kalmia polifolia*), trichophore cespiteux (*Trichophorum caespitosum*), canneberge commune (*Vaccinium oxycoccos*). La composition spécifique et la taille des espèces varient quelque peu entre les types d'habitats occupés par le scirpe de Long. Les sites de rivages de lacs hébergent de nombreuses espèces qu'on ne retrouve pas dans les autres types d'habitats (voir la liste des espèces associées dans COSEWIC, 2009, 2012a), et ils sont souvent dominés par la spartine pectinée (*Spartina pectinata*), le panic raide (*Panicum virgatum* var. *spissum*) et l'osmonde royale d'Amérique (*Osmunda regalis* var. *spectabilis*). Les sites qui se trouvent dans des prés périodiquement inondés par les plans d'eau adjacents, particulièrement les rivières, sont généralement plus riches en éléments nutritifs et présentent une biomasse sur pied plus élevée. Ces sites renferment une plus grande densité d'arbustes et des arbustes plus hauts (particulièrement le myrique baumier, et souvent la spirée à larges feuilles [*Spiraea latifolia*]) et présentent souvent une couverture importante de calamagrostide du Canada et/ou de spartine pectinée, espèces rares ou absentes dans les tourbières pauvres en éléments nutritifs (AC CDC, 2016).

L'espèce se rencontre dans des milieux très semblables en Nouvelle-Angleterre et au Canada, et 15 des 17 espèces associées aux tourbières minérotrophes énumérées dans Rawinski (2001) figurent sur la liste présentée ci-dessus ou sont communes dans les tourbières en Nouvelle-Écosse. De plus, Rawinski (2001) indique que, en Nouvelle-

Angleterre, le scirpe de Long est présent dans des prés riverains qui sont analogues aux sites bordant les rivières en Nouvelle-Écosse mais qui sont quelque peu plus riches en éléments nutritifs et hébergent des espèces généralement limitées aux milieux plus riches que ceux où pousse le scirpe de Long en Nouvelle-Écosse, notamment le comaret des marais (*Comarum palustre*), le saule à long pétiole (*Salix petiolaris*), l'acore d'Amérique (*Acorus americanus*), la quenouille glauque (*Typha xglauca*), la quenouille à feuilles larges (*Typha latifolia*) et la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), espèce exotique qui représente une menace selon l'auteur. L'incidence des activités humaines sur la composition en éléments nutritifs et en espèces dans ces sites est probablement plus forte dans ces sites que dans ceux de la Nouvelle-Écosse, puisque la densité de la population humaine y est plus élevée, des sous-populations peuvent s'y trouver en étroite proximité d'activités de développement, les régimes de drainage y sont souvent modifiés et l'habitat du scirpe de Long y fait parfois directement l'objet d'un pâturage du bétail (Rawinski, 2001).

Dans la région des Pine Barrens du New Jersey, les sites sont acides et pauvres en éléments nutritifs et hébergent certaines des espèces associées au scirpe de Long dans les sites plus au nord (p. ex., carex ballonné, cassandre caliculé, carex maigre, lopholie dorée; Schuyler et Stasz, 1985), mais ils s'inscrivent dans un paysage qui est considérablement plus touché par les incendies et héberge de nombreuses espèces méridionales absentes du Canada. Au New Jersey, le scirpe de Long pousse généralement dans des sites qui présentent une couche de tourbe plus mince et sont donc vulnérables à la sécheresse et aux incendies intenses risquant de brûler la couche de tourbe. Schuyler et Stasz (1985) et Snyder (comm. pers., 2016) mentionnent qu'une très grande sous-population dans un site à Atsion, au New Jersey, a connu un déclin à la suite d'un développement rapide et d'un incendie particulièrement intense ayant éliminé la majeure partie de la couche de tourbe, de sorte que les individus se sont retrouvés à pousser dans du sable périodiquement humide. De plus, au New Jersey, le scirpe de Long est parfois observé dans des sites subissant des perturbations artificielles, comme dans des fossés et en bordure de sentiers (Snyder, comm. pers., 2016).

Tendances en matière d'habitat

L'habitat disponible pour le scirpe de Long en Nouvelle-Écosse est relativement stable, et la qualité de l'habitat pourrait subir un déclin lent mais de vaste ampleur à cause de l'ombre créée par le nerprun bourdaine, arbuste envahissant. L'utilisation de véhicules tout-terrain et la construction de chalets ont des répercussions mineures et localisées sur l'habitat. Ces facteurs sont décrits plus en détail dans la section *Menaces*. Les milieux humides occupés par l'espèce dans les tourbières et les plaines inondables ont un potentiel relativement faible pour le développement. Ces habitats ont récemment fait l'objet de peu d'activités de conversion dans le sud de la Nouvelle-Écosse, et peu d'indications laissent croire qu'ils présentent un intérêt pour le développement; il est toutefois possible qu'ils soient utilisés pour l'extraction de tourbe ou que des fossés de drainage y soient (légalement ou illégalement) aménagés à l'échelle locale dans les sites qui se trouvent à proximité des constructions humaines.

Les plus importantes pertes d'habitat qu'a connues le scirpe de Long en Nouvelle-Écosse ont été causées par l'inondation de vastes zones résultant de la construction de barrages destinés à la production d'hydroélectricité. Tous les barrages en question ont été construits avant 1950, en dehors de la période pertinente aux fins de la présente évaluation, et aucun projet de barrage hydroélectrique n'est connu; toutefois, si la hauteur des barrages existants était augmentée, des superficies additionnelles d'habitat pourraient être détruites. Le bassin de la rivière Mersey (neuf sous-populations existantes connues) et les régions adjacentes ont été particulièrement touchés par la construction de barrages. L'immense réservoir du lac Rossignol (130 km²), dans le cours supérieur de la Mersey, a causé le débordement de onze lacs interreliés et l'inondation d'une zone de 67 km² qui comprenait de vastes tourbières. La série de cinq barrages hydroélectriques et le déversoir aménagés en aval ont causé l'inondation des terres sur tout le tronçon de 24 km de la rivière Mersey qui sépare le lac Rossignol et la limite des eaux de marée. Les prés tourbeux de plaine inondable, idéaux pour l'espèce, étaient probablement fréquents dans cette zone dans le passé. Les portions supérieures des bassins adjacents des rivières Shelburne et Jordan sont également touchées par ce type de développement; des barrages ont été construits pour hausser le niveau de plusieurs grands lacs, et ceux-ci ont été détournés vers le système de la Mersey pour accroître le débit disponible pour la production d'électricité. Un vaste système de tourbières adjacent à un de ces lacs, le lac Jordan, a fait l'objet de relevés visant le scirpe de Long en 2015, mais l'espèce n'y a pas été trouvée, et la majeure partie de l'habitat qui devait auparavant être propice à l'espèce semblait trop mouillée pour convenir à celle-ci (Blaney, obs. pers., 2015). D'autres zones d'habitat potentiel dans le bassin de la Tusket ont subi des inondations importantes associées à la construction d'un barrage hydroélectrique au lac Vaughn et aux barrages de réservoir ayant inondé les lacs Kings et Gavel (tout juste en aval de l'occurrence du lac Wilsons) et le lac Great Barren (immédiatement en amont de la grande occurrence de la rivière Quinan, découverte en 2015).

La protection de l'habitat a considérablement augmenté avec la création de vastes aires protégées dans l'aire de répartition du scirpe de Long dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. La proportion de la zone d'occurrence (4 847 km²) du scirpe de Long située dans des aires protégées est passée de 4,2 % en 1994 (parc national du Canada Kejimikujik seulement) à 26,2 % aujourd'hui, principalement grâce à la désignation d'aires sauvages et de réserves naturelles provinciales, mais également grâce aux efforts de Conservation de la nature Canada et du Nova Scotia Nature Trust (NS DOE, 2016). Sept des 37 sous-populations connues se trouvent maintenant entièrement dans des aires protégées, et 4 autres, en partie dans des aires protégées (voir la section *Protection et propriété de l'habitat*).

BIOLOGIE

Les paragraphes ci-dessous sont largement fondés sur les références suivantes : Schuyler (1963); Schuyler et Stasz (1985); Hill et Johannson (1992); Hill (1994); Rawinski (2001); MacKay *et al.* (2010). De l'information supplémentaire a été tirée de quelques autres sources publiées et de travaux de terrain inédits (Blaney, obs. pers., 2009-2015) menés par le CDC du Canada atlantique.

Cycle vital et reproduction

Le scirpe de Long est une espèce clonale vivace. La floraison est peu fréquente dans la plupart des sous-populations et est souvent induite par des perturbations comme des incendies. Selon Rawinski (2001), la formation d'une tige florifère chez le scirpe de Long est apparemment généralement déclenchée par un stress subit par la plante, que ce soit un incendie, l'herbivorie, une autre forme de dommage physique ou une submersion prolongée. Si des individus végétatifs du scirpe de Long sont transplantés au début du printemps, ils produisent généralement des tiges florifères au cours de la même année (observation personnelle). La floraison a lieu en mai et en juin chez le scirpe de Long (à partir de la fin mai en Nouvelle-Écosse), soit plus tôt que chez le scirpe souchet et le scirpe à ceinture noire, espèces apparentées qui fleurissent principalement en juillet et en août (Fernald, 1911; Hill et Johannson, 1992; Rawinski, 2001). La reproduction sexuée est assurée par la pollinisation par le vent (Hill et Johannson, 1992; Rawinski, 2001) et peut-être aussi par le transport du pollen par les insectes (Hill et Johannson, 1992; voir la section **Relations interspécifiques**). Les fleurs sont hermaphrodites et possèdent toujours un seul ovaire et 1 à 3 étamines. Selon Rawinski (2001, source non citée), le scirpe de Long est probablement autocompatible, bien que le peu d'information dont on dispose sur le genre *Scirpus*, de manière large, indique plutôt une auto-incompatibilité considérable (Charpentier *et al.*, 2000; Yang *et al.*, 2013). Les graines du scirpe de Long arrivent à maturité à la fin juillet ou en août et peuvent germer au cours de la même année (Schuyler et Stasz, 1985; Rawinski, 2001). Les observations donnent à penser que la germination des graines et l'établissement des semis sont limités, sauf dans les cas où le couvert de végétaux et de litière a été réduit, par exemple par le pâturage ou un incendie (Schuyler et Stasz, 1985; Rawinski, 2001). La dispersion passive des graines par le vent et par l'eau depuis la plante parent se produit majoritairement à la fin de l'été et en automne, mais peut se poursuivre durant l'hiver si la tige florifère demeure dressée. La dispersion des graines par les oiseaux aquatiques, par voies interne ou externe (endozoochorie et épizoochorie), pourrait être importante pour la dispersion de l'espèce sur de longues distances (voir la section **Dispersion**). La population canadienne pourrait produire des graines fertiles, Hill (1994) ayant fait germer en chambre de brumisation des graines fraîches récoltées dans la nature, au lac Ponhook. Au New Jersey, une petite proportion des semis ont fleuri environ six mois après leur germination dans un site ayant subi un brûlage intense (Schuyler et Stasz, 1985), mais ce phénomène est probablement très rare, voire inexistant, dans le sud de la Nouvelle-Écosse, où la saison de croissance est plus courte. La plupart des graines ne germent pas immédiatement, et certaines demeurent probablement dans le réservoir de semences du sol. L'accumulation de graines du scirpe de Long dans le réservoir de semences du sol et la longévité des graines n'ont pas été étudiées directement, mais la

persistance à long terme de graines dans le réservoir de semences pourrait être importante étant donné la faible fréquence de la floraison et la faible fréquence potentielle des perturbations nécessaires à l'établissement des semis (particulièrement les incendies; Schuyler et Stasz, 1985). La persistance à très long terme de graines dans le réservoir de semences pourrait avoir contribué au développement rapide d'un grand nombre d'individus après un incendie intense survenu à Atsion, au New Jersey (Snyder, comm. pers., 2016); toutefois Schuyler et Stasz (1985) ne font pas mention du réservoir de semences dans leur analyse de ce phénomène, et Schuyler (comm. pers. adressée à John Lortie, citée dans Lortie, 1996) croyait que l'établissement de semis de grande ampleur était attribuable à de nouvelles graines produites par les occurrences déjà existantes (clones ayant survécu à l'incendie) et non aux graines présentes dans le réservoir de semences.

On a observé la présence d'épillets prolifères contenant de petites plantules s'étant développées à partir de graines sur les tiges florifères dressées de certains individus de la sous-population du ruisseau Wentworth, dans le bassin de la Medway. L'établissement de ces plantules une fois la tige tombée au sol contribue probablement à la densité inhabituelle de petits clones observée dans ce site (Blaney, obs. pers., 2009-2015). La plupart des individus qui semblent appartenir au scirpe de Long dans ce site sont des hybrides présentant divers degrés d'introggression de gènes du scirpe souchet (MacKay, 2010). Des cas de viviparité ont été observés au New Jersey (Snyder, comm. pers., 2016), mais ce phénomène n'est pas mentionné dans la littérature et n'est pas caractéristique des autres espèces apparentées (Whittemore et Schuyler, 2003), et il pourrait être associé à l'hybridation.

Chez le scirpe de Long, la reproduction végétative est principalement assurée par la croissance du rhizome (0,8 cm à 2,2 cm par année; Hill, 1994) sur lequel sont produites de nouvelles pousses (10 à 13 feuilles par année; Hill, 1994), ou par fragmentation du rhizome. En hiver, les feuilles meurent jusqu'à leur point de naissance sur le rhizome. Les rhizomes, qui sont affleurants ou poussent juste sous la surface du sol, sont très résistants et ne se fragmentent pas facilement, et une force considérable est nécessaire pour les rompre à la main (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Des sources naturelles de fragmentation ont été observées, dont l'érosion par la glace, dans le cas des sous-populations poussant sur des rivages, et la consommation par le rat musqué (*Ondatra zibethicus*; Hill et Johannson, 1992; Rawinski, 2001). Le rat musqué peut être commun dans les sous-populations périodiquement inondées situées en bordure de lacs et de rivières et se nourrit de préférence du scirpe de Long dans ces milieux (Rawinski, 2001). Le rat musqué et l'érosion par la glace sont peu fréquents dans les tourbières éloignées des plans et cours d'eau, où le seul phénomène permettant l'augmentation du nombre de clones pourrait être la mort d'une portion du rhizome isolant des sections auparavant reliées d'un clone. Les clones du scirpe de Long peuvent être extrêmement longévifs. Selon Hill (1994), l'âge de clones de 5 à 6 m de diamètre serait de 114 ans, d'après le taux de croissance observé (1,45 à 2,4 cm/année), ce qui donne à penser que les plus grands clones circulaires observés, d'un diamètre de 10 m, avaient probablement environ 400 ans. Les colonies plus grandes pourraient être encore plus âgées, si elles sont formées d'un seul clone.

La durée d'une génération est l'âge moyen des individus reproducteurs. Les segments de rhizome capable de produire de nouvelles pousses et de survivre s'ils sont séparés de la plante parent sont donc considérés comme des individus matures (voir la section **Population**). Hill (1994) a examiné en détail les zones de constriction annuelles des rhizomes et en a déduit que les rhizomes produisent des pousses intravaginales tous les 8 ans (écart-type de +/- 6,1 ans) et demeurent viables durant jusqu'à 15 ans. La durée d'une génération est donc évaluée à six à dix ans, mais elle pourrait être beaucoup plus longue si on tient compte du réservoir de semences du sol.

Physiologie et adaptabilité

Dans le cadre d'une expérience menée au début des années 1990, Nicholas Hill, de l'Université Mount St. Vincent, et Edward Reekie, de l'Université Acadia, ont manipulé les concentrations d'éléments nutritifs dans le sol où des plantes étaient cultivées et ont constaté que la fertilisation stimulait la floraison et la ramification du rhizome, c'est-à-dire la formation d'une talle par production de pousses intravaginales. La fertilisation n'a pas stimulé la production de pousses chez les rhizomes matures, et les dommages physiques étaient le seul facteur permettant l'activation des bourgeons dormants (Hill comm. pers., 2016), ce qui représente une réaction adaptative à l'herbivorie. De plus, Hill a mené une expérience dans le cadre de laquelle il a retiré des portions de denses clones formant des anneaux dans des sous-populations naturelles; il a constaté que la présence d'arbustes avait augmenté au sein de ces clones après quatre ans (Hill, comm. pers., 2016). Le scirpe de Long fleurit en réaction au stress occasionné par les incendies (Schuyler, 1963) et par les inondations (Rawinski, 2001) ainsi qu'aux dommages infligés par le rat musqué (Hill, 1994) et par la transplantation (Hill, 1994; Rawinski, 2001). Le scirpe de Long est considéré comme une espèce pyrophyte (capable de supporter les incendies ou d'en tirer un avantage concurrentiel), principalement à cause de la forte hausse des taux de floraison et d'établissement des semis observée après la diminution de la couverture d'espèces concurrentes occasionnée par les incendies dans la région des Pine Barrens du New Jersey, où le feu a une importance considérable (Schuyler, 1963; Schuyler et Stasz, 1985).

Le scirpe de Long peut tolérer les conditions anaérobies des sols saturés et des niveaux d'eau variables, y compris une inondation annuelle de novembre à avril (Hill, 1994). Si on se fie aux occurrences connues et à l'absence de l'espèce dans les tourbières situées en amont de barrages, où les niveaux d'eau sont artificiellement élevés (AC CDC, 2016), il semble que l'espèce ne peut pas tolérer les inondations continues. En été, l'habitat de l'espèce en Nouvelle-Écosse ne s'assèche pas autant que dans les sites de plaine sablonneuse du New Jersey (Snyder, comm. pers., 2016), mais la couche de tourbe peut s'y assécher sur une épaisseur de jusqu'à 15 cm (Hill, 1994). Le scirpe de Long est bien adapté aux sols acides et pauvres en éléments nutritifs et se rencontre presque exclusivement dans ce type de sol dans l'ensemble de son aire de répartition (pH allant de 4,3 à 4,5 selon les mesures prises dans 5 sites; Hill, 1994, appuyé par Hill et Johannson, 1992; Rawinski, 2001; AC CDC, 2016). Dans les quelques occurrences de Nouvelle-Écosse qui poussent sur le rivage de lacs et non dans des tourbières, le scirpe de Long est soumis à une forte érosion par la glace et à l'action des vagues. Comme pour d'autres espèces de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique présentes en

Nouvelle-Écosse, ces facteurs de stress sont probablement importants pour la persistance du scirpe de Long, car ils réduisent la concurrence exercée par d'autres espèces plus communes, particulièrement les arbustes et les arbres (Keddy et Wisheu, 1989; Hill et Johannson, 1992; Hill et Keddy, 1992; Hill *et al.*, 1998), en plus de stimuler la floraison.

