

# Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

## Chardon écailleux *Cirsium scariosum*

Population des Rocheuses  
Population de Mingan

au Canada



**EN VOIE DE DISPARITION  
2022**

**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. 2022. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chardon écailleux (*Cirsium scariosum*), population des Rocheuses et population de Mingan, au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xv + 90 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Note de production :

Le COSEPAC tient à remercier Nancy Dénommée, Peter L. Achuff et Patrick Nantel d'avoir rédigé le rapport de situation sur le chardon écailleux (*Cirsium scariosum*) 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 Del Meidinger, coprésident 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](mailto:ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca)  
[www.cosepac.ca](http://www.cosepac.ca)

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Meadow Thistle *Cirsium scariosum*, Rocky Mountain population and Mingan population, in Canada".

Illustration/photo de la couverture :  
Chardon écailleux (*Cirsium scariosum*) — Photo : Nancy Dénommée.

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2022.  
N° de catalogue CW69-14/817-2022F-PDF  
ISBN 978-0-660-44377-5



## COSEPAC Sommaire de l'évaluation

### Sommaire de l'évaluation – Mai 2022

**Nom commun**

Chardon écailleux – Population des Rocheuses

**Nom scientifique**

*Cirsium scariosum*

**Statut**

En voie de disparition

**Justification de la désignation**

Cette plante herbacée vivace se rencontre dans les prés herbeux montagnards à subalpins et les clairières de forêt des montagnes du sud-est de la Colombie-Britannique et du sud-ouest de l'Alberta. La plante fleurit et produit des graines une seule fois, après 2 à 9 ans d'existence, après quoi elle meurt. La plupart des plantes ne survivent pas jusqu'au stade de la floraison à cause des sécheresses et de l'herbivorie par les petits mammifères. Les individus qui parviennent à fleurir sont menacés par le charançon du chardon penché, espèce non indigène, qui réduit ou élimine la production de graines, entraînant ainsi un déclin continu et précipité depuis 2002. Parmi les autres menaces figurent la mortalité liée à la hausse des feux de forêt sous l'effet des changements climatiques, le broutage par les animaux d'élevage et les programmes de désherbage au moyen d'herbicides ciblant les espèces de chardons exotiques envahissantes.

**Répartition au Canada**

Colombie-Britannique, Alberta

**Historique du statut**

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2022.

### Sommaire de l'évaluation – Mai 2022

**Nom commun**

Chardon écailleux – Population de Mingan

**Nom scientifique**

*Cirsium scariosum*

**Statut**

En voie de disparition

**Justification de la désignation**

Cette plante herbacée vivace est restreinte à la portion supérieure des plages de quatre îles de l'archipel de Mingan, dans le golfe du Saint-Laurent. La population a une aire de répartition très restreinte et compte seulement quelques individus : en 2018, il n'y avait que 367 individus matures. La population devrait continuer à décliner à cause de menaces continues, principalement l'augmentation du nombre de tempêtes découlant des changements climatiques, tempêtes qui entraînent l'érosion des plages et le dépôt de sédiments et de débris ligneux. Compte tenu de la petite taille des zones côtières abritant la population, une seule tempête peut gravement perturber des sites entiers. Parmi les autres menaces liées aux changements climatiques figurent l'élévation du niveau de la mer, la réduction de la couverture de glace de mer et de neige, les sécheresses et l'empiétement par les arbres.

**Répartition au Canada**

Québec

**Historique du statut**

Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2022.



## COSEPAC Résumé

### Chardon écailleux *Cirsium scariosum*

Population des Rocheuses  
Population de Mingan

#### Description et importance de l'espèce sauvage

Le chardon écailleux (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*) est une plante herbacée vivace dont la tige florifère, dressée, pousse à partir d'une rosette feuillue. Il mesure de 10 à 100 cm de haut et porte des fleurs roses à pourpres.

Le chardon écailleux compte deux populations au Canada, séparées par environ 3 500 km : une population dans les Rocheuses et une autre dans l'archipel de Mingan, dans le golfe du Saint-Laurent. Les deux populations ont été isolées l'une de l'autre pendant des milliers d'années, ont divergé sur le plan génétique et sont considérées comme des unités désignables distinctes. La population de Mingan revêt une importance scientifique et éducative particulière en ce qui a trait à la survie des espèces végétales en lien à la fois avec l'histoire glaciaire qui s'est déroulée sur des milliers d'années et les effets actuels des changements climatiques.