L'aire de répartition mondiale restreinte du scirpe de Long donne à penser que l'enveloppe climatique convenant à l'espèce pourrait être plutôt petite (mais d'autres facteurs pourraient aussi expliquer cette répartition limitée). Les occurrences de Nouvelle-Écosse se trouvent à la limite nord de l'aire de répartition mondiale de l'espèce et sont limitées à la région la plus chaude de la province, ce qui semble indiquer que les occurrences canadiennes pourraient être limitées par les conditions climatiques froides. Les occurrences canadiennes pourraient donc avoir une importance particulière si le climat se réchauffait et que les conditions climatiques des régions hébergeant l'espèce plus au sud cessaient de convenir à l'espèce. Selon une modélisation des futures zones de viabilité climatique réalisée par Spalink (comm. pers., 2016), le New Jersey et le sud du Massachusetts se retrouveront à l'extérieur de la zone de tolérance de l'espèce d'ici 2080, comme on peut l'inférer d'après l'aire de répartition actuelle de celle-ci. Par contre, selon une analyse de l'indice de vulnérabilité aux changements climatiques, les changements climatiques ne sont pas considérés comme une menace grave pour l'espèce au New Jersey, et celle-ci a été cotée comme « non vulnérable à présumée stable » (Ring *et al.*, 2013).

Dispersion

Le scirpe de Long peut se disperser à petite échelle par l'allongement de ses rhizomes. Selon Hill et Johannson (1992), la taille maximale des clones est de 50 m de diamètre, et le taux de croissance est de 1,45 à 2,4 cm/année. Les graines peuvent germer directement à l'intérieur des épillets des tiges matures tombées au sol (Rawinski, 2001), et la dispersion possible de l'espèce au moyen d'épillets prolifères a été observée dans une seule sous-population en Nouvelle-Écosse (Blaney obs. pers., 2009-2015; voir la section **Cycle vital et reproduction**). Ces deux phénomènes permettraient une dispersion sur environ 1,5 m par génération. De plus, l'espèce peut se disperser par voie végétative lorsque son rhizome est fragmenté par le rat musqué ou par l'action de la glace (Hill et Johannson, 1992; Hill, 1994; Rawinski, 2001), puis que les fragments sont transportés par l'eau. Ce phénomène pourrait permettre la dispersion de l'espèce sur des mètres ou des kilomètres et serait sans doute particulièrement important dans les sites qui se trouvent en bordure de rivières et sont soumis à de forts courants durant les périodes d'inondation.

Une dispersion sur 10 km ou plus serait le plus probablement assurée par les graines, mais la production de graines est limitée dans la plupart des sous-populations canadiennes. Les akènes du scirpe de Long sont très petits (< 1 mm) et pourraient être transportés par le vent. Les soies allongées dont ils sont munis favorisent probablement le transport par le vent, mais elles ne sont pas aussi manifestement adaptées à ce type de dispersion que celles des espèces apparentées des genres *Eriophorum* ou *Trichophorum*. Les soies allongées sont quelque peu enchevêtrées et forment une masse laineuse à l'intérieur des épillets, qui sont probablement dispersés en petits groupes (Blaney, obs.

pers., 2009-2015). Les soies pourraient favoriser la dispersion par l'eau en augmentant le temps de flottaison, comme c'est le cas chez certains rhynchosporés (*Rhynchospora* spp.; Moore, 1997). L'absence relative de variation génétique entre les sous-populations présentes dans un tronçon de 17 km de la rivière Medway (MacKay *et al.*, 2010; voir la section Structure spatiale et variabilité de la population.) pourrait indiquer que le transport des graines ou des fragments de rhizomes par l'eau pourrait constituer un mode de dispersion important.

Les soies du scirpe de Long, bien qu'elles ne soient pas barbelées comme celles de certains rhynchosporés (Moore, 1997), pourraient favoriser la dispersion par les animaux, en s'accrochant au pelage ou au plumage de ceux-ci. Les oiseaux aquatiques et les autres oiseaux représentent le moyen le plus probable de dispersion sur de très longues distances. Les graines du scirpe souchet, qui sont très semblables à celles du scirpe de Long, sont consommées par les canards selon diverses sources (p. ex., Silberhorn, 1995; Illinois Wildflowers, 2016); toutefois, il pourrait s'agir d'une extrapolation de caractéristiques en fait associées à des espèces à grosses graines qui appartenaient auparavant au genre *Scirpus*, mais qui sont aujourd'hui classées dans les genres *Schoenoplectus* et *Bolboschoenus* et sont bien connues pour être dispersées par les canards, par voie interne (Mueller et van der Valk, 2002; Brochet *et al.*, 2010, 2012). Selon Martin et Uhler (1939), le scirpe souchet n'a pas de valeur pour l'alimentation des canards. Les minuscules graines du scirpe de Long pourraient facilement être transportées par voie externe, dans la boue collant aux pattes et au plumage des canards (Vivian-Smith et Stiles, 1994; Figuerola et Green, 2002). Selon les estimations, la distance de dispersion des graines de scirpes par les canards pourrait être de jusqu'à 1 400 km, mais serait plus généralement de 20 km à 30 km (d'après la dispersion par voie interne des graines du scirpe aigu [*Schoenoplectus acutus*] et du scirpe des étangs [*S. tabernaemontani*]; Mueller et van der Valk, 2002).

Selon la conception classique, les espèces végétales de la plaine côtière de l'Atlantique auraient colonisé la Nouvelle-Écosse (Roland et Smith, 1969) après avoir colonisé les terres exposées entre le sud actuel de la Nouvelle-Écosse et le Massachusetts alors que le niveau de la mer était bas (ou après y avoir persisté durant la période de glaciation). L'espèce aurait donc lentement migré jusqu'à la Nouvelle-Écosse en se dispersant progressivement sur de courtes distances au cours de milliers d'années. Selon une récente évaluation (Clayden *et al.*, 2009), ce scénario semble peu probable dans le cas d'espèces méridionales comme le scirpe de Long, car on sait aujourd'hui que les terres qui étaient alors émergées présentaient un climat haut-boréal ou arctique. En outre, par rapport à ce qu'on croyait auparavant, ces terres sont demeurées émergées moins longtemps, et leur superficie était plus faible. La dispersion du scirpe de long sur une longue distance (de l'ordre de 350 km ou plus, entre la Nouvelle-Angleterre et la zone occupée dans le sud de la Nouvelle-Écosse) a donc pu se produire, à une échelle de temps géologique.

Relations interspécifiques

Le rat musqué pourrait être un important herbivore consommant le scirpe de Long. Dans les occurrences situées sur le rivage de lacs et de rivières, le rat musqué peut se nourrir en grande partie des rhizomes du scirpe de Long (Hill et Johansson 1992; Hill 1994; Rawinski 2001), principalement en dehors de la saison de croissance, quand l'habitat est inondé. Dans la grande et dense occurrence de la pointe Grassy, au lac Ponhook, le rat musqué a consommé 20 % des quelque 9 000 pousses végétatives durant l'hiver 1990-1991 (Hill 1994; données personnelles inédites). Selon Hill (1994), même si le rat musqué peut causer des dommages de grande ampleur, la production de pousses aériennes peut rapidement être rétablie grâce aux rhizomes toujours présents. La consommation des rhizomes par le rat musqué semble stimuler au cours de la floraison la saison suivante. Hill (1994) a observé 24 tiges florifères à la pointe Grassy et a constaté que, chez 11 des 12 individus qu'il a examinés, la tige était produite sur l'extrémité d'un rhizome ayant été grugé par le rat musqué. Cette interaction pourrait être importante étant donné la floraison limitée dans la plupart des sous-populations et l'absence générale d'incendies, qui sont l'autre principal facteur stimulant la floraison, dans l'habitat actuel du scirpe de Long. En outre, le rat musqué pourrait jouer un rôle important pour la reproduction végétative et la dispersion de l'espèce, puisque, dans certaines sous-populations qui sont situées sur le rivage de lacs ou de rivières et sont inondées en hiver, de nombreux petits clones semblent être issus de fragments de rhizomes qui ont été transportés par l'eau après avoir été détachés par le rat musqué (Hill, 1994).

Les insectes qui consomment le scirpe de Long ont été peu étudiés. Des insectes du genre *Cymus* (famille des Cymidae) se nourrissant des inflorescences du scirpe de Long ont été signalés au Massachusetts (Rawinski, 2001). De plus, le *C. luridus*, le *C. angustatus* et le *C. discors* ont été signalés chez le scirpe souchet, espèce étroitement apparentée, et pourraient également s'attaquer aux inflorescences du scirpe de Long. Ces trois espèces ont été signalées en Nouvelle-Écosse (Maw *et al.*, 2000). Parmi les autres insectes qui utilisent le scirpe souchet et pourraient également utiliser le scirpe de Long comme source de nourriture, on compte le *Dirabius rectirostris* (famille des Curculionidae), charançon observé dans les Maritimes sur les tiges du scirpe souchet (Majka *et al.*, 2007), l'*Euphyes dion*, le *Ledaea perditalis* (famille des Erebidae; Illinois Wildflowers, 2016) et l'*Ischnodemus rufipes* (famille des Blissidae) (Wheeler, 2013). Ces trois dernières espèces n'ont toutefois jamais été signalées en Nouvelle-Écosse, mais sont présentes dans l'aire de répartition du scirpe de Long aux États-Unis. Le charançon *Sphenophorus callosus* a été observé à l'intérieur de tiges du scirpe souchet dans le sud des États-Unis, mais il n'a jamais été signalé au Canada et ne semble pas être présent dans les États faisant partie de l'aire de répartition du scirpe de Long (North Carolina State University, 1982). Toutefois, de nombreuses autres espèces d'insectes appartenant au même genre sont semblables sur le plan écologique et sont des ravageurs d'importance économique des cultures de plantes graminoides (Satterthwait, 1931, cité dans Wright *et al.*, 1982), et certaines des 21 espèces présentes au Canada (Bousquet *et al.*, 2013) pourraient être observées dans les tiges du scirpe de Long. D'autres insectes s'attaquant aux feuilles ou aux racines ont été associés avec le scirpe souchet d'après des citations précisant uniquement « espèce du genre *Scirpus* ». Parmi ces espèces, on compte le *Donacia fulgens* et le *Donacia*

subtilis (famille des Chrysomelidae; Marx, 1957 in Harms et Grodowitz, 2009), le *Poecilocera harrisii* (présent au moins jusqu'au Massachusetts vers le nord; BugGuide, 2016), le *Stenospa metallica* (Riley *et al.*, 2002 in Harms et Grodowitz, 2009; observé vers le nord jusque dans le sud du Maine; BugGuide, 2016; aucune mention à ce jour au Canada; Bousquet *et al.*, 2013), le *Meropleon [=Oligia] diversicolor* (papillon nocturne commun jusqu'en Nouvelle-Écosse; AC CDC 2016), le *Capsula [=Archanara] subflava* et le *C. oblonga* (papillons nocturnes signalés en Nouvelle-Écosse; AC CDC, 2016) (McCafferty et Minno, 1979 in Harms et Grodowitz, 2009) ainsi que l'*Hydrellia griseola* (famille des Ephydriidae; Lange *et al.*, 1953 in Harms et Grodowitz, 2009; signalé en Nouvelle-Écosse, Deonier, 1971).

Les insectes pollinisateurs ne semblent pas importants pour le scirpe de Long, et on considère généralement que celui-ci et les espèces qui lui sont apparentées sont strictement pollinisés par le vent. Néanmoins, des syrphes ont été observés sur les fleurs du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse (Hill, 1994) et, selon certaines indications, ces insectes pourraient contribuer à la pollinisation d'autres espèces de Cypéracées (Leereveld *et al.*, 1981). De plus, il semble que la contribution des insectes, particulièrement les diptères, à la pollinisation d'espèces apparemment pollinisées par le vent pourrait être sous-estimée (voir Pojar, 1973; Larson *et al.*, 2001).

Les oiseaux aquatiques et les autres oiseaux représentent le moyen le plus probable de dispersion du scirpe de Long sur de longues distances, par transport par voies interne ou externe. Ce sujet est traité plus en détail dans la section **Dispersion**.

Le scirpe souchet forme des arbuscules (Cooke et Lefor, 1998; Bauer *et al.*, 2003), ce qui pourrait également être le cas du scirpe de Long. Les arbuscules sont des structures spécialisées qui permettent le transfert des éléments nutritifs au niveau des racines et qui résultent de la pénétration de champignons mycorhiziens dans les cellules du cortex des racines. Dans cette relation de mutualisme, le champignon mycorhizien à arbuscules reçoit des photosynthétats (exsudats racinaires riches en carbone), et la plante prélève les éléments nutritifs dans le sol de façon plus efficace, particulièrement le phosphore, ce qui améliore sa croissance (Bauer *et al.*, 2003, et ouvrages qui y sont cités en référence). Les champignons mycorhiziens à arbuscules ont besoin d'oxygène, ce qui pourrait être un des facteurs qui expliquent l'absence d'arbuscules chez diverses espèces de Cypéracées des tourbières en Alberta (Thormann *et al.*, 1999); dans certains milieux où pousse le scirpe de Long, l'eau souterraine pourrait contenir une teneur en oxygène suffisante pour permettre la croissance des champignons mycorhiziens, comme il a été observé chez des Cypéracées des tourbières minérotrophes des prairies (Turner *et al.*, 2000).

La concurrence exercée par d'autres plantes vasculaires, particulièrement des arbustes, semble avoir une incidence sur la répartition du scirpe de Long à l'échelle locale, le scirpe de Long étant plus fréquent et plus vigoureux dans les zones présentant une couverture limitée d'arbustes et de plantes herbacées de même hauteur que lui (Hill et Johannson, 1992; Hill, 1994; Rawinski, 2001; AC CDC, 2016). De plus, Hill et Johannson (1992) ont constaté une exclusion et une suppression des arbustes et des autres plantes herbacées à l'intérieur des clones du scirpe de Long et ont observé que la hauteur des

arbustes et la couverture d'arbustes ainsi que la diversité des plantes vasculaires étaient considérablement réduites à l'intérieur de clones circulaires par rapport aux zones immédiatement à l'extérieur de ces clones. Ces différences étaient particulièrement prononcées dans les grands clones présumément âgés. Selon les auteurs, le dense anneau de pousses pourrait empêcher l'introduction d'autres végétaux, et le réseau de vieux rhizomes ainsi que la litière de feuilles formée par le scirpe de Long pourraient réduire l'établissement d'autres espèces dans le clone.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Comme il est indiqué dans la section **Activités de recherche**, la majorité des occurrences du scirpe de Long qui étaient déjà connues en 2015 ont été visitées au cours des six années précédentes, et on croit qu'elles sont relativement stables. On dispose de bonnes connaissances sur les sites connus, et l'habitat potentiel qui n'a pas encore fait l'objet de relevés est vaste dans le sud de la Nouvelle-Écosse, ce qui donne à penser que les futurs travaux de terrain devraient être axés sur l'étude de la répartition et du nombre d'occurrences non encore documentées plutôt que sur la réalisation de nouvelles visites dans les sites connus. Dans le cadre des travaux de terrain réalisés pour la préparation du présent rapport de situation, un échantillonnage aléatoire stratifié de l'habitat potentiel a été effectué, ainsi que des visites ciblées dans quelques régions correspondant à des mentions anciennes.

La sélection aléatoire des sites pour les relevés a été réalisée de la façon décrite ci-dessous.

- 1) L'aire de répartition potentielle du scirpe de Long a été divisée au moyen de la grille UTM à mailles de 10 km de côté. L'aire de répartition potentielle a été considérée comme la zone délimitée par la rivière LaHave (bassin hydrographique situé le plus au nord-est où l'espèce a été signalée), dans le comté de Lunenburg, par l'occurrence la plus septentrionale (lac Smith, comté de Lunenburg) et par les occurrences les plus occidentales (nord-ouest du lac Kejimikujik, comté de Queens, et lac Wilson, comté de Yarmouth). Les mailles contenant principalement des superficies d'océan ont été exclues, même si certaines d'entre elles renfermaient des tourbières propices à l'espèce (elles ont été exclues parce que le temps pouvant être consacré aux relevés était limité, et parce que les résultats auraient pu être biaisés si plusieurs mailles situées sur la côte et contenant peu de terres avaient été sélectionnées). On a également exclu les mailles éloignées dont l'accès par la route était très limité, dans le parc national du Canada Kejimikujik et l'aire de nature sauvage Tobeatic. Ainsi, la région visée par les recherches correspondait à 63 mailles de 10 km de côté (annexe 1).

- 2) Pour veiller à ce que les sites sélectionnés de façon aléatoire pour le relevé soient répartis dans l'ensemble de la région, l'aire de répartition potentielle a été divisée en huit zones comprenant chacune six à neuf mailles d'une grille de 30 km de côté appliquée à la région visée par les relevés, puis une maille a été sélectionnée au hasard dans chaque zone.
- 3) Les photographies aériennes (Google Earth) des mailles sélectionnées ont été attentivement examinées; des recherches ont été réalisées à pied dans les sites accessibles qui se trouvaient dans les tourbières dégagées les plus susceptibles d'héberger le scirpe de Long (tourbières vastes, particulièrement celles situées à proximité de cours d'eau, qui présentaient des superficies de couleur claire, facteur indiquant une dominance d'espèces graminoides et une couverture d'arbustes limitée). Un à trois jours-personnes ont été consacrés aux recherches (pour un total de 11 jours), selon la disponibilité du botaniste.

De nouvelles occurrences du scirpe de Long ont été découvertes dans 4 des 8 mailles de 10 km de côté (annexe 1). Une des nouvelles occurrences fait partie de la sous-population du ruisseau Eighteen Mile, qui était déjà connue, alors que les quatre autres sont de nouvelles sous-populations (deux nouvelles sous-populations distinctes ont été trouvées dans un même carré). Deux des nouvelles sous-populations (rivières Quinans et Tom Tigney) sont parmi les plus grandes de l'espèce. La sélection aléatoire des sites permet l'estimation du nombre d'« occurrences » du scirpe de Long qui n'ont pas encore été découvertes; même si la plupart de ces nouvelles occurrences représentaient de nouvelles sous-populations, le terme « occurrences » est utilisé dans la présente section plutôt que le terme « sous-populations », car certains des nouveaux sites pourraient se trouver à proximité de sous-populations déjà connues et donc faire partie de celles-ci. Si on appliquait la proportion obtenue de 5 nouvelles occurrences pour 8 mailles aux 63 mailles totales de la zone à étudier, on obtiendrait 39 occurrences non connues avant 2015 (34 occurrences encore inconnues en plus des 5 découvertes dans le cadre des travaux de terrain aléatoires de 2015).

Ce résultat de 34 sous-populations non encore découvertes devrait être considéré comme une estimation basse, et ce pour trois raisons. Premièrement, les milieux propices situés à l'intérieur des mailles n'ont pas tous été visités. Dans toutes les mailles, sauf une, des superficies considérables de milieux très propices n'ont pas fait l'objet de relevés parce que le temps ou l'accès par la route étaient limités. Si des recherches intensives avaient été menées dans toutes les mailles visitées, il est fort possible que des découvertes auraient pu être faites dans jusqu'à trois mailles additionnelles (de nouvelles occurrences auraient donc été trouvées dans sept des huit mailles) et que des sites additionnels auraient été trouvés dans les mailles occupées. En d'autres mots, la proportion de cinq occurrences dans huit mailles (taux de 0,625) représente une sous-estimation. Deuxièmement, la zone étudiée représentait seulement une portion de l'aire de répartition potentielle du scirpe de Long. Onze mailles de cette aire ont entièrement été exclues de la zone étudiée à cause de questions d'accessibilité, et douze mailles contenant des milieux propices ont été exclues parce qu'elles étaient principalement occupées par des superficies d'eau salée. Il est très probable que le scirpe de Long est présent dans au

moins un site dans plusieurs des 23 mailles exclues de la zone étudiée, qui comptait 63 mailles. Enfin, il pourrait également y avoir des occurrences à l'extérieur de l'aire de répartition connue, au nord-est ou au nord-ouest de celle-ci.

L'intervalle de confiance à 95 % pour le nombre de mailles de 10 km de côté qui renferment des sous-populations non encore découvertes parmi les 63 mailles de la zone étudiée peut être calculé d'après les méthodes présentées dans NIST (2012). De nouvelles occurrences du scirpe de Long ont été découvertes dans 50 % des mailles de 10 km de côté visitées; si on se fie à ce taux et qu'on suppose que la distribution est binomiale, il y a une probabilité de 95 % que le nombre réel de mailles de 10 km de côté qui renferment de nouvelles occurrences parmi les 63 mailles de la zone étudiée soit de 16 à 53 (cette estimation comprend les quatre mailles dans lesquelles de nouvelles occurrences ont été découvertes, ce qui signifie que 12 à 49 mailles additionnelles renfermeraient des occurrences non encore découvertes). Si on extrapole le taux prudent observé de 1,25 nouvelle occurrence par maille occupée, alors il y aurait 20 à 66 nouvelles occurrences (cette estimation comprend les cinq nouvelles occurrences découvertes en 2015, ce qui signifie qu'il y aurait 15 à 61 nouvelles occurrences non encore découvertes).

En 2015, trois jours-personnes supplémentaires ont été consacrés à des recherches dans des sites choisis de façon non aléatoire, à l'endroit ou à proximité de mentions antérieures pour lesquelles aucune donnée recueillie au cours des dix dernières années ne figurait dans la base de données du CDC du Canada atlantique (2016). Deux jours ont été consacrés à des recherches dans le bassin de la Medway, où se situent les occurrences d'Echo Lodge, du ruisseau Wentworth et du ruisseau Hemlock; l'étendue connue de ces occurrences a été considérablement augmentée, et deux grandes occurrences nouvelles séparées par 980 m ont été découvertes à la baissière Murray et au ruisseau Dean. L'autre jour a été consacré à des recherches dans le bassin du ruisseau Lower Great (à proximité de l'occurrence du ruisseau Upper Great), où deux très petites nouvelles occurrences ont été trouvées.

Abondance

Aux fins de l'évaluation du COSEPAC, les unités dénombrées sont des « individus matures », c'est-à-dire des unités qui sont capables de se reproduire par voie végétative ou par voie sexuée et de survivre si elles sont séparées de la plante parent et qui sont susceptibles dans une certaine mesure d'être détachée de la plante parent par un processus naturel (COSEWIC, 2015). Selon cette définition, tous les segments de rhizome distincts pourraient être considérés comme un individu mature. Le rhizome n'est pas facilement observable sur le terrain, mais le nombre de pousses² est une bonne mesure du nombre de segments d'un rhizome. Le nombre de pousses représente toutefois une surestimation de la taille réelle de la population pour l'évaluation du risque de disparition, car le rhizome très résistant des clones ne pourrait jamais être fragmenté segment par segment. En fait, la fragmentation pourrait être quasi nulle dans les tourbières situées à bonne distance des cours d'eau, où les dommages causés par le rat musqué et par la

² Les pousses, ou ramets, sont également appelées « rosettes » par les gens travaillant sur le terrain, car les feuilles des pousses végétatives partent toutes du même point sous la surface de la tourbe et s'étalent vers l'extérieur à partir de la base.

glace sont probablement absents. Le nombre d'individus matures dans une sous-population de scirpe de Long se situe donc quelque part entre le nombre de clones (ensemble de pousses identiques sur le plan génétique et reliées par des rhizomes, c'est-à-dire un genet), valeur minimale, et le nombre de pousses, valeur maximale, les valeurs inférieures de cette fourchette étant plus appropriées vu la fréquence limitée de la fragmentation dans de nombreux sites.

Selon une estimation grossière, la population canadienne compterait 2 700 clones, mais il y a une incertitude considérable quant au nombre de clones présents dans les grandes sous-populations du lac Ponhook et de Eel Weir Stillwater. La population canadienne compterait très approximativement 718 000 pousses. Comme il est indiqué dans la section **Activités et méthodes d'échantillonnage**, les sous-populations non encore découvertes pourraient compter un effectif équivalent ou même supérieur à celui des sous-populations actuellement connues. Le nombre d'individus matures présents au Canada se situe donc entre 2 700 et 1 436 000, mais se rapproche davantage de la valeur inférieure de cette large fourchette, en raison de la fragmentation limitée. Si le nombre d'individus était fondé uniquement sur le nombre de clones, la population canadienne (sites non découverts compris) pourrait être inférieure à 10 000 individus. Toutefois, puisque la reproduction par fragmentation est possible dans de nombreuses sous-populations, le rapport clones/individus devrait être considéré comme légèrement inférieur à 1:1, de sorte que la population canadienne compte très probablement plus de 10 000 individus.

L'hybridation est un facteur qui complique l'évaluation des populations du scirpe de Long. Elle a été étudiée au moyen de marqueurs RAPD spécifiques (MacKay *et al.*, 2010; MacKay, comm. pers., 2016; voir les sections *Structure spatiale et variabilité de la population* et **Menaces - Hybridation**). Les lignes directrices du COSEPAC (2010) concernant l'inclusion des individus hybrides ne sont pas strictes, mais elles suggèrent que « Lorsqu'il y a hybridation de cause humaine, les hybrides F₁ et leur descendance introgressée doivent généralement être tenus pour une perte pour l'espèce sauvage et une menace à sa persistance » (et ne sont donc pas inclus dans les individus dénombrés). L'hybridation peut être considérée comme étant « de cause humaine » si elle résulte de « [...] la destruction ou la modification d'habitats propices et le retrait de barrières à la reproduction (géographiques, physiques ou comportementales) qui existaient précédemment entre les deux populations indigènes distinctes génétiquement » (COSEWIC, 2016). Cette cause est marginale dans le cas du scirpe de Long, car le scirpe souchet était probablement assez commun avant la colonisation européenne, et un certain degré d'hybridation a probablement toujours existé, mais les perturbations humaines ont entraîné une augmentation de l'abondance du scirpe souchet et pourraient avoir fait en sorte que celui-ci fleurit en moyenne plus tôt dans la saison, ce qui augmente les risques d'hybridation (voir la section **Menaces – Espèces indigènes problématiques**). Aux fins du présent rapport, les effectifs des sous-populations contenant des hybrides ont été ajustés à la baisse pour refléter le fait qu'elles sont principalement composées d'hybrides, mais contiennent tout de même certains individus purs (tableau 1). Les sous-populations pour lesquelles l'hybridation est très limitée ou n'a pas été étudiée ont été considérées comme pures sur le plan génétique.

Les méthodes utilisées pour faire le recensement des sous-populations du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse n'ont pas été uniformes au fil du temps. Dans les petites sous-populations, ce sont généralement les clones (colonies circulaires isolées et facilement distinguables dans la plupart des sous-populations) qui ont été dénombrés, mais parfois les pousses l'ont également été. Dans les grandes sous-populations, particulièrement celles où les clones se chevauchent et ne peuvent être distingués, la superficie occupée est parfois le seul renseignement consigné. Le tableau 1 présente la liste des sous-populations canadiennes, accompagnée des meilleurs renseignements quantitatifs accessibles, et l'annexe 2 décrit les méthodes utilisées pour évaluer l'effectif. La grande majorité de la population canadienne, particulièrement lorsqu'on tient compte du nombre de pousses, se concentre dans 9 des 37 sous-populations connues, chacune comptant plus de 10 000 pousses selon les estimations, et trois de ces sous-populations compteraient plus de 100 000 pousses (Eel Weir Stillwater, ruisseau Eighteen Mile et rivière Tidney). De nombreuses sous-populations sont très petites : 15 d'elles comptent moins de 10 clones, dont 12 renferment seulement 1 à 3 clones. On croit qu'aucune sous-population ne dépasse probablement 1 000 clones, mais celle de la rivière Tidney pourrait approcher ou peut-être même dépasser ce nombre.

Tableau 1. Sous-populations du scirpe de Long (*Scirpus longii*) au Canada, avec données sur l'abondance, descriptions et régime foncier. Dans de nombreux cas, les estimations du nombre de clones et de pousses sont très imprécises. Voir l'annexe 2 pour de plus amples détails sur l'origine des données. Les valeurs indiquées dans les colonnes « N^{bre} de clones » et « N^{bre} de pousses » correspondent à des estimations faites sur le terrain, et l'incertitude des valeurs est indiquée le cas échéant. Les valeurs indiquées dans les colonnes « N^{bre} arrondi de clones » et « N^{bre} arrondi de pousses » sont dérivées des données de terrain et visent à permettre l'estimation de la population totale. Le nombre de coordonnées GPS distinctes figurant dans la base de données du CDC du Canada atlantique est indiqué dans la colonne « N^{bre} de points de données ». Les données dans les cases grisées (sous-populations 18 et 37) ont été ajustées selon les indications, pour refléter le degré d'hybridation. Il est possible que les sous-populations qui n'ont pas encore été découvertes soient aussi importantes que celles énumérées ci-dessous (voir Activités et méthodes d'échantillonnage).

| Sous-population | Bassin hydrographique | N ^{bre} de clones | N ^{bre} arrondi de clones | N ^{bre} de pousses | N ^{bre} arrondi de pousses | N ^{bre} de points de données | Description | Régime foncier |
|---------------------------|-----------------------|----------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|--|--|
| 1) Lac Smith | LaHave | 3 | 3 | 355 | 355 | 3 | 3 clones sur 25 m | 100 % réserve naturelle du lac Smith (provinciale) |
| 2) Lac Seven Mile | LaHave | ~100? | 100 | Prob. quelques dizaines de milliers | 15 000 | 2 | 1 grande occurrence (130 m × 5 m à 20 m) et 1 petite (10 m × 1-2 m) situées à 200 m l'une de l'autre, sur les rives opposées du ruisseau Demones | 100 % privé |
| 3) Lac McGowan | Medway | 2 | 2 | ? | 200 | 1 | 2 clones à un seul point | 100 % terres publiques provinciales |
| 4) Ruisseau Barren Meadow | Medway | 7 | 7 | 145 | 145 | 4 | 7 clones sur 10 m | 100 % privé |

| Sous-population | Bassin hydrographique | N ^{bre} de clones | N ^{bre} arrondi de clones | N ^{bre} de pousses | N ^{bre} arrondi de pousses | N ^{bre} de points de données | Description | Régime foncier |
|-----------------------------|-----------------------|-------------------------------------|------------------------------------|--|-------------------------------------|---------------------------------------|--|---|
| 5) Lac Shingle | Medway | 215 | 215 | Quelques dizaines de milliers | 15 000 | 10 | 4 occurrences plutôt isolées sur 1,4 km; 1 petite, 1 assez grande près du lac; 2 petites dans des tourbières minérotrophes nettement au nord du lac | Presque 100 % terres publiques provinciales |
| 6) Eel Weir Stillwater | Medway | 198+ (dénombrement prob. incomplet) | 198 | prob. des centaines de milliers, ou plus | 200 000 | 41 | Vaste occurrence occupant plus de ~3,4 km dans une tourbière et le pré inondable bordant la rivière Pleasant et le lac Shingle | 100 % privé |
| 7) Lac Molega | Medway | 21 | 21 | ? | 2 100 | 2 | 2 occurrences séparées par 1,3 km; 1 comptant 5 clones, 1 comptant un seul clone | 100 % privé |
| 8) Rivière Wildcat | Medway | 100 | 100 | ~10 000 | 10 000 | 41 | Exactement 100 clones dénombrés sur 200 m, plus un seul clone à 100 m en aval | 100 % fédéral |
| 9) Lac Hog | Medway | 13 | 13 | ? | 1 300 | 2 | 13 clones dans 2 petites occurrences séparées par 100 m | 100 % privé |
| 10) Echo Lodge | Medway | 24 | 24 | ~360 | 360 | 20 | 24 clones signalés dans 4 tourbières minérotrophes distinctes situées en bordure de la rivière, sur 1,2 km; espèce probablement présente dans d'autres milieux semblables en amont et en aval. | 100 % privé |
| 11) Lac Bull Moose | Medway | 7 | 7 | ? | 700 | 1 | 7 clones sur 57 m | 100 % aire de nature sauvage du lac Rossignol |
| 12) Petit lac Rocky | Medway | 2 | 2 | ? | 200 | 2 | 2 petits clones séparés par 100 m | 100 % terres publiques provinciales |
| 13) Premier lac Christopher | Medway | 2 | 2 | ? | 200 | 2 | 2 grands clones (chacun de 8 m de diamètre) séparés par 900 m | 100 % privé |
| 14) Ruisseau Eighteen Mile | Medway | Plusieurs centaines | 250 | prob. des centaines de milliers | 180 000 | 87 | Vaste occurrence dans une zone de 3,5 km x 2,2 km | ~58 % terres publiques provinciales, 42 % privé |
| 15) Lac Moosehorn | Medway | 7 | 7 | Quelques centaines | 700 | 2 | 5 clones et 2 clones dans des sites séparés par 140 m | 100 % terres publiques provinciales |
| 16) Lac Ponhook | Medway | Environ 500? | 350 | Prob. quelques dizaines de milliers à environ 50 000 | 25 000 | 74 | Au moins 19 tourbières minérotrophes ou sites en bordure de lacs occupés dans une zone de 3,7 km x 2,0 km près du lac Ponhook et du Petit lac Ponhook + 1 tourbière minérotrophe à 450 m en amont d'un petit ruisseau relié au lac Ponhook | Presque 100 % privé |

| Sous-population | Bassin hydrographique | N ^{bre} de clones | N ^{bre} arrondi de clones | N ^{bre} de pousses | N ^{bre} arrondi de pousses | N ^{bre} de points de données | Description | Régime foncier |
|---|-----------------------|--|------------------------------------|--|-------------------------------------|---------------------------------------|--|---|
| 17) Baissière Murray | Medway | 41 + plusieurs centaines | 300 | 31 000 | 2 100 + 29 000 | 27 | Sous-populations très denses dans une zone de plus de 90 m x 70 m sur la rive est de la rivière; 41 clones dans une zone de plus de 130 m x 40 m immédiatement en amont du ruisseau Murray, 960 m au sud | Sous-site de la baissière Murray, 100 % terres publiques provinciales; beaucoup plus grand que le sous-site du ruisseau Dean, 100 % privé |
| 18) Ruisseau Wentworth | Medway | [16 % de clones purs sur les quelques centaines de clones] + 78+ | 65 | [est. 16 %? et milliers d'hybrides] + 69 000 | 70 600 | 83 | Dans 4 tourbières minérotrophes distinctes situées sur les rives opposées de la rivière; espèce commune à abondante dans une zone de 550 m x ~40 m; abondante dans une autre zone de 90 m x 50 m (hybridation importante); aucun dénombrement effectué dans les autres sites | Majoritairement privé; trois sites aire de conservation de la rivière Medway (NSNT) |
| 19) PN Kejimkujik – lacs Kejimkujik, George et Loon | Mersey | 93 à 95 | 93 à 95 | Quelques milliers | 4 500 | 32 | 16 occurrences dans des tourbières minérotrophes bordant des lacs et des rivières + 2 occurrences sur le rivage de lacs; aucune occurrence ne comptant un très grand nombre de clones | 100 % PN Kejimkujik (fédéral) |
| 22) Tourbière Dunraven Nord | Mersey | 17 | 17 | ~500 | 500 | 11 | Petites sous-populations dans deux zones séparées par 600 m | 100 % réserve naturelle de la tourbière Dunraven (provincial) |
| 23) Baie Little Sixteen Mile | Mersey | 1 | 1 | ? | 100 | 1 | 1 clone | 100 % privé |
| 24) Ruisseau Upper Great | Mersey | 10 à 20 | 15 | ? | 1 500 | 1 | 10 à 20 clones dans deux milieux humides séparés par ~900 m | 100 % privé |
| 25) Lac Ten Mile | Mersey | 4 ou 5 | 4 | Des centaines | 500 | 4 | 4 petites occurrences dans une tourbière minérotrophe bordant le lac, contenant chacune un seul ou 2 grands clones; occurrences nettement séparées les unes des autres par 0,7 km à 1,3 km | 100 % terres publiques provinciales |
| 26) Tourbière Six Mile | Mersey | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 très petit clone | 100 % privé |
| 27) Ruisseau Lower Great | Mersey | 1 | 1 | 13 | 13 | 1 | 1 clone | 100 % privé |
| 28) Ruisseau DeWolfe | Five Rivers | 1 | 1 | 150-200 | 175 | 1 | 1 clone de 6 m de diamètre | 100 % terres publiques provinciales |

| Sous-population | Bassin hydrographique | N ^{bre} de clones | N ^{bre} arrondi de clones | N ^{bre} de pousses | N ^{bre} arrondi de pousses | N ^{bre} de points de données | Description | Régime foncier |
|----------------------------|-----------------------|------------------------------|------------------------------------|-----------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---|---|
| 29) Baissière Hagen | Five Rivers | ~25 | 25 | milliers | 3 000 | 3 | 3 sites sur plus de 260 m; occurrence dense sur plus de 73 m, plus deux petits clones | 100 % terres publiques provinciales |
| 30) Tourbière Dunraven Sud | Sable | 107 | 107 | ~1 500 | 1 500 | 14 | 107 clones signalés dans 8 zones grandement dispersées dans un secteur de 2 km x 1,6 km | 100 % réserve naturelle de la tourbière Dunraven (provincial) |
| 31) Lac Wilkins | Tidney | 1 | 1 | ? | 100 | 2 | 1 clone | 100 % privé |
| 32) Rivière Tidney | Tidney | Plusieurs centaines à 1 000+ | 400 | 120 000 | 120 000 | 110 | Abondance à l'échelle locale sur 2,6 km de la tourbière inondable bordant la rivière | En majeure partie privé; certains dans la zone sauvage de la rivière Tidney |
| 33) Tourbière Blue Hill | Ruisseau Ogdens | 100+ | 100 | ? | 10 000 | 3 | 100+ clones sur 700 m | 100 % terres publiques provinciales |
| 34) Ruisseau Bloody | Clyde | ~20 | 20 | Des milliers | 2 000 | 3 | Grands clones formant une colonie de 0,3 ha | 100 % pré Quinns/aire protégée de la rivière Clyde (CNC) |
| 35) Pré Quinns | Clyde | ~100? | 100 | Des milliers | 10 000 | 37 | Occurrence relativement dense dans une zone de 300 m x 75 m | 100 % privé |
| 36) Lac Gilfillan | Tusket | 1 | 1 | ~400 | 400 | 1 | Colonie dense (1 clone?) occupant 2 m x 2 m | 100 % privé |
| 37) Lac de l'École | Tusket | est. 15 % de centaines | 38 | est. 15 % de 6 500 | 1 500 | 16 | Espèce commune dans une tourbière minérotrophe de 300 m x 375 m; 3 autres petites occurrences isolées sur le rivage à moins de 600 m. ~85 % d'hybrides selon MacKay (comm. pers., 2016) | 75 % privé; 25 % aire de conservation du lac de l'École (CNC) |
| 38) Rivière Quinan | Tusket | 41 | 41 | 4 500 | 4 500 | 38 | Espèce commune des deux côtés de la rivière, dans une zone de 600 m x 210 m | 100 % privé |
| 39) Lac Wilsons | Tusket | 45 | 86 | ? | 4 500 | 5 | Petite sous-population dans une tourbière minérotrophe bordant le lac | 100 % aire de conservation du lac Wilsons (NSNT) |
| TOTAL | | | 2 716 | | 717 949 | | | |

Fluctuations et tendances

Le scirpe de Long est une espèce à croissance lente et à longue durée de vie, et rien ne laisse croire qu'il subirait des fluctuations à court terme pertinentes pour l'application du critère relatif aux fluctuations extrêmes utilisé aux fins d'évaluation par le COSEPAC. Des fluctuations à plus long terme associées à des épisodes d'établissement après les

incendies ont toutefois été observées (Schuyler et Stasz, 1985). Hill et Johannson (1992) ont trouvé des fragments de charbon dans la tourbe à la sous-population du ruisseau Eighteen Mile et ont avancé que les nombreux clones d'une taille de 5 à 6 m pourraient s'être établis après un incendie survenu vers 1890, selon les renseignements fournis par le propriétaire du terrain. Le taux de croissance des rhizomes observé à ce site vient appuyer cette hypothèse, car la date d'établissement évaluée à partir de ce taux pour des clones d'une telle taille se rapproche des années 1890 (1870) (Hill et Johannson, 1992).