#### Répartition

La population des Rocheuses est présente dans le sud-est de la Colombie-Britannique et le sud-ouest de l'Alberta. Elle possède une zone d'occurrence estimée à 3 181 km<sup>2</sup> et est contiguë à des populations qui s'étendent vers le sud jusqu'en Californie, dans l'Utah et au Colorado. La population de Mingan est présente dans l'est du Québec, dans le golfe du Saint-Laurent, sur quatre îles de l'archipel de Mingan. Elle possède une zone d'occurrence d'environ 32 km<sup>2</sup> et est complètement isolée des autres populations nord-américaines. L'aire de répartition canadienne totale représente environ 0,5 % de l'aire de répartition mondiale (nord-américaine).

## **Habitat**

La population de l'Ouest (celle des Rocheuses) se trouve principalement dans des prés herbeux montagnards à subalpins et des clairières forestières. Ces zones dégagées comprennent des sites non perturbés et des sites touchés par des perturbations naturelles (p. ex. avalanches, présence d'animaux, incendies) et humaines (p. ex. routes, sites de puits, gravières, blocs de coupe). Le chardon écaillé semble être intolérant à l'ombre et pousse souvent dans des sites humides.

La population de l'Est (celle de l'archipel de Mingan) se compose d'individus épars confinés dans une bande étroite de la partie supérieure des plages, entre le rivage et la forêt intérieure de conifères, dans un sol bien drainé reposant sur un substrat rocheux calcaire. Les individus sont exposés aux embruns ainsi qu'aux tempêtes qui érodent les sites et déposent des sédiments et des débris végétaux. Ils sont souvent éparpillés entre des morceaux de bois de grève, et certains poussent à la lisière de la forêt, là où il y a suffisamment de lumière.

## **Biologie**

Le chardon écaillé ne fleurit et ne produit des graines qu'une seule fois au cours de son existence et ne se multiplie pas par voie végétative. La tige florifère pousse à partir d'une rosette feuillue, puis la plante meurt au cours de la même période de végétation. Les individus de la population des Rocheuses fleurissent généralement après 2 à 9 ans et ceux de la population de Mingan, après 5 à 22 ans. Environ 70 % des rosettes de la population des Rocheuses et 97 % de celles de la population de Mingan ne survivent pas jusqu'au stade de la floraison. Les principales causes de la mort des rosettes au sein de la population des Rocheuses sont l'herbivorie des petits mammifères et la sécheresse; au sein de la population de Mingan, ces causes sont l'érosion due aux tempêtes, la compétition d'autres espèces végétales, une couverture neigeuse insuffisante et la sécheresse.

## **Taille et tendances des populations**

En 2019, la population des Rocheuses était estimée à environ 4,4 millions d'individus de tous âges, dont environ 2,5 millions d'individus matures (capables de se reproduire). Selon deux transects établis dans le parc national des Lacs-Waterton, on constate un déclin de 96 % sur 3 générations (12 ans) ainsi qu'un déclin semblable de 2002 à 2019. Des dénombrements répétés, effectués dans 24 sites d'observation ponctuelle situés dans d'autres parties de la population des Rocheuses, ont également révélé des déclins (médiane de -88 %), ce qui porte à croire que la population entière est en déclin.

En 2018, la population de Mingan était composée de 1 349 individus de tous âges, dont 367 individus matures. On estime que la population a diminué de 26 % au cours des 2 dernières générations et qu'elle devrait encore diminuer de 8 % sur trois générations (2017-2047). Les effectifs de la population ont fluctué au fil des ans, une certaine augmentation du recrutement ayant été observée grâce aux graines semées manuellement. Les modèles démographiques prévoient que la population continuera de diminuer jusqu'à atteindre des niveaux très bas, voire jusqu'à disparaître complètement, malgré les interventions de rétablissement mises en œuvre depuis 2001.

### **Menaces et facteurs limitatifs**

La principale menace pesant sur la population des Rocheuses est le charançon du chardon penché, une espèce d'insecte introduite provenant d'Eurasie. D'autres menaces, d'impact moindre, comprennent la mortalité liée à une augmentation de la fréquence, de l'ampleur et de l'intensité des incendies, le pâturage du bétail et les programmes de désherbage au moyen d'herbicides.