Il y a peu de signes d'un déclin de la population canadienne du scirpe de Long au cours des 22 années s'étant écoulées depuis la publication du rapport de situation antérieur (Hill, 1994). Toutes les occurrences mentionnées dans Hill (1994) existent encore, dont les deux premières occurrences découvertes (lac Moosehorn et lac Ponhook) en 1941 (Weatherby, 1942). Dans la plupart des sites mentionnés par Hill (1994; lac Shingle, Eel Weir Stillwater, rivière Medway - Echo Lodge, ruisseau Eighteen Mile, tourbière Dunraven, pré Quinns, lac Wilsons), les relevés subséquents ont permis d'accroître l'effectif connu et la superficie connue occupée par la sous-population, parfois de façon considérable comme dans le cas du pré Quinns (un site comptant un clone composé de 100 pousses en 1994, comparativement à 35 sites comptant de nombreux clones sur une superficie de 300 m sur 85 m en 2013; AC CDC, 2016) et de la tourbière Dunraven (un site comptant 19 petits clones en 1994; 22 sites comptant 124 clones sur une superficie de 4,3 km sur 1,7 km en 2012; AC CDC, 2016). L'expansion des clones de l'espèce est lente (Hill, 1994), ce qui indique que les clones bien établis présents dans ces sites étaient probablement présents lors des relevés antérieurs, mais n'avaient pas été repérés. Donc, ces augmentations reflètent probablement davantage l'intensification des activités de recherche que de réelles hausses des effectifs. Certains signes de déclin sont observés depuis 1990 dans la sous-population du lac Ponhook. En août 2012, Nicholas Hill a noté 10 sites (sur les 61 points de données actuellement connus d'après diverses sources pour la sous-population du lac Ponhook; AC CDC 2016) dans les environs de la pointe Grassy, où la superficie occupée par le scirpe de Long a diminué depuis les travaux que celui-ci a réalisés en 1990, selon ses souvenirs et la présence de rhizomes morts (AC CDC, 2016). L'espèce est encore relativement commune et abondante localement dans cette portion du rivage du lac Ponhook, et on ignore dans quelle mesure exacte le nombre total d'individus dans la sous-population pourrait avoir diminué.

Dans l'occurrence du ruisseau Eighteen Mile, des signes non concluants d'augmentation à long terme ont été observés. Ce site se trouve dans une tourbière minérotrophe dégagée scindée par l'autoroute provinciale 8, et le scirpe de Long y est abondant jusqu'en bordure de la route dans certaines zones. Dans ce site, Weatherby (1942) a signalé pour la première fois en Nouvelle-Écosse le saule pédicellé (*Salix pedicellaris*), espèce rare dans la province, mais il n'y avait pas trouvé le scirpe de Long. Weatherby avait découvert le scirpe de Long dans ce secteur, au lac Moosehorn, et il semble probable qu'il aurait remarqué l'espèce si elle avait été commune comme à l'heure actuelle dans ce site; on ne peut toutefois pas écarter la possibilité qu'il n'ait simplement pas remarqué les individus de l'espèce.

Il semble probable que la population du scirpe de Long demeure relativement stable au cours des 30 prochaines années (soit le triple de la durée d'une génération), vu la nature longévive des grands clones de l'espèce et l'évolution lente des principales menaces. Toutefois, il pourrait y avoir un déclin lent attribuable à l'ombre créée par le nerprun bourdaine, arbuste exotique envahissant, ou à cause de la succession végétale. La production de graines et l'établissement de semis limités, phénomène répandu, accentuent la gravité de ces menaces, car ils limitent les possibilités de dispersion vers des milieux dégagés convenables. Il est probable que les effets négatifs de l'hybridation sur la taille de la population se feront sentir encore plus lentement, car la floraison, la production de graines et l'établissement de semis sont peu fréquents dans la plupart des populations.

Immigration de source externe

Bien que la dispersion sur de longues distances ait probablement été importante pour l'établissement du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse (voir la section **Dispersion**), les probabilités d'immigration de source externe sont sans doute limitées, car la population de Nouvelle-Écosse se trouve à au moins 366 km de l'occurrence connue la plus proche aux États-Unis, qui se trouve dans le comté de York, dans le Maine. De plus, l'habitat potentiel le plus proche des occurrences américaines, situé dans l'extrême sud de la Nouvelle-Écosse, se trouve à au moins 340 km du sud du Maine et à 415 km du nord du Massachusetts. Dans tous les cas, les eaux libres du golfe du Maine occupent la majeure partie de la distance qui sépare ces sites. Les probabilités d'immigration depuis les sous-populations de la Nouvelle-Angleterre sont encore plus limitées, en raison de la rareté de l'espèce ainsi que de la floraison et de la production de graines peu fréquentes dans cette région. L'établissement de l'espèce en Nouvelle-Écosse à partir de populations des États-Unis est donc probablement extrêmement rare.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Menaces

Bien que 13 des 37 sous-populations du scirpe de Long se trouvent dans des aires protégées, plusieurs menaces répandues pèsent tout de même sur celles-ci. Notamment, le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*) a été observé à moins de 15 km de 20 des 37 sous-populations. L'hybridation avec le scirpe souchet, espèce indigène plus répandue et plus commune, représente une autre menace, mais elle est probablement plus intense dans les paysages non protégés. Vu la longévité des clones du scirpe de Long, on ne prévoit pas que les menaces actuelles aient un impact mesurable sur la taille de la population ou sur la présence des sous-populations d'ici au moins les 50 prochaines années, ce qui est supérieur à la durée estimée de trois générations, de sorte que l'impact global des menaces calculé est faible (voir le calculateur des menaces, à l'annexe 3).

Espèces exotiques envahissantes (8.1)

Le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*), arbuste envahissant, est l'une des espèces végétales envahissantes les plus problématiques au Canada et dans le nord-est des États-Unis (Catling et Porebski, 1994; Frappier *et al.*, 2003a, 2003b; Catling et Mitrow, 2012; IPANE, 2012), et il est considéré comme une menace pour le scirpe de Long au Massachusetts (Rawinski, 2001). Il a été clairement établi que les milieux humides tourbeux sont susceptibles d'être envahis par le nerprun bourdaine, qui crée un couvert arbustif dans ces milieux qui étaient initialement entièrement ou presque entièrement dégagés (références ci-dessous). L'établissement d'un couvert arbustif aurait des répercussions considérables sur le scirpe de Long, qui est principalement observé dans des sites complètement dégagés et qui semble désavantagé dans les sites où les arbustes commencent à exercer une concurrence (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Le nerprun bourdaine a déjà envahi des milieux humides tourbeux au Wisconsin (Reinartz et Kline, 1998, notent que le nerprun bourdaine a mis 20 ans à envahir complètement une tourbière de 1 000 ha), en Illinois (Taft et Solecki, 1990), au Michigan (Fiedler et Landis, 2012), en Ontario (Catling et Mitrow, 2012) et en Nouvelle-Écosse (Hill et Blaney, 2009). Le nerprun bourdaine diffère des autres espèces envahissantes présentes en Nouvelle-Écosse, car bien qu'il prospère dans les sites perturbés, il colonise également les sites non perturbés à l'écart des établissements humains (AC CDC, 2016). Dans les milieux humides acides dans lesquels on le rencontre dans le sud de la Nouvelle-Écosse, il est généralement la seule espèce exotique présente (Hill et Blaney, 2009; Blaney, obs. pers., 2009-2015). En outre, dans les Maritimes, notamment le long des rivières Medway, Mersey et Pleasant, où on trouve de nombreux sites hébergeant le scirpe de Long, les plaines inondables riveraines sont particulièrement susceptibles d'être envahies par le nerprun bourdaine (Blaney, obs. pers., 2009-2015; AC CDC, 2016).

Le nerprun bourdaine est abondant localement dans le nord du comté de Queens, en Nouvelle-Écosse; l'épicentre de l'invasion se situe dans la région du village de Caledonia, juste à l'est de Kejimikujik, et on trouve localement de denses peuplements à 20 km du village (près de l'entrée du parc national du Canada Kejimikujik et au ruisseau Cannon; rivière Wildcat, Eel Weir Stillwater, dans le bassin de la rivière Pleasant; lac Carrigan et lac Molega; Blaney, obs. pers., 2009-2015; AC CDC, 2016). Dix-huit des 37 sous-populations canadiennes du scirpe de Long se trouvent dans cette région, et deux autres occurrences se situent juste en aval de la rivière Mersey. D'après la fréquence des observations du nerprun bourdaine (arbustes seuls ou en petits groupes) dans cette région (Blaney, obs. pers., 2009-2015), il est probable qu'à l'heure actuelle le nerprun bourdaine se trouve à au plus quelques kilomètres de la majorité, voire de toutes les 18 sous-populations du scirpe de Long énumérées ci-dessus. De plus, un début d'invasion a été observé à Barrington, dans le comté de Shelburne, dans l'extrême sud de la Nouvelle-Écosse, à 12 à 15 km des sous-populations du pré Quinns et du ruisseau Bloody (AC CDC, 2016).

D'après les types de milieux dans lesquels de fortes densités de nerprun bourdaine ont été observées dans le comté de Queens, les habitats du scirpe de Long les plus susceptibles d'être envahis par cette espèce sont les berges de rivières et de lacs, les tourbières bordant des lacs et les marges des tourbières minérotrophes où l'érable rouge

forme déjà une certaine couverture (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Les sous-populations qui se trouvent dans de grandes tourbières non associées à des plans d'eau semblent moins susceptibles d'être envahies (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Une évaluation de la susceptibilité de chaque sous-population poussant dans une tourbière bordant un lac est présentée dans la section **Nombre de localités**.

Aucun impact direct du nerprun bourdaine n'a été observé dans les sous-populations canadiennes de scirpe de Long jusqu'à maintenant, mais de denses occurrences bien établies du nerprun bourdaine sont présentes au voisinage immédiat (< 500 m) de la grande sous-population d'Eel Weir Stillwater, et des invasions naissantes ont été observées à des distances semblables des sous-populations de la rivière Wildcat, d'Echo Lodge et du lac Loon. Il est possible que cette menace ait déjà un impact sur des occurrences qui n'ont peut-être pas encore été découvertes dans les alentours de Caledonia. Actuellement, on ne connaît aucun agent de lutte biologique potentiel contre le nerprun bourdaine (Gassman *et al.*, 2011), et, vu le manque de ressources et le caractère isolé de nombreuses régions, il est peu probable que les mesures de lutte manuelle puissent freiner la propagation de cette espèce dans le sud de la Nouvelle-Écosse, sauf peut-être dans le parc national du Canada Kejimikujik (Smith et Crossland, comm. pers., 2016). Le nerprun bourdaine est capable de s'établir dans les milieux sauvages et peut d'être dispersé sur des distances de 10 km ou plus par les oiseaux (Catling et Mitrow, 2012) et a un rythme de propagation élevé dans le sud de la Nouvelle-Écosse, de sorte qu'il est probable que le nerprun bourdaine sera présent, du moins localement, dans la totalité de l'aire de répartition du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse d'ici environ 50 ans (Blaney, obs. pers., 2009-2015), et l'habitat des sous-populations situées dans les milieux les plus vulnérables, à proximité d'occurrences établies du nerprun bourdaine, pourrait devenir ombragé. Il est difficile de déterminer quelle sera l'ampleur de l'impact de cette menace sur les sous-populations, mais les déclin pourraient n'être observés qu'après une décennie ou plus une fois que le milieu sera ombragé; en effet, la persistance des clones (possiblement affaiblis présentant des feuilles plus courtes que la moyenne) exposés à une couverture partielle d'érables rouges au ruisseau Eighteen Mile a été estimée à plus de 20 ans (Blaney, obs. pers., 2009-2015).

Selon Rawinski (2001), la salicaire commune et le roseau commun (sans aucun doute le *Phragmites australis* var. *australis*, variété européenne) sont d'autres espèces exotiques envahissantes qui pourraient entrer en concurrence avec le scirpe de Long en Nouvelle-Angleterre, mais celles-ci sont très rares dans l'aire de répartition du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse et ne représentent pas des menaces à l'heure actuelle (Blaney, obs. pers., 2009-2015).

Espèces indigènes problématiques (8.2) – Hybridation avec le scirpe souchet

Avant 2010, l'hybridation du scirpe de Long avec le scirpe souchet, espèce étroitement apparentée, a été décrite d'après des caractères morphologiques observés au Massachusetts et au New Jersey (Schuyler, 1964) ainsi qu'en Nouvelle-Écosse (Hill, 1994), mais on soupçonnait que ce phénomène était assez peu commun. Le scirpe souchet est une espèce indigène commune dans l'aire de répartition du scirpe de Long en

Nouvelle-Écosse. En l'absence de perturbations, le scirpe souchet se rencontre sur les berges des lacs et des rivières, à proximité du scirpe de Long, et dans les milieux humides relativement productifs et riches en éléments nutritifs, mais il est généralement absent ou plutôt rare dans les tourbières dégagées à faible biomasse occupées par le scirpe de Long (Hill, 1994; Blaney, obs. pers., 2009-2015). La certaine distance spatiale qui sépare les deux espèces limite l'hybridation, ainsi que le fait que le scirpe de Long fleurit environ un mois plus tôt que le scirpe souchet (Fernald, 1911; Schuyler, 1963; Hill, 1994).

Les activités humaines ont une incidence sur l'hybridation (voir également l'analyse sur l'hybridation, dans la section **Abondance**), car le scirpe souchet tire avantage des perturbations anthropiques et colonise rapidement les fossés bordant les routes (y compris les nombreux chemins forestiers présents dans le sud de la Nouvelle-Écosse, à l'extérieur des aires protégées), les gravières et les champs abandonnés mouillés; le scirpe souchet et son pollen, transporté par le vent, sont donc sans aucun doute plus abondants aujourd'hui qu'ils ne l'étaient avant la colonisation européenne. L'hybridation pourrait être d'autant plus favorisée par les perturbations anthropiques si, dans les sites perturbés, le scirpe souchet commençait à fleurir plus hâtivement, de sorte que sa période de floraison chevauchait celle du scirpe de Long. Il est probable que ce phénomène se produise, car, chez les plantes des milieux humides, les stades phénologiques sont souvent devancés chez les individus qui poussent dans des fossés et d'autres milieux à sol exposé par rapport aux individus qui poussent sur les berges et dans les milieux humides naturels, où la croissance est limitée en début de saison par les inondations ou par les sols froids et saturés (Blaney, obs. pers., 2009-2015).

MackKay *et al.* (2010 et comm. pers., 2016; voir la section **Structure spatiale et variabilité de la population**) ont réalisé une analyse au moyen de marqueurs RAPD spécifiques et ont observé une hybridation de grande ampleur dans le cas de deux des six sites examinés en Nouvelle-Écosse ainsi qu'une hybridation limitée dans deux autres sites. Peu des individus échantillonnés provenant du ruisseau Wentworth (sous-site nord) et du lac de l'École étaient purs sur le plan génétique. Dans le cas du ruisseau Wentworth, seulement 7 des 39 individus échantillonnés étaient des scirpes de Long purs, et les indices d'hybridation (F_{ST} ; Nei, 1977) des autres individus variaient entre 0,09 et 0,92 (moyenne = 0,497; une valeur de 0 correspond à un scirpe souchet pur, et une valeur de 1 correspond à un scirpe de Long pur). Dans le cas de l'occurrence d'Eel Weir Stillwater et du sous-site sud du ruisseau Hemlock de la sous-population du ruisseau Wentworth, 3 des 32 individus échantillonnés correspondaient à des génotypes hybrides (indices d'hybridation de 0,38, 0,58 et 0,85). Par contre, aucun génotype hybride n'a été détecté au ruisseau Eighteen Mile (8 individus échantillonnés) et au pré Quinns (26 individus échantillonnés). Dans le cadre d'une étude inédite distincte fondée sur des méthodes semblables, une certaine hybridation historique a été relevée chez 80 % des individus florifères du scirpe de Long examinés entre le Massachusetts et le Maine (Spalink, comm. pers., 2016).

On soupçonne la présence d'individus hybrides dans seulement deux autres sites en Nouvelle-Écosse, soit au lac Molega et au lac Kejimkujik, dans le parc national du Canada Kejimkujik, où une tourbière minérotrophe riveraine présente une abondance et une

densité inhabituelles de très grands individus présentant des caractères correspondant davantage à ceux du scirpe souchet qu'à ceux du scirpe de Long (Blaney, obs. pers., 2009-2015). Ces individus ne sont pas inclus dans le tableau 1, car ils sont plus éloignés du scirpe de Long sur le plan morphologique que les individus des sites où la présence d'hybrides a été confirmée, et car on ne dispose pas de preuves génétiques de leur nature hybride. Il est probable qu'une hybridation se soit produite dans d'autres sites en Nouvelle-Écosse, mais, comme il est indiqué dans la section **Structure spatiale et variabilité de la population**, les deux sites où une introgression considérable s'est produite ont été sélectionnés à des fins d'analyse génétique précisément parce que la morphologie des individus y était inhabituelle et que la floraison y était fréquente, ce qui donne à penser que le degré d'introgression observé dans ces sites pourrait être exceptionnel en Nouvelle-Écosse. La mesure dans laquelle l'hybridation est favorisée par des facteurs anthropiques varie d'un site à l'autre, et on présume que les occurrences situées dans de grandes aires protégées, comme le parc national du Canada Kejimikujik et l'aire de nature sauvage Tobetic, renferment moins de sites où les deux espèces vivent en sympatrie. Vu la longévité des clones du scirpe de Long et la faible fréquence des épisodes de floraison permettant l'hybridation, il est peu probable que cette menace ait des effets considérables au cours des dix à vingt prochaines années.

Suppression des incendies (7.1) entraînant une succession végétale (espèces indigènes problématiques, 8.2)

Comme il est indiqué dans la section **Facteurs limitatifs**, la floraison naturellement peu fréquente du scirpe de Long et les contraintes qui en découlent en ce qui a trait à la dispersion des graines et à l'établissement des semis pourraient être exacerbées par la suppression anthropique des incendies. L'absence d'incendies semble l'explication la plus probable pour l'absence de floraison observée dans de nombreuses sous-populations dans l'aire de répartition de l'espèce. Toutefois, bien que le scirpe de Long soit fortement associé aux incendies dans le New Jersey (Schuyler et Stasz, 1985) et tirerait très probablement profit d'une augmentation des incendies dans les tourbières en Nouvelle-Écosse, aucune donnée concluante n'indique que la fréquence des incendies dans les tourbières en Nouvelle-Écosse a beaucoup diminué par rapport au passé (c'est-à-dire que rien ne permet de déterminer que la faible fréquence des incendies est une menace plutôt qu'un facteur limitatif naturel). Même si la fréquence actuelle des incendies dans les tourbières est effectivement inférieure à la fréquence historique, il est probable que les effets de cette diminution commencent seulement à se faire sentir. La succession végétale relativement lente dans les tourbières et la nature très longévive des clones du scirpe de Long indiquent que la répartition et l'abondance actuelles de l'espèce pourraient refléter, du moins dans une certaine mesure, l'augmentation très élevée par rapport aux niveaux naturels (jusqu'à 615 %; voir la section **Facteurs limitatifs**) de la fréquence des incendies qui a été associée à l'établissement humain non autochtone dans l'est de l'Amérique du Nord de 1760 à 1960 (Wein et Moore, 1979). La suppression des incendies représente donc une menace qui aura principalement des répercussions sur le scirpe de Long au cours des décennies à venir, car elle entraînera une succession végétale naturelle et une augmentation de l'incursion du nerprun bourdaine, espèce exotique.

Le scirpe de Long pousse dans les milieux entièrement ou presque entièrement dégagés où la couverture d'arbustes est faible. La succession végétale, qui mène à l'augmentation de la densité et de la couverture d'arbustes dans les tourbières (particulièrement le myrique baumier, le cassandre caliculé, le kalmia à feuilles étroites, le kalmia à feuilles d'andromède et le gaylussaquier à fruits bacciformes) ainsi qu'une augmentation de la couverture d'arbres, dont l'érable rouge, le mélèze laricin (*Larix laricina*), l'épinette noire (*Picea mariana*) et parfois le pin blanc (*Pinus strobus*), est susceptible d'entraîner des déclin du scirpe de Long au fil du temps. Le scirpe de Long se rencontre assez fréquemment dans des sites partiellement ombragés par des érables rouges (par exemple dans certaines portions des sous-populations d'Eel Weir Stillwater, du ruisseau Eighteen Mile, du lac Shingle, d'Echo Lodge, de la rivière Wildcat et du lac Ten Mile; Blaney, obs. pers., 2009-2015). Comme il est indiqué plus haut, la taille des feuilles dans certains de ces sites semble indiquer que la vigueur des colonies est réduite (Blaney, obs. pers., 2009-2015). De plus, dans plusieurs petites sous-populations, les clones du scirpe de Long poussent parmi des densités relativement élevées d'arbustes de tourbières comparativement hauts, et la succession à long terme pourrait y entraîner la disparition de clones (lac Bull Moose, portion de la pointe Glode de la sous-population du parc national du Canada Kejimikujik, tourbière Six Mile, ruisseau Lower Great; Blaney, obs. pers., 2009-2015). En l'absence d'incendies ou d'autres perturbations, ces sous-populations subiront probablement un déclin et pourraient disparaître. Dans le cas des petites occurrences qui sont soumises à une forte concurrence, cela pourrait se produire en l'espace d'une seule génération, mais le caractère robuste des clones et la persistance de ceux-ci dans des conditions non optimales donnent à penser que des déclin considérables ne seront probablement pas observables avant plusieurs décennies. La faible fréquence de la reproduction sexuée et de la dispersion des graines réduit la capacité du scirpe de Long de réagir à la succession végétale naturelle, à l'incursion du nerprun bourdaine et à d'autres menaces locales.

Barrages et autres modifications des niveaux d'eau (7.2)

Les modifications des niveaux d'eau causeraient probablement un changement de l'équilibre entre le scirpe de Long et ses espèces concurrentes et pourraient réduire les sous-populations (Hill, 1994; Rawinski, 2001). L'inondation des berges causée par l'aménagement de barrages hydroélectriques autour du lac Rossignol, dans le cours supérieur de la rivière Tusket, a presque assurément éliminé certaines occurrences du scirpe de Long, puisqu'il existe des occurrences à proximité des zones aujourd'hui inondées (voir la section **Tendances en matière d'habitat**); rien n'indique toutefois que les niveaux d'eau devraient être modifiés de façon considérable dans les bassins des rivières Mersey ou Tusket dans un avenir rapproché (Peck, comm. pers., 2013).

Dans le passé, les petits barrages associés au flottage du bois et à l'industrie locale ont probablement causé une inondation considérable de l'habitat du scirpe de Long en bordure de la rivière Medway (Municipality of the County of Annapolis, 2016) et d'autres cours d'eau, mais la présence continue de l'espèce dans de nombreux prés de plaine inondable dans le tronçon de rivière de 20 km en aval du lac Ponhook donne à penser que le scirpe de Long s'est rétabli dans ce secteur ou a été en mesure d'y persister parce que

la plupart des barrages ont eu une courte durée d'exploitation ou ont souvent subi des ruptures. Cette activité a probablement eu des effets semblables dans d'autres bassins hébergeant le scirpe de Long.

Routes et voies ferrées (4.1)

Selon la justification de la désignation présentée dans Hill (1994), le scirpe de Long a été considéré comme une espèce préoccupante pour les raisons suivantes : « Aire de répartition limitée et reproduction sexuée limitée, l'un des sites ayant considérablement réduit à cause de la construction routière ». L'importance de la construction routière a probablement été surévaluée dans la justification de la désignation, même en 1994, et l'importance de cette menace est bien moindre aujourd'hui vu la découverte de nombreuses sous-populations additionnelles qui ne sont pas touchées par celle-ci. La construction routière touche seulement la sous-population ruisseau Eighteen Mile. Dans le corps du rapport, Hill (1994) indique uniquement que la construction de l'autoroute provinciale 8 (quelque temps avant 1941) au travers de la tourbière occupée par l'espèce avait probablement causé une diminution de l'effectif de la sous-population, en entraînant une hausse des niveaux d'eau du côté amont (ouest) et une diminution des niveaux d'eau du côté aval (est), ce qui a probablement mené à l'empiètement accru du mélèze laricin et de l'érable rouge du côté est. Il y a de nombreux clones dans cette sous-population à la marge de la tourbière, dont certains sont quelque peu ou considérablement exposés à l'ombre créée par les arbres. Ces clones sont probablement menacés par la succession végétale à long terme, mais rien n'indique que le nombre total d'individus de la sous-population a diminué depuis 1994, et il semble que le nombre d'individus a augmenté dans la sous-population du ruisseau Eighteen Mile depuis 1941, année où Weatherby (1942) n'y a pas détecté le scirpe de Long (voir la section *Taille et tendances des populations*), mais cela est incertain.

Zones touristiques et récréatives (1.3) – Construction de chalets

Puisqu'il pousse rarement sur les berges des lacs, le scirpe de Long est beaucoup moins menacé par la construction de chalets et de résidences que d'autres espèces en péril de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique, notamment la lachnanthe de Caroline (*Lachnanthes caroliniana*; COSEWIC 2009), la sabatie de Kennedy (COSEWIC, 2012c) et le coréopsis rose (COSEWIC, 2012b). Les occurrences du lac Ponhook et du Petit lac Ponhook, dans la sous-population du lac Ponhook, sont apparemment les seules qui sont menacées par les activités liées au développement, comme le piétinement, l'entretien des plages et la construction de quais et d'aires de baignade. Les sites adjacents aux chalets existants ou aux zones qui pourraient faire l'objet de projets de développement comptent seulement un petit nombre d'individus parmi cette très grande sous-population. Les petites tourbières riveraines où on trouve un grand nombre d'individus de l'espèce ne sont généralement pas perturbées par les propriétaires des chalets adjacents (Blaney, obs. pers., 2009-2015); toutefois, Hill (1994) a signalé qu'un fauchage localisé était effectué pour le tir au pigeon d'argile à la pointe Grassy, au lac Ponhook, mais cette activité n'a pas

été observée au cours des récentes années. D'autres activités ayant des répercussions locales sur les tourbières riveraines sont parfois observées dans les zones à proximité de chalets, notamment l'aménagement de sentiers, le déversement de déchets de jardin ou l'ouverture de brèches dans les crêtes riveraines des tourbières de barrière, pour améliorer le drainage (Blaney, obs. pers., 2009-2015), et ces activités pourraient toucher certaines portions de la sous-population du lac Ponhook. Il n'y a actuellement aucun chalet à proximité des sites connus hébergeant le scirpe de Long à d'autres lacs. D'après les lotissements et les routes existants, la construction de chalets est la plus susceptible de se produire à proximité des sous-populations du lac Molega, du lac Hog, du lac Shingle, du Premier lac Christopher, du Lac Gilfillan et du lac de l'École.

Exploitation de mines et de carrières (3.2) – Extraction de tourbe

L'extraction de tourbe pourrait représenter une menace locale importante pour l'habitat et les sous-populations du scirpe de Long dans le futur. Actuellement, cette activité n'est pas réalisée dans l'aire de répartition du scirpe de Long, mais l'industrie est établie localement en Nouvelle-Écosse (Anderson, 1993) et est très développée au Nouveau-Brunswick. Les vastes tourbières du sud de la Nouvelle-Écosse ont un fort potentiel pour l'extraction de tourbe, et la région où on trouve la plus forte densité de tourbières correspond pour beaucoup à l'aire de répartition du scirpe de Long (Anderson, 1993). Un projet passé d'extraction de tourbe (qui a été refusé) dans le comté de Shelburne a été l'un des facteurs déterminants pour la désignation du droséra filiforme (*Drosera filiformis*) à titre d'espèce en voie de disparition (Freedman et Jotcham, 2001). Les sites qui se trouvent dans les grandes tourbières situées à proximité de routes importantes (pré Quinns et tourbière du ruisseau Blue Hill, en plus des sites semblables où l'espèce n'a pas encore été découverte) sont les plus susceptibles de faire l'objet d'une extraction de tourbe.

Activités récréatives (6.1) – Utilisation de véhicules tout-terrain

L'utilisation des véhicules tout-terrain (VTT) est fréquente dans les tourbières dans le sud de la Nouvelle-Écosse, et les sentiers utilisés de façon intensive sont bien visibles sur les photographies aériennes (Google Earth, 2016) de nombreux sites, particulièrement dans le sud des comtés de Shelburne et de Yarmouth. Des individus du scirpe de Long endommagés par des VTT ont été observés dans les sous-populations du pré Quinns et d'Echo Lodge par Hill (1994), qui a noté que des individus avaient fleuri en réaction aux dommages causés par les VTT, mais selon qui les effets négatifs associés à la diminution de la capacité de compétition pourraient surpasser les effets positifs associés à une floraison accrue. De façon plus récente, des dommages causés par des VTT ont été observés uniquement dans la sous-population de la rivière Quinan (AC CDC, 2016), où une certaine floraison pourrait avoir été déclenchée par ces dommages. Ce site se trouve dans un circuit de VTT utilisé de façon très intensive qui compte plus de 20 sentiers dans la sous-population, visibles dans Google Earth (2016). Lorsqu'elle est intensive, l'utilisation des VTT pourrait détruire des individus de l'espèce ou de petites sous-populations, et elle pourrait favoriser l'établissement du nerprun bourdaine et du scirpe souchet. Il est probable que des sous-populations qui n'ont pas encore été découvertes sont touchées par l'utilisation de VTT, mais cette activité ne semble par actuellement avoir d'effets majeurs sur la population du scirpe de Long dans son ensemble en Nouvelle-Écosse.

Facteurs limitatifs

L'habitat disponible ne représente pas un facteur limitatif pour le scirpe de Long au Canada. Il y a souvent des habitats apparemment propices mais inoccupés dans les tourbières occupées par l'espèce, et il existe de l'habitat apparemment idéal mais inoccupé en abondance dans l'aire de répartition de l'espèce dans le sud de la Nouvelle-Écosse (Blaney, obs. pers., 2009-2015).

Le principal facteur limitatif pour le scirpe de Long semble être sa floraison limitée et, par conséquent, le manque de production et de dispersion de graines et d'établissement de semis. La floraison peu fréquente est manifestement un caractère intrinsèque de l'espèce dans l'ensemble de son aire de répartition, comme il est précisé dans Schuyler (1963), Schuyler et Stasz (1985), Hill et Johannson (1992), Hill (1994) et Rawinski (2001), mais on ignore dans quelle mesure cette faible floraison est exacerbée par la réduction anthropique de la fréquence des incendies en Nouvelle-Écosse. La répartition du scirpe de Long dans le sud de la Nouvelle-Écosse semble plutôt vaste pour une espèce qui, dans les conditions actuelles, semble avoir une capacité de dispersion très limitée entre les bassins versants. Certaines autres espèces rares de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique chez lesquelles la production de graines est limitée ont des aires de répartition beaucoup plus restreintes en Nouvelle-Écosse. La lachnanthe de Caroline produit fréquemment des graines, mais en quantités limitées, et la présence de cette espèce dans un seul bassin versant s'explique probablement par un seul épisode d'établissement (COSEWIC, 2009). L'hydrocotyle à ombelle (*Hydrocotyle umbellata*) ne produit pas de graines, et sa présence à trois lacs est probablement attribuable à deux épisodes de colonisation (COSEWIC, 2014). Il est possible que le scirpe de Long est ou était beaucoup plus fréquemment dispersé depuis les États-Unis jusqu'en Nouvelle-Écosse que ces espèces, mais cela semble peu probable, étant donné que les données génétiques donnent à penser que la présence de l'espèce près des limites nord (ruisseau Eighteen Mile) et sud (lac de l'École) de son aire de répartition en Nouvelle-Écosse serait attribuable à un seul épisode de colonisation (Spalink, comm. pers., 2016). La grande aire de répartition du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse donne à croire que les conditions ont déjà été plus favorables à la production de graines chez l'espèce, à la dispersion de celle-ci (par l'entremise de rhizomes ou de graines) et à son établissement dans la province qu'elles ne le sont aujourd'hui.

Étant donné que le scirpe de Long est considéré comme une espèce pyrophyte (plante capable de tolérer les incendies ou d'en tirer un avantage concurrentiel) et vu la hausse considérable du taux de floraison et d'établissement de semis observée après un incendie au New Jersey (Schuyler et Stasz, 1985) et la hausse comparable supposée pour la sous-population du ruisseau Eighteen Mile en Nouvelle-Écosse (Hill, 1994), l'absence d'incendies semble être une bonne explication pour le faible taux de reproduction observé en Nouvelle-Écosse. Il est toutefois difficile de prouver de manière concluante le lien entre les deux phénomènes. Dans la région des Pine Barrens, au New Jersey, le scirpe de Long se rencontre dans un paysage et dans des milieux (souvent sur du sable acide sec une partie de l'année et recouvert d'une très mince couche de matière organique) qui sont

beaucoup plus propices aux incendies que les tourbières de la Nouvelle-Écosse. Dans cette province, la fréquence des incendies dans les tourbières a peu été étudiée, et, dans les milieux très humides où pousse généralement le scirpe de Long, les incendies se produisent probablement uniquement durant les périodes de sécheresse grave. Lorsqu'on compare les fréquences présente et passée des incendies, il est important de tenir compte du fait que le taux d'incendies d'origine humaine était très élevé durant la période de colonisation européenne. Wein et Moore (1979) ont calculé que l'intervalle de récurrence des incendies dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse était de 65 ans d'après des données de 1910 et de 1912, et ils ont observé que les taux d'incendies sont demeurés élevés jusqu'à environ 1960, puis les activités de suppression des incendies sont devenues plus efficaces. Cet intervalle est de 615 % supérieur à celui de 400 ans calculé pour la même région pour la période de 6 600 à 2 200 avant le présent (Green, 1976, *in* Wein et Moore, 1979). On présume toutefois que ces deux intervalles constituent des surestimations de la fréquence des incendies dans les tourbières humides. Les sous-populations de scirpe de Long et l'habitat de l'espèce pourraient donc connaître un lent déclin associé à un retour aux conditions précédant l'établissement européen, à moins que les Autochtones aient traditionnellement réalisé une gestion active des tourbières par le feu. L'utilisation de telles mesures de gestion en vue de la production de petits fruits, de la création de milieux propices à la faune et de l'amélioration des conditions de chasse est bien connue pour d'autres types de milieux dans l'est de l'Amérique du Nord (Day, 1953; Riley, 2013), mais on ne dispose d'aucun renseignement à cet égard pour les tourbières de la Nouvelle-Écosse.

Nombre de localités

La localité est définie en fonction de la portée géographique de la menace la plus grave et la plus immédiate qui pèse sur l'espèce. Cette menace est considérée comme l'ombre créée par le nerprun bourdaine, espèce envahissante, dans le cas de 34 des 37 sous-populations. Pour les trois autres sous-populations, la menace la plus immédiate est l'empiètement d'arbustes indigènes (voir la section **Menaces**). L'immédiateté des menaces (proximité du nerprun bourdaine, abondance du nerprun bourdaine dans les zones avoisinantes, vulnérabilité de l'habitat à l'invasion du nerprun bourdaine) et la possibilité de contrer celles-ci au moyen de mesures de gestion (qui est faible, sauf dans le parc national du Canada Kejimikujik) varient d'un site à l'autre, de sorte que chacune des 37 sous-populations est considérée comme une localité distincte.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Au Canada, le scirpe de Long a été inscrit à l'annexe 3 de la *Loi sur les espèces en péril* au moment de l'entrée en vigueur de celle-ci, en 2003, mais il avait été désigné « espèce préoccupante » par le COSEPAC plus de deux ans auparavant. L'inscription d'une espèce à l'annexe 3 ne confère à celle-ci aucune protection et n'est associée à aucune exigence quant à la préparation d'un plan de gestion (Minister of Justice, 2015).

Le scirpe de Long est désigné espèce vulnérable en vertu de l'*Endangered Species Act* de la Nouvelle-Écosse depuis 2001. Ce statut ne confère aucune protection précise, mais il suppose la préparation d'un plan de gestion comprenant une évaluation des progrès tous les cinq ans ainsi qu'une description des mesures devant être mises en œuvre pour éviter que l'espèce devienne davantage en péril (NS DNR, 2016).

Le scirpe de Long est protégé à titre d'espèce en voie de disparition (Endangered) aux termes de l'*Endangered and Nongame Species Conservation Act* du New Jersey et est également protégé dans cet État dans des zones gérées par la Pinelands Commission, aux termes du *Pinelands Protection Act*, ainsi que dans la Highlands Preservation Area, aux termes du *Highlands Water Protection and Planning Act* (New Jersey Department of Environmental Protection, 2013). Le scirpe de Long est désigné espèce en voie de disparition (Endangered) aux termes de l'*Endangered Species Protection Act* du Rhode Island (Enser, 2007), espèce en voie de disparition dans l'État (State Endangered) aux termes de l'*Endangered Species Act* du New Hampshire (New Hampshire Natural Heritage Bureau, 2013), espèce menacée (Threatened) aux termes de l'*Endangered Species Act* du Massachusetts (Massachusetts Natural Heritage and Endangered Species Program, 2016) et espèce préoccupante (Species of Special Concern) aux termes de l'*Endangered Species Act* du Connecticut (désignation automatiquement conférée aux espèces présumées disparues, mais offrant à celles-ci une protection limitée; Connecticut Department of Energy and Environmental Protection, 2016).