Les principales menaces pesant sur la population de Mingan sont les tempêtes qui entraînent l'érosion des plages ainsi que le dépôt de sédiments et de débris ligneux. Les tempêtes surviennent probablement de plus en plus souvent en raison des changements climatiques, cette augmentation causant aussi l'élévation du niveau de la mer et la réduction de la glace marine en hiver. Les autres menaces comprennent la réduction de la superficie de l'habitat en raison de l'empiétement des arbres, la diminution de la couverture neigeuse et les sécheresses.

### **Protection, statuts et classements**

La population des Rocheuses se trouve principalement sur des terres publiques (parcs nationaux et provinciaux, terres provinciales de la Couronne). La population de Mingan se trouve dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Le chardon écaillé est actuellement coté « non en péril » à l'échelle mondiale; ce classement a été révisé pour la dernière fois en 2009 et doit être réexaminé. Au Canada, il est considéré comme « vulnérable » et, aux États-Unis, il est considéré comme « non en péril ». Il est classé « gravement en péril » au Québec, « en péril » en Alberta et « vulnérable » en Colombie-Britannique. Il est classé « apparemment non en péril à non en péril » au Montana et « en péril » au Wyoming. Cependant, rien n'indique que la menace posée par le charançon du chardon penché dans tout l'ouest de l'Amérique du Nord ait été prise en compte. Le chardon écaillé est désigné légalement comme espèce menacée au Québec.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population des Rocheuses

*Cirsium scariosum*

Chardon écailléux  
(Population des Rocheuses)

Meadow Thistle  
(Rocky Mountain population)

Répartition au Canada : Colombie-Britannique, Alberta

### 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)	3,8 ans, âge moyen à la floraison
Y a-t-il un déclin continu [observé, estimé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, observé, estimé et prévu.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures au cours des deux dernières générations. (2 x 3,8 ans/gén. = 7,6 ans, arrondi à 8 ans)	-78 %, estimé
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations. (3 x 3,8 ans/gén. = 11,4 ans, arrondi à 12 ans)	-96 %, observé et estimé
Pourcentage [prévu ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations.	-87 %, prévu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	-87 %, estimé et prévu
Est-ce que les causes du déclin sont : a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a) non b) oui c) non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

### Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	3 181 km <sup>2</sup>
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	340 km <sup>2</sup> (85 carrés)

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)	2 à 4 localités – charançon du chardon penché
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Oui, prévu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui, prévu
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu du nombre de sous-populations locales?	Oui, prévu
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités* »?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Déclin possible inféré de la superficie et de la qualité de l'habitat à cause du broutage, du charançon du chardon penché et de la lutte contre les mauvaises herbes. Les effets des incendies sur l'habitat sont mixtes et varient dans le temps. Voir la section <b>Tendances en matière d'habitat</b> .
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

### Nombre d'individus matures

Sous-populations (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Population des Rocheuses (les sous-populations n'ont pas été délimitées dans l'intégralité de l'aire de répartition; 35 sous-populations ont été délimitées récemment en Colombie-Britannique)	Estimé à 2,5 millions (fourchette de 457 000 à 4,9 millions) – grande incertitude
Total	Estimé à 2,5 millions

\* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [UICN](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

### 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]	Cette analyse n'a pas été faite.
---	----------------------------------

### 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, l'impact global des menaces est jugé très élevé.

- 8.1 Espèce d'insecte non indigène – charançon du chardon penché (*Rhinocyllus conicus*) [impact très élevé]
- 7.1 Incendies [impact moyen – faible]
- 7.3 Herbicides [impact moyen – faible]
- 2.3 Broutage [impact moyen – faible]

Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents? Espèce monocarpique (les individus meurent après avoir fleuri et produit des graines une fois) et phénologie précoce

### 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	Inconnue, mais les populations aux États-Unis sont aussi touchées par le charançon du chardon penché.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Oui
Les conditions de la population source (extérieure) se détériorent-elles?	Oui
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Oui
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Oui, mais elle est peu probable, car les populations aux États-Unis sont aussi touchées par le charançon du chardon penché, ce qui réduit cette possibilité, et la survie d'individus nouvellement établis au Canada est problématique.

### Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

## Historique du statut

COSEPAAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2022.

## Statut et justification de la désignation

<b>Statut</b> En voie de disparition	<b>Codes alphanumériques</b> A2bce+3bce+4bce; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v)
<b>Justification de la désignation</b> Cette plante herbacée vivace se rencontre dans les prés herbueux montagnards à subalpins et les clairières de forêt des montagnes du sud-est de la Colombie-Britannique et du sud-ouest de l'Alberta. La plante fleurit et produit des graines une seule fois, après 2 à 9 ans d'existence, après quoi elle meurt. La plupart des plantes ne survivent pas jusqu'au stade de la floraison à cause des sécheresses et de l'herbivorie par les petits mammifères. Les individus qui parviennent à fleurir sont menacés par le charançon du chardon penché, espèce non indigène, qui réduit ou élimine la production de graines, entraînant ainsi un déclin continu et précipité depuis 2002. Parmi les autres menaces figurent la mortalité liée à la hausse des feux de forêt sous l'effet des changements climatiques, le broutage par les animaux d'élevage et les programmes de désherbage au moyen d'herbicides ciblant les espèces de chardons exotiques envahissantes.	

## Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :

Correspond aux critères de la catégorie « Espèce en voie de disparition » A2bce, car il y a eu un déclin estimatif de 96 % du nombre d'individus matures au cours des 3 dernières générations (12 ans), compte tenu d'une combinaison d'observations directes et d'extrapolations, d'un déclin de la qualité de l'habitat et de l'impact du charançon du chardon penché, une espèce introduite. Correspond aux critères de la catégorie « Espèce en voie de disparition » A3bce, car on prévoit un déclin de 87 % du nombre d'individus matures au cours des 3 prochaines générations, et correspond aux critères de la catégorie « Espèce en voie de disparition » A4bce, car il y a un déclin estimé et prévu de 87 % du nombre d'individus matures sur une période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) :

Correspond aux critères de la catégorie « Espèce en voie de disparition » B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v). La zone d'occurrence (3 181 km<sup>2</sup>) et l'IZO (340 km<sup>2</sup>) sont inférieurs au seuil; la population compte de 2 à 4 localités, et il y a un déclin continu (v) du nombre d'individus matures, et un déclin inféré ou prévu (i) de la zone d'occurrence, (ii) de l'IZO, (iii) de la superficie et de la qualité de l'habitat et (iv) du nombre de sous-populations.

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

Ne s'applique pas. Le nombre d'individus matures est d'environ 2,5 millions, ce qui dépasse le seuil fixé pour la catégorie « Espèce menacée ».

Critère D (très petite population ou répartition restreinte) :

Ne s'applique pas. L'estimation d'environ 2,5 millions d'individus matures dépasse le seuil du critère D1, et même si la population est susceptible de connaître un déclin rapide et important en raison de l'impact du charançon du chardon penché, elle est grande (> 1 000) et est largement répartie (> 20 km<sup>2</sup>).

Critère E (Analyse quantitative) :

Ne s'applique pas. Analyse non effectuée.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population de Mingan

*Cirsium scariosum*

Chardon écailléux  
(Population de Mingan)

Meadow Thistle  
(Mingan population)

Répartition au Canada : Québec

### 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)	10,1 ans, âge moyen à la floraison
Y a-t-il un déclin continu [observé, estimé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Oui, observé, estimé et prévu.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures au cours des deux dernières générations. (2 x 10,1 ans/gén. = 20,2 ans, arrondi à 20 ans)	-26 %, estimé pour la période 1995-2015; -28 %, observé pour la période 1995-2017.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations. (3 x 10,1 ans/gén. = 30,3 ans, arrondi à 30 ans)	Inconnu, car les données disponibles ne remontent pas 30 ans en arrière.
Pourcentage [prévu ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations. (3 x 10,1 ans/gén. = 30,3 ans, arrondi à 30 ans)	-8 %, prévu au moyen d'un modèle multisite. Le même modèle donne une probabilité de 0,21 d'un déclin de 50 % au cours des 3 prochaines générations.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de 3 générations (3 x 10,1 ans/gén. = 30,3 ans) commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	-19 %, estimé pour la période 1995-2025
Est-ce que les causes du déclin sont : a) clairement réversibles et b) comprises et c) ont effectivement cessé?	a) non, b) oui, en partie, c) non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

### Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	32 km <sup>2</sup>
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	32 km <sup>2</sup> (8 carrés de 2 km de côté)
Si l'on déplace légèrement la grille, on pourrait obtenir un IZO de 6 carrés (24 km <sup>2</sup> )	

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, car tous les sites sont occupés par une seule et même sous-population a) non, car tous les sites sont occupés par une seule et même sous-population.
Nombre de « localités »* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	2 à 6 localités, selon l'interprétation de l'impact des tempêtes
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Oui, observé et prévu.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Oui, observé et prévu.
Y a-t-il un déclin observé, inféré ou prévu du nombre de sous-populations locales?	Non, il y a une seule sous-population.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de « localités* »?	Oui, observé et prévu.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, il y a un déclin observé de la superficie et de la qualité de l'habitat.
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

### Nombre d'individus matures

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Archipel de Mingan (toutes les occurrences appartiennent à une seule sous-population)	Occurrences N° 1 : 31 N° 2 : 138 N° 3 : 0 N° 4 : 18 N° 5 : 110 N° 6 : 20 N° 7 : 19 N° 10 : 1 N° 11 : 30
Total	367

\* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) et [UICN](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.

### 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]	Oui, un modèle de projection démographique multisite donne une probabilité de quasi-disparition de 14 % sur 5 générations (50 ans) et une probabilité de quasi-disparition de 30 % sur 100 ans.
---	---

### 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, l'impact global des menaces est jugé très élevé-élevé.
11.4 Tempêtes [impact très élevé – élevé] 11.1 Perte d'habitat en raison de l'élévation du niveau de la mer et de l'empiétement de la forêt [impact élevé] 11.3 Réchauffement provoqué par les changements climatiques [impact moyen] 11.2 Sécheresses [impact moyen – faible] 6.1 Activités récréatives [impact faible]
Quels autres facteurs limitatifs sont pertinents? Faible taux de reproduction, compétitivité réduite et habitat restreint, impact des espèces sauvages et capacité limitée de dispersion 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	Ne s'applique pas, car l'UD est endémique au Canada.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Ne s'applique pas.
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Ne s'applique pas.
Les conditions se détériorent-elles au Canada?	Oui
Les conditions de la population source (extérieure) se détériorent-elles?	Ne s'applique pas.
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Ne s'applique pas.
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Ne s'applique pas.

### Nature délicate de l'information sur l'espèce

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

### Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en mai 2022.
---

## Statut et justification de la désignation

<b>Statut</b> En voie de disparition	<b>Codes alphanumériques</b> B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C1+2a(ii)
<b>Justification de la désignation</b> Cette plante herbacée vivace est restreinte à la portion supérieure des plages de quatre îles de l'archipel de Mingan, dans le golfe du Saint-Laurent. La population a une aire de répartition très restreinte et compte seulement quelques individus : en 2018, il n'y avait que 367 individus matures. La population devrait continuer à décliner à cause de menaces continues, principalement l'augmentation du nombre de tempêtes découlant des changements climatiques, tempêtes qui entraînent l'érosion des plages et le dépôt de sédiments et de débris ligneux. Compte tenu de la petite taille des zones côtières abritant la population, une seule tempête peut gravement perturber des sites entiers. Parmi les autres menaces liées aux changements climatiques figurent l'élévation du niveau de la mer, la réduction de la couverture de glace de mer et de neige, les sécheresses et l'empiétement par les arbres.	