Statuts et classements non juridiques

Le scirpe de Long est coté G2G3 (en péril à vulnérable) à l'échelle mondiale, selon la révision faite en janvier 2009. À l'échelle nationale, l'espèce est cotée N2 (en péril) aux États-Unis et N2N3 (en péril à vulnérable, cote assignée en janvier 2012) au Canada (NatureServe, 2016). À l'échelle infranationale, on a attribué à l'espèce les cotes de SX (présumée disparue) dans l'État de New York, de SH (potentiellement disparue) au Connecticut, de S1 (gravement en péril) au Rhode Island et au New Hampshire, de S2 (en péril) au New Jersey, au Massachusetts et au Maine et de S2S3 (en péril à vulnérable) en Nouvelle-Écosse (AC CDC, 2016; NatureServe, 2016).

Protection et propriété de l'habitat

Les neuf sous-populations du scirpe de Long (numéros correspondant à ceux du tableau 1) se trouvent en totalité dans des aires protégées :

- 1) Lac Smith (3 clones, 355 pousses; réserve naturelle du lac Smith – provinciale);
- 11) Lac Bull Moose (7 clones; aire de nature sauvage du lac Rossignol – provinciale);
- 19) Parc national du Canada Kejimikujik, lacs Kejimikujik, George et Loon (92 clones répartis entre 18 sites très dispersés; parc national du Canada Kejimikujik – fédérale);
- 20) Tourbière Dunraven Nord (17 clones, ~500 pousses; réserve naturelle de la tourbière Dunraven – provinciale);

- 21) Tourbière Dunraven Sud (107 clones répartis entre 8 sites très dispersés; réserve naturelle de la tourbière Dunraven – provinciale);
- 32) Ruisseau Bloody (parcelle de 300 m sur 75 m densément occupée; pré Quinns / aire protégée de la rivière Clyde – Conservation de la nature Canada);
- 37) Lac Wilsons (45 clones; aire de conservation du lac Wilsons – Nova Scotia Nature Trust).

De plus, les 100 clones de la sous-population de la rivière Wildcat se trouvent en totalité sur des terres fédérales, dans un site protégé de manière officielle par la collectivité, qui est bien informée au sujet de l'espèce.

Quatre sous-populations additionnelles se trouvent en partie dans des aires protégées :

- 18) Ruisseau Wentworth (3 sites comptant un nombre inconnu d'individus, dans l'aire de conservation de la rivière Medway – Nova Scotia Nature Trust; ces occurrences pourraient être grandes étant donné leur habitat et la superficie des sites se trouvant à proximité, mais elles pourraient comprendre des individus hybrides, car elles se trouvent à proximité du site du ruisseau Wentworth, qui renferme des hybrides);
- 30) Rivière Tidney (~7 touffes et 140 pousses des 120 000 pousses de la sous-population; zone sauvage de la rivière Tidney – provinciale);
- 35) Lac de l'École (petit nombre d'individus protégés – environ 25 % de la sous-population, qui se compose à environ 90 % d'hybrides; aire de conservation du lac de l'École – Conservation de la nature Canada).

Les sites suivants se trouvent entièrement ou presque entièrement sur des terres publiques provinciales :

- 3) Lac McGowan (2 clones);
- 5) Lac Shingle (213 des 215 clones, répartis entre quatre sites, se trouvent sur des terres publiques, 2 clones se trouvent sur un terrain privé);
- 11) Lac Bull Moose (2 clones);
- 15) Lac Moosehorn (7 clones);
- 17) Baissière Murray (sous-site sud seulement, 29 clones, 2 240 pousses; le sous-site du ruisseau Dean, situé plus au nord, est sur un terrain privé);
- 23) Lac Ten Mile (4 ou 5 clones répartis entre quatre sites très dispersés);
- 26) Ruisseau DeWolfe (1 clone); baissière Hagen (~25 clones); tourbière Blue Hill (100+ clones).

À la sous-population du ruisseau Eighteen Mile (n° 14), 42 des 73 (58 %) mentions et une proportion probablement équivalente du nombre élevé d'individus se trouvent sur des terres publiques provinciales. Dans la sous-population du lac Ponhook (n° 16), qui compte des dizaines de milliers de pousses, un seul clone composé de 50 pousses se trouve sur des terres publiques provinciales.

Seize sous-populations se trouvent entièrement ou presque entièrement sur des terrains privés, dont les sous-populations d'Eel Weir Stillwater (n° 6), de la rivière Tidney (n° 30) et du lac Ponhook (n° 16), qui sont les trois plus grandes, ainsi que les relativement grandes sous-populations de la rivière Quinan (n° 36), du lac Seven Mile (n° 2), d'Echo Lodge (n° 10) et du pré Quinns (n° 33).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Toutes les personnes énumérées ci-dessous ont fourni de précieux commentaires concernant des sujets précis pour la préparation du présent rapport. Un merci particulier à : Nicholas Hill du Fernhill Institute for Plant Conservation, qui a fourni de nombreux commentaires sur des aspects précis concernant certaines sous-populations ainsi que sur l'écologie du scirpe de Long, grâce à son travail de pionnier sur les occurrences canadiennes; Ron MacKay de la Mount St. Vincent University et Daniel Spalink de l'University of Wisconsin, Madison, qui ont fourni des analyses détaillées sur le scirpe de Long et sur les aspects génétiques de son hybridation, notamment des données importantes recueillies dans le cadre de recherches qui seront bientôt publiées. Alain Belliveau, botaniste du CDC du Canada atlantique, a produit les cartes.

- Alain Belliveau, botaniste, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique
- Don Cameron, Botanist / Ecologist, Maine Natural Areas Program
- Donna Crossland, agente de gestion des ressources, parc national du Canada Kejimikujik
- Nelson DeBarros, botaniste, Connecticut Recreation et *Natural Heritage Trust Program*
- Nicholas Hill, Independent Botanical Consultant, Fernhill Institute for Plant Conservation
- Tara Huguenin, Data Manager, Massachusetts Natural Heritage and Endangered Species Program
- Ron MacKay, Assistant Professor, Biology Department, Mount St. Vincent University
- David Mazerolle, botaniste, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique
- Pam Mills, technicienne de la faune, ministère des Ressources naturelles de la Nouvelle-Écosse

- Marian Munro, botaniste, Nova Scotia Provincial Museum
- Tom Neily, Independent Botanical Consultant, Middleton, Nouvelle-Écosse
- Lisa St. Hilaire, Information Manager, Maine Natural Areas Program
- Matthew Smith, écologiste, parc national du Canada Kejimikujik
- David Snyder, Botanist, New Jersey Natural Heritage Program
- Daniel Spalink, Post-doctoral Researcher, University of Wisconsin, Madison
- Bob Wernerehl, Botanist, Massachusetts Natural Heritage & Endangered Species Program

SOURCES D'INFORMATION

- AC CDC (Atlantic Canada Conservation Data Centre). 2016. Digital database of rare species status and locations for Nova Scotia. Atlantic Canada Conservation Data Centre, Sackville, New Brunswick.
- Anderson, A.R. 1993. Peat Moss in Nova Scotia. Information Circular 18, Second Ed. Nova Scotia Department of Natural Resources, Mines and Energy Branches, Halifax NS. 11 pp. Disponible à l'adresse : <http://novascotia.ca/natr/meb/data/pubs/ic/ic18.pdf>
- Angiosperm Phylogeny Group. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Botanical Journal of the Linnean Society 141:399-436.
- Bauer, C.R., C.H. Kellogg, S.D. Bridgham et G.A. Lamberti. 2003. Mycorrhizal colonization across hydrological gradients in restored and reference freshwater wetlands. Wetlands 23:961–968.
- Blaney, C.S. obs. pers. 2009-2015. Observations personnelles on Long's Bulrush (*Scirpus longii*) and associated species in southwestern Nova Scotia. Botanist and Executive Director, Atlantic Canada Conservation Data Centre, Sackville, New Brunswick.
- Bousquet, Y., P. Bouchard, A.E. Davies et D.S. Sikes. (2013). Checklist of Beetles (Coleoptera) of Canada and Alaska. Second edition. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria. 402 pp.
- Brochet, A.L., M. Guillemain, H. Fritz, M. Gauthier-Clerc et A.J. Green. 2010. Plant dispersal by teal (*Anas crecca*) in the Camargue: duck guts are more important than their feet. Freshwater Biology 55:1262-1273. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02350.x
- Brochet, A.L., J.B. Mouronval, P. Aubry, M. Gauthier-Clerc, A.J. Green, H. Fritz et M. Guillemain. 2012. Diet and Feeding Habitats of Camargue Dabbling Ducks: What Has Changed Since the 1960s? Waterbirds 35: 555-576. DOI: <http://dx.doi.org/10.1675/063.035.0406>

- BugGuide. 2016. *Poecilocera harrisii* and *Stenispa metallica* records. Site Web : <http://bugguide.net/node/view/529803>; <http://bugguide.net/node/view/835862>. [consulté le 19 février 2016] .
- Catling, P.M. et G. Mitrow. 2012. Major invasive alien plants of natural habitats in Canada: 4. Glossy Buckthorn. Canadian Botanical Association Bulletin 45:70-77.
- Catling, P.M. et Z.S. Porebski. 1994. The history of invasion and current status of Glossy Buckthorn, *Rhamnus frangula*, in southern Ontario. Canadian Field-Naturalist. 108: 305-310.
- Charpentier, A., P. Grillas et J.D. Thompson. 2000. The effects of population size limitation on fecundity in mosaic populations of the clonal macrophyte *Scirpus maritimus* (Cyperaceae). American Journal of Botany 87: 502-507.
- Clayden, S.R., M.C. Munro, C.S. Blaney et S.P. Vander Kloet. 2009. Vascular flora of the Atlantic Maritime Ecozone: some new perspectives. Ch. 10, pp. 197-214 in D.F. McAlpine et I.M. Smith (eds.). Assessment of Species Diversity in the Atlantic Maritime Ecozone. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. 785 pp.
- Connecticut Department of Energy and Environmental Protection. 2016. Endangered, Threatened & Special Concern Plants. Site Web : http://www.ct.gov/deep/cwp/view.asp?a=2702&q=323482&deepNav_GID=1628 [Accessed February 22, 2016]
- Cooke, J.C. et M.W. Lefor. 1998. The mycorrhizal status of selected plant species from Connecticut wetlands and transition zones. Restoration Ecology 6:214–222.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2015. Definitions and Abbreviations. Approved by COSEWIC in November 2013. Minor Revisions Approved by COSEWIC in November 2015. Committee on the Status of Endangered Wildlife. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct2/sct2_6_e.cfm. [consulté en juin 2016.]. (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2015. Définitions et abréviations. Approuvées par le COSEPAC en novembre 2013. Révisions mineures approuvées par le COSEPAC en novembre 2015. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.)
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2014. COSEWIC assessment and status report on the Water Pennywort *Hydrocotyle umbellata* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 44 pp. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm). (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur L'hydrocotyle à ombelle *Hydrocotyle umbellata* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 51 p.)

- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2012a. COSEWIC assessment and status report on the Goldencrest *Lophiola aurea* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 37 pp. (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2012a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lophiolie dorée (*Lophiola aurea*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 42 p.)
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2012b. COSEWIC assessment and status report on the Pink Coreopsis *Coreopsis rosea* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xii + 42 pp. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm). (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2012 b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Coréopsis rose (*Coreopsis rosea*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 49 p.)
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2012c. COSEWIC assessment and status report on the Plymouth Gentian *Sabatia kennedyana* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 46 pp. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm). (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2012c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Sabatie de Kennedy (*Sabatia kennedyana*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 51 p.)
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2010. COSEWIC Guidelines on Manipulated Populations. Approved by COSEWIC in April 2010. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct2/sct2_8_e.cfm [consulté en juin 2016]. (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2010. Lignes directrices concernant les populations manipulées. Approuvées par le COSEPAC en avril 2010. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.)
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2009. COSEWIC assessment and status report on the Redroot *Lachnanthes caroliniana* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 34 pp. (Également disponible en français : COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada]. 2009. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la lachnanthe de Caroline (*Lachnanthes caroliniana*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 38 p.)
- Day, G.W. 1953. The Indian as an ecological factor in the northern forest. *Ecology* 34: 239-346.
- DeBarros, N., comm. pers. 2016. *Échange par courriel entre Sean Blaney et Nelson DeBarros concernant la situation et la date de la plus récente mention du scirpe de Long au Connecticut*. Botaniste, Connecticut Recreation and Natural Heritage Trust Program, Connecticut Department of Energy and Environment, Hartford, CT.

- Deonier, D. L. 1971. A systematic and ecological study of Nearctic *Hydrellia* (Dipt., Ephydriidae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 68:1-147.
- Eckert, C.G., K.E. Samis et S.C. Loughheed. 2008. Genetic variation across species' geographical ranges: the central–marginal hypothesis and beyond. *Molecular Ecology* 17:1170–1188.
- Enser, R.W. 2007. Rare Native Plants of Rhode Island. Rhode Island Natural Heritage Program, Providence RI. 17 pp. Disponible à l'adresse : http://www.rinhs.org/wp-content/uploads/ri_rare_plants_2007.pdf
- Environment Canada et Parks Canada. 2010. Recovery Strategy and Management Plan for Multiple Species of Atlantic Coastal Plain Flora in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Environment Canada and Parks Canada Agency. Ottawa. 96 pp. + appendices. (Également disponible en français : Environnement Canada et Parcs Canada. 2010. Programme de rétablissement et plan de gestion plurispécifiques pour la flore de la plaine côtière de l'Atlantique au Canada. *Loi sur les espèces en péril*, série de programmes de rétablissement. Environnement Canada et Parcs Canada. Ottawa. 105 p. + annexes.)
- Fernald, M.L. 1911. A new species of *Scirpus* for Massachusetts and New Jersey. *Rhodora* 13:4-8.
- Fernald, M.L. 1943. *Scirpus longii* in North Carolina. *Rhodora* 45:55-56.
- Fernald, M.L. 1950. Gray's Manual of Botany. A handbook of the flowering plants of the central and northeastern United States and adjacent Canada. 8th Edition. American Book Company. New York. 1632 pp.
- Fiedler, A.K. et D.A. Landis. 2012. Biotic and abiotic conditions in Michigan Prairie Fen invaded by Glossy Buckthorn (*Frangula alnus*). *Natural Areas Journal* 32:41-53.
- Figuerola, J. et A.J. Green. 2002. How frequent is external transport of seeds and invertebrate eggs by waterbirds? A study in Doñana. *Archiv für Hydrobiologie* 155: 557-565
- Frappier, B., R.T. Eckert et T.D. Lee. 2003a. 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., T.D. Lee, K.F. Olson et R.T. Eckert. 2003 b. Small-scale invasion pattern, spread rate, and lag-phase behavior of *Rhamnus frangula* L. *Forest Ecology and Management* 186:1-6.
- Freedman, B. et J. Jotcham. 2001. COSEWIC assessment and update status report on the Thread-leaved Sundew, *Drosera filiformis*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), Ottawa, Ontario. vi + 12 pp. (Également disponible en français : Freedman, B et J. Jotcham. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le droséra filiforme (*Drosera filiformis*) au Canada - Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC], Ottawa, Ontario. vi + 12 p.)

- García-Ramos, G. et M. Kirkpatrick. 1997. Genetic models of rapid evolutionary divergence in peripheral populations. *Evolution* 51:21-28.
- Gassmann, A., L. Van Riper, I. Toševski, J. Jović et L. Skinner. 2011. Developing Biological Control for Common and Glossy Buckthorn. Proceedings of the 13th International Symposium on Biological Control of Weeds. Session 1 Pre-Release Testing of Weed Biological Control Agents. p. 44.
- Google Earth. 2016. Aerial photography for South Quinan, Nova Scotia. 43.914209N, - 65.792363W. Eye altitude 602 m. Digital Globe 2016. [Accessed March 2, 2016].
- Green, D.G. 1976. Nova Scotian forest history-evidence from statistical analysis of pollen data. Thèse de doctorat, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia.
- Harms, N.E. et M.J. Grodowitz. 2009. Insect Herbivores of Aquatic and Wetland Plants in the United States: a Checklist From Literature. *J. Aquat. Plant Manage.* 47:73-96.
- Hazel, S.N. 2004. Hydrological alterations and rare species of the Atlantic Coastal Plain Flora in Nova Scotia. Masters thesis, Acadia University, Wolfville, NS.
- Hill, N.M., comm. pers. 2016. February 4-28, 2016. *Échange par courriel entre Sean Blaney et Nicholas Hill concernant les occurrences et l'écologie du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse. Independent botanical consultant and researcher.* Fernhill Institute for Plant Conservation, South Berwick, NS.
- Hill, N. 1994. Status report on the Long's bulrush *Scirpus longii* Fern in Canada (updated from 1990 version). Report submitted to the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 27 pp.
- Hill, N. M. et C. S. Blaney. 2009. Exotic and invasive vascular plants of the Atlantic Maritime Ecozone. Pages 1-18 in Assessment of species diversity in the Atlantic Maritime Ecozone. Edited by D. F. McAlpine and I. M. Smith. NRC Research Press, Ottawa.
- Hill, N.M. et M.E. Johansson. 1992. Geographical distribution and ecology of Long's bulrush, *Scirpus longii* (Cyperaceae) in Canada. *Rhodora* 94 (878):141-155.
- Hill, N.M. et P.A. Keddy. 1992. Prediction of rarities from habitat variables: coastal plain plants on Nova Scotian lakeshores. *Ecology* 73: 1852-1859.
- Hill, N.M., P.A. Keddy et I.C. Wisheu. 1998. A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environmental Management* 22:723-736.
- Illinois Wildflowers. 2016. *Scirpus cyperinus*, Insect Relationships. Site Web : http://www.illinoiswildflowers.info/grasses/plants/wool_grass.htm [consulté le 13 février 2016].
- IPANE (Invasive Plant Atlas of New England). 2012. Site Web : http://www.eddmaps.org/ipane/ipanespecies/shrubs/Frangula_alnus.htm [consulté en décembre 2012].