## Applicabilité des critères

<b>Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :</b> Ne s'applique pas. Le taux de réduction du nombre d'individus matures au cours des 3 dernières générations (30 ans) et la tendance prévue pour les 3 prochaines générations (19 %) sont inférieurs au seuil fixé pour la catégorie « Espèce menacée ».
<b>Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) :</b> Correspond aux critères de la catégorie « Espèce en voie de disparition » B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v). La zone d'occurrence et l'IZO (les deux sont de 32 km <sup>2</sup> ) sont inférieurs aux seuils, et la population compte de 2 à 6 localités et connaît un déclin continu (i) de la zone d'occurrence, (ii) de l'IZO, (iii) de la superficie et la qualité de l'habitat, (iv) du nombre de localités et (v) du nombre d'individus matures.
<b>Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :</b> Correspond au critère de la catégorie « Espèce en voie de disparition » C1, car le nombre total d'individus matures est de 367 et il y a eu un déclin continu estimé de 26 % au cours des 2 dernières générations (20 ans), et ce déclin devrait se poursuivre. Correspond au critère de la catégorie « Espèce en voie de disparition » C2a(ii), car il y a un déclin continu observé et prévu, et tous les individus matures font partie d'une seule sous-population.
<b>Critère D (très petite population ou répartition restreinte) :</b> Correspond au critère de la catégorie « Espèce menacée » D1. Le nombre total d'individus matures est de 367. Pourrait correspondre au critère de la catégorie « Espèce menacée » D2, car l'IZO (32 km <sup>2</sup> ) est proche de 20 km <sup>2</sup> et il pourrait n'y avoir que 2 localités, et la population est susceptible de connaître un déclin important en l'espace de 1 à 2 générations en raison des effets d'activités humaines ou d'événements stochastiques.
<b>Critère E (Analyse quantitative) :</b> Correspond au critère de la catégorie « Espèce menacée » E. Un modèle de projection démographique multisite donne une probabilité de quasi-disparition de 30 % sur 100 ans.



## 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 (2022)

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

## **Chardon écailleux**

*Cirsium scariosum*

Population des Rocheuses

Population de Mingan

**au Canada**

2022

## TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE .....	6
Nom et classification.....	6
Description morphologique.....	6
Structure spatiale et variabilité de la population .....	9
Populations manipulées.....	10
Unités désignables .....	11
Importance de l'espèce.....	11
RÉPARTITION .....	12
Aire de répartition mondiale.....	12
Aire de répartition canadienne.....	13
Zone d'occurrence et zone d'occupation .....	16
Activités de recherche .....	17
HABITAT.....	18
Besoins en matière d'habitat .....	18
Tendances en matière d'habitat.....	21
BIOLOGIE .....	23
Cycle vital et reproduction .....	23
Individus matures .....	25
Durée d'une génération .....	26
Physiologie et adaptabilité .....	27
Dispersion.....	28
Relations interspécifiques.....	28
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	31
Activités et méthodes d'échantillonnage.....	31
Abondance .....	33
Fluctuations et tendances.....	34
Analyse de viabilité des populations (population de Mingan) .....	44
Immigration de source externe .....	47
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS .....	48
Menaces – Population des Rocheuses.....	48
Menaces – Population de Mingan .....	52
Facteurs limitatifs.....	58
Nombre de localités .....	60
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS .....	61
Statuts et protection juridiques .....	61

Statuts et classements non juridiques .....	61
Protection et propriété de l'habitat .....	61
REMERCIEMENTS .....	62
EXPERTS CONTACTÉS .....	63
SOURCES D'INFORMATION .....	64
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT .....	71
COLLECTIONS EXAMINÉES .....	72

### Liste des figures

Figure 1. Chardon écaillé en fleurs de la population des Rocheuses (à gauche) et de la population de Mingan (à droite). Photo : Peter L. Achuff (à gauche) et © Parcs Canada/Pierrot Vaillancourt (à droite).....	7
Figure 2. Aire de répartition mondiale du chardon écaillé ( <i>Cirsium scariosum</i> var. <i>scariosum</i> ). Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC. ....	13
Figure 3. Zone d'occurrence et indice de zone d'occupation du chardon écaillé – population des Rocheuses. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC. ....	14
Figure 4. Occurrences existantes et disparues du chardon écaillé de la population de Mingan. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC.....	15
Figure 5. Zone d'occurrence et indice de zone d'occupation du chardon écaillé – population de Mingan, selon une grille à carrés de 2 km de côté. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC. ....	16
Figure 6. Habitat du chardon écaillé dans le transect du ruisseau Lone, au parc national des Lacs-Waterton, en Alberta. Photo : Peter L. Achuff. ....	19
Figure 7. Habitat du chardon écaillé de la population de Mingan, constitué d'une zone étroite entre la végétation côtière dense et la forêt. Photo : © Parcs Canada/Nancy Dénomée. ....	20
Figure 8. Nombre d'individus matures dénombrés dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Les individus matures comprennent les individus florifères et les rosettes de 30 cm et plus. Le transect du ruisseau Lone a été touché par un feu de forêt après le relevé de 2017. ....	35
Figure 9. Rapport immatures/matures pour les individus dénombrés dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Un rapport inférieur à 1 signifie que la population du transect ne produit pas assez de jeunes plantes pour compenser la perte des plantes plus âgées. Le transect du ruisseau Lone a été touché par un feu de forêt après le relevé de 2017. ....	38
Figure 10. Nombre d'individus matures sur les quatre îles de l'archipel de Mingan où l'espèce est présente, de 1995 à 2017. Les individus matures sont les plantes en fleurs et les rosettes dont le diamètre est égal ou supérieur à 11,3 cm. Les dénombrements dans les parcelles distinctes au sein de l'occurrence sont indiqués ainsi que le nombre total combiné d'individus matures sur chaque île; les lignes de régression et les équations concernent les dénombrements de tous les individus matures sur chaque île.....	42