- Keddy, P.A. et I.C. Wisheu. 1989. Ecology, biogeography, and conservation of coastal plain plants: some general principles from the study of Nova Scotian wetlands. *Rhodora* 91(865):72-94.
- Lange, W.H., Jr., K.H. Ingebretsen et L.L. Davis. 1953. Rice leaf miner: severe attack controlled by water management insecticide application. *California Agriculture* 7:8-9.
- Larson, B.M.H., P.G. Kevan et D.W. Inouye. 2001. Flies and flowers: taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist* 133:439–465.
- Leereveld H., A.D.J. Meeuse et P. Stelleman. 1981. Anthecological relations between reputedly anemophilous flowers and syrphid flies. IV. A note on the anthecology of *Scirpus maritimus* L. *Acta Botanica Neerlandica* 30: 465-73
- Lesica, P. et F.W. Allendorf. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology* 9:753-760.
- Lortie, J. P. 1996. A range-wide assessment of *Scirpus longii*, Long's bulrush. Rapport inédit, Woodlot Alternatives, Inc., Topsham, Maine, USA. 20 pp. + annexes.
- Lusk, J.M. et E.G. Reekie. 2007. The effect of growing season length and water level fluctuations on growth and survival of two rare and at risk Atlantic Coastal Plain flora species, *Coreopsis rosea* and *Hydrocotyle umbellata*. *Canadian Journal of Botany* 85:119-131.
- MacKay, R., comm. pers. 2016. *Conversation téléphonique entre Sean Blaney et Ron MacKay concernant les recherches Ron MacKay sur la génétique du scirpe de Long en Nouvelle-Écosse*. Assistant Professor, Mount St. Vincent University, Halifax, NS.
- MacKay, R., S. Reid, R. William et N.M. Hill. 2010. Genetic Evidence of Introgressive Invasion of the Globally Imperiled *Scirpus longii* by the Weedy *Scirpus cyperinus* (Cyperaceae) in Nova Scotia. *Rhodora* 112: 34-57. 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.3119/08-22.1>
- Majka, C.G., R.S. Anderson et D.B. McCorquodale. 2007. The weevils (Coleoptera: Curculionidae) of the Maritime Provinces of Canada, II: New records from Nova Scotia and Prince Edward Island and regional zoogeography. *The Canadian Entomologist* 139:397-442.
- Martin, A.C. et F.M. Uhler. 1939. Food of Game Ducks in the United States and Canada. Technical Bulletin No. 634, United States Department of Agriculture, Washington D.C. 157 pp.
- Marx, E.J.F. 1957. A review of the subgenus *Donacia* in the Western Hemisphere (Coleoptera, Donaciidae), *Bulletin of the American Museum of Natural History* 112:191-278.

- Massachusetts Natural Heritage and Endangered Species Program. 2016. Massachusetts List of Endangered, Threatened and Special Concern Species. Site Web : <http://www.mass.gov/eea/agencies/dfg/dfw/natural-heritage/species-information-and-conservation/mesa-list/list-of-rare-species-in-massachusetts.html> [consulté le 21 février 2016].
- Maw, H.E.L., R.G. Foottit, K.G.A. Hamilton et G.G.E. Scudder. 2000. Checklist of the Hemiptera of Canada and Alaska. NRC Research Press, Ottawa. 220 pp.
- McCafferty, W.P. et M.C. Minno. 1979. The aquatic and semiaquatic Lepidoptera of Indiana and adjacent areas. *Great Lakes Entomologist* 12:179-187.
- Minister of Justice. 2015. *Species at Risk Act*, SC 2002, c 29, ss 5, 7-12. <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/S-15.3.pdf>. (Également disponible en français : Justice Canada. 2015. *Loi sur les espèces en péril*, L.C. 29, art. 5, 7 à 12. <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/S-15.3.pdf>.)
- Moore, G. 1997. A taxonomic investigation of *Rhynchospora* Section *Longirostres* Kunth. Ph.D. Dissertation, Vanderbilt University, Nashville, Tennessee, USA. 298 pp.
- Mueller, M.H. et A.G. van der Valk. 2002. The potential role of ducks in wetland seed dispersal. *Wetlands* 22:170-178.
- Municipality of the County of Annapolis. 2016. Canoe Annapolis County Route 22 – West Branch Medway River. Site Web : <http://annapoliscounty.ca/community-recreation/waterways-water-access/canoe-annapolis-county/473-canoe-annapolis-county-route-22-west-branch-medway-river> [consulté le 3 mars 2016].
- Natural Resources Canada. 1976. Shelburne, Nova Scotia [carte]. Edition 2. 1:250,000, sheet 20O & 20P. Canada Centre for Mapping, Natural Resources Canada, Ottawa ON.
- Natural Resources Canada. 1996. Annapolis Royal, Nova Scotia [carte]. Edition 3. 1:250,000, sheet 21A. Canada Centre for Mapping, Natural Resources Canada, Ottawa Ontario.
- NatureServe. 2016. NatureServe Explorer – *Scirpus longii*. Site Web : <http://www.natureserve.org/explorer> [consulté le 10 février 2016].
- Nei, M. 1977. F-statistics and analysis of gene diversity in subdivided populations. *Annals of Human Genetics*. London 41:225-232.
- New Hampshire Natural Heritage Bureau. 2013. Rare Plant List for New Hampshire, July 2013. New Hampshire Division of Forests & Lands, Concord, NH. 16 pp. Site Web : <http://www.nhdf.org/library/pdf/Natural%20Heritage/TrackingList-PlantGeneral.pdf>
- New Jersey Department of Environmental Protection. 2013. List of Endangered Plant Species and Plant Species of Concern. Division of Parks and Forests 14 pp. Disponible à l'adresse : <http://www.nj.gov/dep/parksandforests/natural/heritage/njplantlist.pdf>

- New York Department of Environmental Conservation. 2016. New York Nature Explorer, Long's Bulrush (*Scirpus longii*). Site Web : <http://www.dec.ny.gov/natureexplorer/app/species/results.4> [consulté le 20 février 2016].
- NIST (National Institute of Standards and Technology). 2012. NIST / SEMATECH e-Handbook of Statistical Methods. 7.2.4.1 Confidence intervals. Construction of exact two-sided confidence intervals based on the binomial distribution: Exact Intervals for Small Numbers of Failures and/or Small Sample Sizes. United States Department of Commerce. Site Web : <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/prc/section2/prc241.htm> [consulté le 16 février 2016].
- North Carolina State University. 1982. Insects and related pests of field crops: Pests of Corn/Sorghum, Southern Corn Billbug, *Sphenophorus callosus* (Olivier), Curculionidae, Coleoptera. Center for Integrated Pest Management Publication AG-271. Disponible à l'adresse : http://ipm.ncsu.edu/AG271/corn_sorghum/southern_corn_billbug.html
- NS DNR (Nova Scotia Department of Natural Resources). 2016. Species at Risk Overview, NS Endangered Species Act: Legally Listed Species. Site Web : <http://novascotia.ca/natr/wildlife/biodiversity/species-list.asp> [consulté le 22 février 2016].
- NS DOE (Nova Scotia Department of Environment). 2016. Nova Scotia Protected Areas GIS Database. Nova Scotia Department of Environment, Protected Areas Division, Halifax NS, copy held by Atlantic Canada Conservation Data Centre, Sackville New Brunswick.
- Peck, J. comm. pers. 2013. November 19, 2013. *Conversation téléphonique avec Sean Blaney concernant les niveaux d'eau au lac Carrigan et les droits d'inondation de Nova Scotia Power à ce lac*. Hydrologist, Nova Scotia Power, Halifax NS.
- Pojar, J. 1973. Pollination of typically anemophilous salt marsh plants by bumble bees, *Bombus terricola occidentalis* Grne. *American Midland Naturalist* 89:448-451.
- Rawinski, T.J. 2001. *Scirpus longii* Conservation and Reserach Plan for New England. New England Wild Flower Society, Framingham, Massachusetts, USA.
- Reinartz, J.A. et J. Kline. 1998. Glossy buckthorn (*Rhamnus frangula*), a threat to the vegetation of the Cedarburg Bog. *Field Station Bulletin, University of Wisconsin – Milwaukee* 21:20-35.
- Riley, E.G., S.M. Clark, R.W. Flowers et A.J. Gilbert. 2002. 124. Chrysomelidae Latreille 1802. pp. 617-692. In: *American Beetles*, R.H. Arnett Jr., M.C. Thomas, P.E. Skelley et J.H. Frank (eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Riley, J.L. 2013. *The Once and Future Great Lakes Country: An Ecological History*. McGill-Queen's University Press, Montreal, Quebec. 488 pp.

- Ring, R.M., E.A. Spencer et K. Strakosch Walz. 2013. Vulnerability of 70 Plant Species of Greatest Conservation Need to Climate Change. NatureServe, Arlington VA. 38 pp. Disponible à l'adresse : https://connect.natureserve.org/sites/default/files/documents/NJ-SWAP-Plants-CCVI-FINAL_0.pdf
- Roland, A.E. et E.C. Smith. 1969. The Flora of Nova Scotia. Nova Scotia Museum, Halifax. 743 pp.
- Satterthwait, A.F. 1931. Key to known pupae of the genus *Calendra*, with host-plant and distribution notes. *Annals of the Entomological Society of America* 24:143-172.
- Schuyler, A.E. 1963. Sporadic culm formation in *Scirpus longii*. *Bartonia* 32: 1-5.
- Schuyler, A. E. 1964. A biosystematic study of the *Scirpus cyperinus* complex. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 115: 283-311.
- Schuyler, A.E. et J.L. Stasz. 1985. Influence of fire on reproduction of *Scirpus longii*. *Bartonia* 51:105-107.
- Silberhorn, G. 1995. Wool Grass, *Scirpus cyperinus* (L.) Kunth. Technical Report, Wetland Flora. No. 95-1. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary, Gloucester Point, Virginia. 2 pp.
- Smith, H.H. 1932. Ethnobotany of the Ojibwe Indians. *Bulletin of the Public Museum of Milwaukee* 4:327-525 (p. 418).
- Smith, M. et D. Crossland, comm. pers. 2016. February 27, 2016. *Échange par courriel entre Sean Blaney, Matthew Smith et Donna Crossland concernant la gestion du nerprun bourdaine au parc national du Canada Kejimikujik, en Nouvelle-Écosse*. Park Ecologist and Resource Management Officer, parc national du Canada Kejimikujik, Caledonia, Nova Scotia.
- Snyder, D., comm. pers. 2016. March 5, 2016. *Conversation téléphonique entre Sean Blaney et David Snyder concernant la répartition, la situation et l'écologie du scirpe de Long au New Jersey*. Botanist, New Jersey Natural Heritage Program, New Jersey Department of Environmental Protection, Trenton, NJ.
- Spalink, D., comm. pers. 2016. March 5, 2016. *Conversation téléphonique avec Sean Blaney concernant les recherches de Daniel Spalink sur la génétique du scirpe de Long*. Post-doctoral researcher at University of Wisconsin at Madison. Madison, WI.
- Taft, J.B. et M.K. Solecki. 1990. Vascular flora of the wetland and prairie communities of Gavin Bog and Prairie Nature Preserve, Lake County, Illinois. *Rhodora*. 92(871):142-165.
- Thormann, M.N., R.S. Currah et S.E. Bayley. 1999. The mycorrhizal status of the dominant vegetation along a peatland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* 19:438-450.
- Turner, S.D., J.P. Amon, R.M. Schneble et C.F. Friese. 2000. Mycorrhizal fungi associated with plants in ground-water fed wetlands. *Wetlands* 20:200-204.

- Vivian-Smith, G. et E.W. Stiles. 1994. Dispersal of salt marsh seeds on the feet and feathers of waterfowl. *Wetlands* 14:316-319.
- Weatherby, C.A. 1942. Two weeks in southwestern Nova Scotia. *Rhodora* 44:229-236.
- Wein, R.W. et Moore, J.M. 1979. Fire history and recent fire rotation periods in the Nova Scotian Acadian Forest, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 9(2):166-178.
- Wheeler, A.G., Jr. 2013. Host Plants (Cyperaceae) of *Ischnodemus rufipes* Van Duzee (Hemiptera: Blissidae): *Cyperus erythrorhizos* in Unpredictable Wetland Communities, *Scirpus cyperinus* in More Permanent Wetlands. *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 115(4):295-310.
doi: <http://dx.doi.org/10.4289/0013-8797.115.4.295>
- Whittemore, A.T. et A.E. Schuyler. 2003. *Scirpus*, pp. 8-21. In: *Flora of North America* Editorial Committee, eds. *Flora of North America North of Mexico, Volume 23: Magnoliophyta: Commelinidae (in part): Cyperaceae*. Oxford University Press, New York and Oxford.
- Wright, R.J., J.W. Van Duyn et J.R. Bradley Jr. 1982. Host Range of Southern Corn Billbug (Coleoptera: Curculionidae) Adults and Larvae. University of Nebraska - Lincoln Faculty Publications: Department of Entomology. Paper 101.
<http://digitalcommons.unl.edu/entomologyfacpub/101>
- Yang, M., X. Lu, W. Fan et W. Zhang. 2013. Interspecific hybridization between *Scirpus mariqueter* Ts. Tang & F.T. Wang and *S. planiculmis* F. Schmidt and their selfing. *Aquatic Botany* 110:92-96.

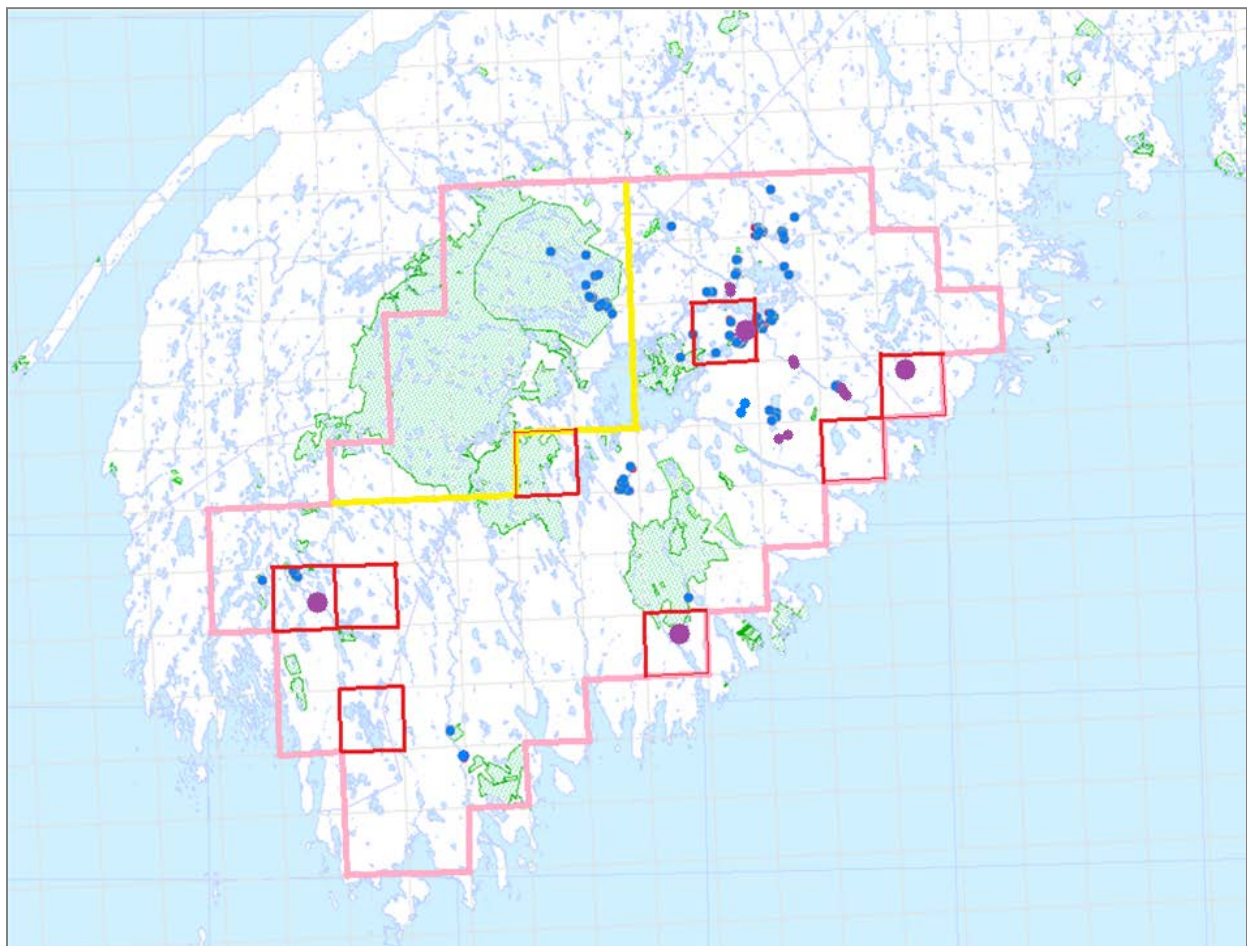
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Sean Blaney est directeur général et chercheur principal du CDC du Canada atlantique, où il est chargé du maintien d'une base de données sur la situation des plantes rares et leurs occurrences, pour chacune des trois provinces Maritimes. Depuis ses débuts au CDC du Canada atlantique, en 1999, il a découvert des douzaines de nouvelles occurrences provinciales de plantes vasculaires et a documenté plus de 15 000 occurrences de plantes rares durant les vastes travaux de terrain qu'il a menés dans les Maritimes. Sean est membre du Sous-comité de spécialistes des plantes vasculaires du COSEPAC, de l'Équipe de rétablissement de la flore de la plaine côtière de l'Atlantique, et il a rédigé et corédigé de nombreux rapports de situation du COSEPAC et rapports de situation provinciaux. Avant de travailler au CDC du Canada atlantique, Sean a obtenu un baccalauréat en biologie (mineure en botanique) de l'Université de Guelph ainsi qu'une maîtrise en écologie végétale de l'Université de Toronto. Il a participé à un certain nombre d'inventaires biologiques en Ontario et a travaillé pendant huit étés au parc Algonquin, à titre de naturaliste, où il a corédigé la deuxième édition de la liste des plantes du parc.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Tous les spécimens canadiens de scirpe de Long ont été inscrits dans la base de données du CDC du Canada atlantique (2016), et il n'a donc pas été nécessaire de consulter de collections.

Annexe 1. Zone dans laquelle les relevés visant le scirpe de Long ont été effectués en 2015. Les points bleus représentent les sites hébergeant le scirpe de Long connus avant 2015. La ligne rose délimite la zone échantillonnée à l'intérieur de l'aire de répartition potentielle du scirpe de Long; le territoire de la portion nord-ouest, délimité par la ligne jaune, a été exclu des relevés, car il était difficilement accessible par la route ou avait déjà fait l'objet de relevés exhaustifs (est du parc national du Canada Kejimikujik). Les mailles de 10 km de côté du quadrillage UTM sont indiquées en gris; les mailles sélectionnées aléatoirement aux fins de relevés sont indiquées en rouge. Les gros points violets représentent les nouvelles occurrences du scirpe de Long découvertes à l'intérieur des mailles sélectionnées aléatoirement, et les petits points violets représentent les occurrences du scirpe de Long découvertes en 2015 dans le cadre de recherches ciblées. Les zones en vert représentent les aires protégées.



Annexe 2. Méthodes de dénombrement des clones et des pousses formant ces clones pour chaque sous-population et nom des observateurs et année des dénombrements.

| Sous-population, observateur et année des dénombrements | N ^{bre} de clones/pousses | Méthode de dénombrement |
|--|---|---|
| 1) Lac Smith Sean Blaney, 2010 | 3 clones; 355 pousses | Dénombrement exhaustif et précis des clones et des pousses. |
| 2) Lac Seven Mile Sean Blaney, 2014 | ~100? clones; prob. quelques dizaines de milliers de pousses | Estimation grossière en fonction de la superficie occupée. |
| 3) Lac McGowan Brad Toms, 2011 | 2 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 4) Ruisseau Barren Meadow Sean Blaney, 2011 | 7 clones; 145 pousses | Dénombrement exhaustif et précis des clones et des pousses. |
| 5) Lac Shingle Sean Blaney, 2011; Nick Hill, 2011 | 215 clones; quelques dizaines de milliers de pousses | Estimation visuelle minutieuse du nombre de clones dans une grande occurrence, plus dénombrement précis des clones ailleurs; estimation très grossière du nombre de pousses. |
| 6) Eel Weir Stillwater Sean Blaney et David Mazerolle, 2009 | 198+ clones [dénombrement prob. plutôt incomplet]; prob. des centaines de milliers de pousses ou plus | Clones dénombrés pour de nombreux points GPS, mais non pour la sous-population entière. Estimation très grossière du nombre de pousses en fonction de la très grande superficie occupée. |
| 7) Lac Molega Duncan Bayne, 2006; Tom Neily, 2010 | 21 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 8) Rivière Wildcat Sean Blaney, Shalan Joudry et Sarah Jerney, 2013 | 100 clones; ~10 000 pousses | Dénombrement précis des clones, estimation grossière des pousses en fonction d'un rapport de 100 pousses/clone. |
| 9) Lac Hog David Mazerolle, 2010 | 13 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 10) Echo Lodge Sean Blaney et Alain Belliveau, 2015 | 24 clones; ~360 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, dénombrement assez précis des pousses, avec un certain degré d'extrapolation (nombre moyen de pousses/clone) dans le cas des clones sans dénombrement des pousses. |
| 11) Lac Bull Moose Sean Blaney et David Mazerolle, 2009 | 7 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses |
| 12) Petit lac Rocky David Mazerolle, 2010 | 2 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 13) Premier lac Christopher David Mazerolle, 2010 | 2 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 14) Ruisseau Eighteen Mile Sean Blaney, 2012; B. Burnie (étudiant de Ron MacKay), 2013; David Mazerolle, 2015 | Plusieurs centaines de clones; prob. des centaines de milliers de pousses | Estimation très grossière des clones et des pousses; le grand nombre de pousses reflète la vaste superficie plutôt densément occupée, en plus des nombreux petits sous-sites, dont certains ont fait l'objet de dénombrements précis. |
| 15) Lac Moosehorn David Mazerolle, 2012 | 7 clones; quelques centaines de pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 16) Lac Ponhook Tom Neily, 2010 Sean Blaney, 2010 Nick Hill, 2012 | Environ 500? clones; Prob. quelques dizaines de milliers à environ 50 000 pousses | Dénombrement très peu précis des clones et des pousses, nombres peut-être grandement sous-estimés. Nick Hill a estimé 9 000 pousses à la pointe Grassy. Aucune estimation des pousses pour de grandes portions du site. |

| Sous-population, observateur et année des dénombrements | N^{bre} de clones/pousses | Méthode de dénombrement |
|---|--|--|
| 17) Baissière Murray + ruisseau Dean Sean Blaney et Alain Belliveau, 2015 | 41 + plusieurs centaines de clones; 2 100 pousses + 29 000 pousses | Dénombrement précis des clones; nombre de pousses fondé en partie sur des dénombrements et en partie sur des estimations (m ² occupés x densité estimée) au sous-site de la baissière Murray; estimation au ruisseau Dean par A. Belliveau (m ² occupés estimés x densité estimée) pour les pousses et estimation très grossière pour les clones. |
| 18) Ruisseau Wentworth + ruisseau Hemlock Sean Blaney et Alain Belliveau, 2015 | ~100 clones; 70 600 pousses [16 % du nombre total observé au sous-site du ruisseau Wentworth, d'après le taux d'hybridation indiqué dans MacKay <i>et al.</i> (2010)] | Les méthodes différentes utilisées par A. Belliveau (m ² occupés x densité estimée) et par S. Blaney (nombre de clones x moyenne estimative de 75 pousses/clone) ont donné des résultats très différents dans différentes parties du sous-site du ruisseau Hemlock (données de Belliveau beaucoup plus élevées). On ignore quelle méthode reflète le mieux la réalité. Au sous-site du ruisseau Wentworth, le nombre de pousses a été extrapolé d'après la méthode de A. Belliveau, puis multiplié par 0,16 – soit la proportion d'individus purs du <i>S. longii</i> à ce site selon MacKay <i>et al.</i> (2010). Les plusieurs centaines de clones grossièrement estimés au sous-site du ruisseau Wentworth a également été multiplié par 0,16. |
| 19) Lac Loon / lac George, parc nat. Kejimikujik David Mazerolle, 2012; Sean Blaney et Alain Belliveau, 2013; David Mazerolle et Alain Belliveau, 2016 | 93 à 95 clones; Quelques milliers de pousses | Dénombrement exhaustif des clones, estimation très grossière des pousses. |
| 20) Tourbière Dunraven Nord Sean Blaney, 2012 | 17 clones; ~500 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, dénombrement assez précis des pousses, avec un certain degré d'extrapolation (nombre moyen de pousses/clone) dans le cas des clones dont les pousses n'ont pas été comptées. |
| 21) Baie Little Sixteen Mile Brad Toms, 2009 | 1 clone; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 22) Ruisseau Upper Great Terry Power et Steve van Wilgenberg, 1993 | 10 à 20 clones; ? pousses | Estimation grossière des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 23) Lac Ten Mile Sean Blaney et David Mazerolle, 2009 | 4 ou 5 clones; centaines de pousses | Dénombrement exhaustif des clones, pousses estimées grossièrement, mais non dénombrées. |
| 24) Tourbière Six Mile Sean Blaney, 2015 | 1 clone; 1 pousse | Dénombrement exhaustif et précis. |
| 25) Ruisseau Lower Great Sean Blaney, 2015 | 1 clone; 13 pousses | Dénombrement exhaustif et précis. |
| 26) Ruisseau DeWolfe David Mazerolle, 2015 | 1 clone; 150-200 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, estimation assez précise des pousses. |
| 27) Baissière Hagen Sean Blaney, 2012 | ~25 clones; milliers de pousses | Dénombrement exhaustif des clones, estimation grossière des pousses |
| 28) Tourbière Dunraven Sud David Mazerolle et Sean Blaney, 2012 | 107 clones; ~1 500 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, dénombrement assez précis des pousses, avec un certain degré d'extrapolation (nombre moyen de pousses/clone) dans le cas des clones dont les pousses n'ont pas été comptées. |
| 29) Lac Wilkins Ruth Newell, 1999 | 1 clone; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses |
| 30) Rivière Tidney Alain Belliveau et David Mazerolle, 2015 | Plusieurs centaines à 1 000+ clones; 120 000 pousses | Aucun dénombrement des clones; nombre de pousses grossièrement extrapolé d'après la superficie des colonies et la densité estimée par m ² . |

| Sous-population, observateur et année des dénombrements | N^{bre} de clones/pousses | Méthode de dénombrement |
|--|--|--|
| 31) Tourbière Blue Hill John Klymko et Sarah Robinson, 2013 | 100+ clones; ? pousses | Estimation grossière des clones, aucun dénombrement des pousses. |
| 32) ruisseau Bloody Alain Belliveau, 2010 | ~20 clones; milliers de pousses | Estimation de mémoire (A. Belliveau). |
| 33) Pré Quinns B. Burnie (étudiant de Ron MacKay), 2013 | ~100? clones; milliers de pousses | Estimations très grossières fondées sur le nombre de points GPS enregistrés et la superficie occupée. |
| 34) Lac Gilfillan Nick Hill, 2014 | 1 clone; ~400 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, estimation visuelle minutieuse des pousses. |
| 35) Lac de l'École Alain Belliveau, 2011 | ~38 clones; ~1 500 pousses [15 % du nombre total observé, d'après le ratio individus purs/hybrides du <i>S. longii</i> selon MacKay (comm. pers., 2016)] | Nombre initial de pousses (6 500) extrapolé grossièrement d'après la superficie des colonies et la densité estimée par m ² , puis multiplié par 0,15 pour refléter le taux d'hybridation (~85 %) selon MacKay (comm. pers.). L'estimation très grossière de « centaines » de clones, qui a été arrondie à 250, a également été multipliée par 0,15. |
| 36) rivière Quinan Alain Belliveau, 2015 | 41 clones; 4 500 pousses | Dénombrement exhaustif des clones, estimation visuelle ou dénombrement des pousses pour chaque clone. |
| 37) Lac Wilsons David Mazerolle, 2011 | 45 clones; ? pousses | Dénombrement exhaustif des clones, aucun dénombrement des pousses. |

Annexe 3. Tableau de classification des menaces pour le scirpe de Long

| TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES | | | | |
|---|--|-------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème | Scirpe de Long (<i>Scirpus longii</i>) | | | |
| Identification de l'élément | | Code de l'élément | | |
| Évaluateurs | 05/10/2016 Nick Hill, Ron MacKay, Sean Blaney, David Mazerolle, Bruce Bennett, Jim Pojar, Dan Brunton | | | |
| Références | | | | |
| Guide pour le calcul de l'Impact global des menaces | Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact | | | |
| | Impact des menaces | | Maximum de la plage d'intensité | Minimum de la plage d'intensité |
| | A | Très élevé | 0 | 0 |
| | B | Élevé | 0 | 0 |
| | C | Moyen | 0 | 0 |
| | D | Faible | 2 | 2 |
| | Impact global des menaces calculé | | Faible | Faible |
| Impact global des menaces attribué | | D = Faible | | |
| Justification de l'ajustement de l'impact | | | | |
| Commentaires sur l'impact global | | | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|---|------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------|---|
| 1 Développement résidentiel et commercial | Négligeable | Petite (1-10 %) | Négligeable (< 1 %) | Élevée (continue) | |
| 1.1 Zones résidentielles et urbaines | | | | | |
| 1.2 Zones commerciales et industrielles | | | | | |
| 1.3 Zones touristiques et récréatives | Négligeable | Petite (1-10 %) | Négligeable (< 1 %) | Élevée (continue) | Les occurrences du lac Ponhook et du Petit lac Ponhook, dans la sous-population du lac Ponhook (maximum 3,5 % de la population canadienne) sont les seules qui sont vulnérables aux menaces associées au développement. |
| 2 Agriculture et aquaculture | | | | | |
| 2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|---|------------------|--|---------------------------|----------------------------|--|--|
| 2.2 | Plantations pour la production de bois et de pâte | | | | | | |
| 2.3 | Élevage de bétail | | | | | | |
| 2.4 | Aquaculture en mer et en eau douce | | | | | | |
| 3 | Production d'énergie et exploitation minière | | Non calculé (à l'extérieur de la période d'évaluation) | Petite (1-10 %) | Extrême (71-100 %) | Faible (possiblement à long terme, > 10 ans) | |
| 3.1 | Forage pétrolier et gazier | | | | | | |
| 3.2 | Exploitation de mines et de carrières | | Non calculé (à l'extérieur de la période d'évaluation) | Petite (1-10 %) | Extrême (71-100 %) | Faible (possiblement à long terme, > 10 ans) | Aucun projet actif d'extraction de tourbe actuellement connu, mais cette activité est possible à long terme. Les sites qui se trouvent dans de grandes tourbières situées à proximité de routes importantes (pré Quinns et ruisseau de la tourbière Blue Hill, plus sites semblables non encore découverts; 2,8 % de la population canadienne) sont les plus susceptibles de faire l'objet d'une extraction de tourbe. |
| 3.3 | Énergie renouvelable | | | | | | |
| 4 | Corridors de transport et de service | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère (1-10 %) | Élevée-moderée | |
| 4.1 | Routes et voies ferrées | D | Faible | Petite (1-10 %) | Légère (1-10 %) | Élevée-moderée | Selon Hill (1994) et la justification de la désignation de 1994, la modification du régime de drainage associé à la construction d'une autoroute représentait une menace considérable, car la sous-population du ruisseau Eighteen Mile était traversée par une autoroute construite depuis longtemps (probablement en 1950 ou plus tôt). Certains clones à ce site sont touchés par l'ombre créée par les érables rouges, qui empiètent peut-être sur l'habitat à cause de la diminution des niveaux d'eau, mais autrement rien n'indique que l'effectif ait diminué à ce site depuis 1994. De plus, à cause de la découverte de nouvelles occurrences à d'autres endroits, la population du ruisseau Eighteen Mile représente maintenant une proportion beaucoup plus faible de la population canadienne totale. Les corridors de transport n'ont aucun autre effet considérable connu sur l'espèce. |
| 4.2 | Lignes de services publics | | | | | | |
| 4.3 | Voies de transport par eau | | | | | | |
| 4.4 | Corridors aériens | | | | | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires | |
|--------|---|---------------------------|----------------------------|---------------------|-------------------|---|
| 5 | Utilisation des ressources biologiques | | | | | |
| 5.1 | Chasse et capture d'animaux terrestres | | | | | |
| 5.2 | Cueillette de plantes terrestres | | | | | |
| 5.3 | Exploitation forestière et récolte du bois | | | | | |
| 5.4 | Pêche et récolte de ressources aquatiques | | | | | |
| 6 | Intrusions et perturbations humaines | Négligeable | Restreinte-petite (1-30 %) | Négligeable (< 1 %) | Élevée (continue) | |
| 6.1 | Activités récréatives | Négligeable | Restreinte-petite (1-30 %) | Négligeable (< 1 %) | Élevée (continue) | Hill (1994) a noté que des individus avaient fleuri en réaction aux dommages causés par les VTT, mais selon lui les effets négatifs associés à la diminution de la capacité de compétition pourraient surpasser les effets positifs associés à une floraison accrue. De façon plus récente, des dommages causés par des VTT ont été observés uniquement dans la sous-population de la rivière Quinan (AC CDC, 2016). L'utilisation de VTT ne semble pas actuellement avoir des effets majeurs sur la population de scirpe de Long en Nouvelle-Écosse. |
| 6.2 | Guerre, troubles civils et exercices militaires | | | | | |
| 6.3 | Travail et autres activités | | | | | |
| 7 | Modifications des systèmes naturels | Inconnu | Inconnue | Inconnue | Élevée (continue) | |
| 7.1 | Incendies et suppression des incendies | Inconnu | Inconnue | Inconnue | Élevée (continue) | La fréquence des incendies a diminué par rapport aux niveaux artificiellement élevés observés de la colonisation européenne (~1750) jusqu'à ~1950, mais on ignore quelle est la différence entre la fréquence actuelle et celle qui existait avant la colonisation. L'absence d'incendies peut causer une lente succession végétale (sur une ou plusieurs décennies) qui peut limiter la fréquence de la floraison, réduisant ainsi la possibilité de dispersion de graines. |
| 7.2 | Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages | | | | | Menace semblant historique et non prévue au cours des 10 prochaines années. |
| 7.3 | Autres modifications de l'écosystème | | | | | |

| Menace | Impact (calculé) | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires | | |
|--------|---|---------------------------|----------------------------|------------------------|-----------------|--|--|
| 8 | Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques | D | Faible | Grande-petite (1-70 %) | Légère (1-10 %) | Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans) | |
| 8.1 | Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes | D | Faible | Grande-petite (1-70 %) | Légère (1-10 %) | Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans) | <p>Le nerprun bourdaine crée de l'ombre et entraîne ainsi une diminution de la vigueur du scirpe de Long et probablement une perte d'individus lente, sur une échelle de temps d'une ou de plusieurs décennies. Aucune perte n'a encore été observée, mais le nerprun bourdaine est présent sur de vastes superficies à proximité de populations et se répand rapidement. Les localités ont été déterminées en fonction du nerprun bourdaine, car il représente la principale menace, et sont actuellement classées de la façon suivante : catégorie 1) occurrences du scirpe de Long situées à 1 km d'une population connue du nerprun bourdaine et peu susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion. Sous-populations (numéros correspondant à ceux du tableau 1 et de la figure 4) : 6 - Eel Weir Stillwater; 8 - rivière Wildcat; 10 - Echo Lodge (29,3 % de la population canadienne connue). Catégorie 2) occurrences du scirpe de Long situées à moins de 1 km d'une population connue du nerprun bourdaine et susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion. 21 - lac Loon - sous-population du parc national du Canada Kejimikujik (0,6 % de la population canadienne connue). Catégorie 3) occurrences du scirpe de Long qui ne sont situées à proximité d'aucune population connue du nerprun bourdaine, mais qui se trouvent dans la région de Caledonia, où le nerprun bourdaine est fréquent, et à 15 km de zones fortement envahies selon les données du CDC du Canada atlantique (2016). Sous-populations 1 - lac Smith, 2 - lac Seven Mile, 3 - lac McGowan, 4 - ruisseau Barren Ground, 5 - lac Shingle, 7 - lac Molega, 9 - lac Hog, 12 - Petit lac Rocky, 13 - Premier lac Christopher, 14 - ruisseau Eighteen Mile, 15 - lac Moosehorn, 16 - lac Ponthook, 17 - baissière Murray, 18 - ruisseau Wentworth (47,6 %). Les proportions d'individus et de clones menacées par le nerprun bourdaine sont inférieures aux proportions indiquées ci-dessus, car certains milieux (particulièrement les tourbières non riveraines dégagées) sont moins susceptibles d'être envahis par le nerprun bourdaine.</p> |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|--------|--|------------------|--|---------------------------|----------------------------|-------------------|---|
| 8.2 | Espèces indigènes problématiques | Inconnu | | Inconnu | Inconnu | Élevée (continue) | On ignore quelle est l'ampleur exacte de l'hybridation du scirpe de long avec le scirpe souchet (<i>Scirpus cyperinus</i>), espèce commune associée aux milieux perturbés. Des études génétiques ont été réalisées dans les sites où une importante introgression était connue à cause des caractères morphologiques inhabituels et de la floraison fréquente, ce qui signifie que les degrés d'introgression relevés dans ces sites pourraient être des exceptions en Nouvelle-Écosse. Un degré d'introgression nul ou très faible a été observé dans les quelques occurrences de tourbières non riveraines ayant fait l'objet d'évaluations génétiques. La menace que représente l'hybridation favorisée par les activités humaines varie probablement d'un site à l'autre, en fonction de la proximité de routes et d'autres perturbations qui accroissent l'habitat propice au scirpe souchet. La longévité des clones du scirpe de Long et la faible fréquence de la floraison de l'espèce, facteur nécessaire à l'hybridation, font en sorte que cette menace représentera un problème à long terme et n'aura probablement pas d'effets considérables au cours des dix à vingt prochaines années. Aux fins de la présente évaluation, on a principalement tenu compte des effets des arbustes et arbres concurrents au point 7.1 (Suppression des incendies). |
| 8.3 | Matériel génétique introduit | | | | | | |
| 9 | Pollution | | | | | | |
| 9.1 | Eaux usées domestiques et urbaines | | | | | | |
| 9.2 | Effluents industriels et militaires | | | | | | |
| 9.3 | Effluents agricoles et sylvicoles | | | | | | |
| 9.4 | Déchets solides et ordures | | | | | | |
| 9.5 | Polluants atmosphériques | | | | | | |
| 9.6 | Apports excessifs d'énergie | | | | | | |
| 10 | Phénomènes géologiques | | | | | | |
| 10 | Volcans | | | | | | |
| 10 | Tremblements de terre et tsunamis | | | | | | |
| 10 | Avalanches et glissements de terrain | | | | | | |
| 11 | Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents | | | | | | |
| 11 | Déplacement et altération de l'habitat | | | | | | |
| 11 | Sécheresses | | | | | | |

| Menace | | Impact (calculé) | | Portée (10 proch. années) | Gravité (10 ans ou 3 gén.) | Immédiateté | Commentaires |
|---|-------------------------|------------------|--|---------------------------|----------------------------|-------------|--------------|
| 11 | Températures extrêmes | | | | | | |
| 11 | Tempêtes et inondations | | | | | | |
| Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky <i>et al.</i> (2008). | | | | | | | |