Figure 11.	Probabilité cumulative en fonction du temps, dans le futur, que les populations atteignent A) le seuil de quasi-disparition ( $N_e$ ) indiqué sur le graphique, et B) un seuil de quasi-disparition qui correspond à 50 % de la taille de la population au dernier relevé (2017), pour le chardon écaillé de la population de Mingan.....	45
Figure 12.	Fonction de distribution cumulative (FDC) de la probabilité d'un déclin de 50 % et d'une quasi-disparition pour l'ensemble de la population de Mingan. Chaque FDC est basée sur 5 000 trajectoires multisites simulées. ....	47
Figure 13.	Effets des tempêtes sur les occurrences de chardon écaillé dans l'archipel de Mingan (à gauche : érosion; à droite : accumulation de débris végétaux). Photo : © Parcs Canada/Nancy Dénomée. ....	53

### Liste des tableaux

Tableau 1.	Nombre de graines semées dans chaque site d'occurrence de la population de Mingan (2001-2018). ....	10
Tableau 2.	Observations du chardon écaillé et projections démographiques pour les deux transects de la population des Rocheuses. ....	36
Tableau 3.	Données d'observations ponctuelles pour la population des Rocheuses. N = nombre d'individus (matures et immatures). ....	39
Tableau 4.	Pourcentage de variation observé et prévu du nombre d'individus matures sur deux et trois générations au sein de la population de Mingan. ....	43
Tableau 5.	Statistiques sur la viabilité du chardon écaillé dans l'archipel de Mingan, selon les séries chronologiques de dénombrements d'individus matures (grandes rosettes et individus florifères) effectués sur 23 ans, de 1995 à 2017. ....	44
Tableau 6.	Proportion d'individus touchés par des tempêtes de 2010 à 2016 dans chacune des occurrences de la population de Mingan. ....	54
Tableau 7.	Répartition des occurrences de la population de Mingan en localités selon trois options. ....	61

### Liste des annexes

Annexe 1.	Observations du chardon écaillé dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Les <i>individus matures</i> comprennent les individus florifères et les rosettes de 30 cm et plus. Durée d'une génération = 3,8 ans; période de 3 générations = 12 ans. Le rapport « immat./mat. » est le rapport entre les rosettes immatures et les rosettes matures. ....	73
Annexe 2.	Relevés et suivi effectués à chacune des neuf occurrences de la population de Mingan de 1995 à 2019. ....	74
Annexe 3.	Nombre total d'individus dans chaque occurrence de la population de Mingan (1995-2019). ....	75
Annexe 4.	Nombre d'individus matures (grandes rosettes et individus florifères) dans chaque occurrence de la population de Mingan (1995-2019). ....	76

Annexe 5. Rapport immatures/matures des individus dans la population de Mingan. Un rapport inférieur à 1 signifie que la population ne produit pas assez de jeunes plantes pour compenser la perte des plantes plus âgées.....	77
Annexe 6. Méthodes d'analyse de viabilité des populations (population de Mingan) ...	78
Annexe 7. Évaluation des menaces pesant sur le chardon écailleux, population des Rocheuses.....	80
Annexe 8. Évaluation des menaces pesant sur le chardon écailleux, population de Mingan. ....	86

## DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

### Nom et classification

Nom scientifique : *Cirsium scariosum* Nuttall var. *scariosum*

Synonymes : *Cirsium butleri* (Rydberg) Petrak, *Cirsium foliosum* var. *minganense* (Victorin) B. Boivin, *Cirsium hookerianum* Nuttall var. *scariosum* (Nuttall) B. Boivin, *Cirsium lacerum* (Rydberg) Petrak, *Cirsium magnificum* (A. Nelson) Petrak, *Cirsium minganense* Victorin

Le *Cirsium scariosum* est présent au Canada et aux États-Unis et compte huit variétés taxinomiques (Keil, 2006) dont une seule, le *C. scariosum* var. *scariosum*, est présente au Canada, où l'on trouve une population dans l'ouest (Rocheuses) et une autre population dans l'est (Mingan). La population de Mingan a été décrite comme une espèce distincte (*C. minganense* Victorin), mais d'après le plus récent examen (Keil, 2006), il est plus approprié de la considérer comme appartenant au *C. scariosum*.

Divers auteurs ont par erreur donné les noms *Cirsium foliosum* (Hooker) DC, *C. drummondii* Torrey & Gray et *C. hookerianum* Nuttall (syn. *C. kelseyi* Rydberg) au *C. scariosum* var. *scariosum*.

Noms français : chardon écailléux; chardon de Minganie; chardon multifeuille, variété de la Minganie; chardon de Mingan

Noms anglais : Meadow Thistle; Elk Thistle

Famille : Astéracées

Grand groupe végétal : Angiospermes (plantes à fleurs)

### Description morphologique

La morphologie du chardon écailléux varie grandement et de façon complexe à l'intérieur de son aire de répartition, en particulier dans l'ouest des États-Unis où le *Cirsium scariosum* var. *scariosum* est en contact avec d'autres variétés de *C. scariosum*. La description suivante est basée sur Keil (2006) et Marie-Victorin (1925) ainsi que sur des individus observés dans l'est et l'ouest du Canada.

Le chardon écailléux est une plante herbacée vivace à racine pivotante, qui ne fleurit qu'une fois au cours de son existence. Le diamètre de ses rosettes basilaires varie de 3 à plus de 100 cm. La tige florifère est dressée, haute de 10 à 100 cm, feuillue et généralement non ramifiée (figure 1). Les feuilles sont généralement glabres sur le dessus et pubescentes sur le dessous, les plus hautes enveloppant les capitules, et elles présentent des épines marginales courtes et une épine terminale plus longue. Les capitules, au nombre de 1 à 25 par plante, ne sont formés que de fleurs tubulées; ils sont en position terminale sur la tige et sont regroupés à la base des feuilles caulinaires

supérieures. Les fleurs sont hermaphrodites (chacune possède à la fois des organes mâles et des organes femelles), roses à pourpre-rouge, parfois blanches, et mesurent de 20 à 25 mm de long. Le pappus est blanc à havane et composé de soies plumeuses, long de 17 à 25 mm et de 3 à 5 mm plus court que les fleurs. Les graines mesurent de 5 à 6,5 mm de long, sont havane à brun foncé et comportent parfois une bande apicale jaune.



Figure 1. Chardon écailleux en fleurs de la population des Rocheuses (à gauche) et de la population de Mingan (à droite). Photo : Peter L. Achuff (à gauche) et © Parcs Canada/Pierrot Vaillancourt (à droite).

Les caractères morphologiques observés chez les individus de la population de Mingan semblent se situer dans l'intervalle de variation de ceux observés chez les individus de la population des Rocheuses. Les variations morphologiques entre les individus présents dans l'archipel de Mingan sont moins marquées (Nantel et Cantin, 1998a).

D'autres espèces indigènes de chardons présentant des caractères morphologiques semblables sont présentes dans l'aire de répartition de la population des Rocheuses. Ces espèces et leurs caractéristiques distinctives sont décrites ci-dessous.

L'involucre (collerette de bractées verticillées soutenant l'inflorescence) du chardon de Hooker (*Cirsium hookerianum*) est plus étroit que celui du chardon écaillé; ses bractées sont linéaires-lancéolées, mesurent souvent de 1 à 2 mm à la base et sont densément tomenteuses, ce qui donne à l'involucre un aspect densément pubescent, souvent enchevêtré, contrairement à l'involucre généralement glabre du chardon écaillé. Le chardon de Hooker se rencontre dans des milieux humides à mésiques, semblables à ceux où pousse le chardon écaillé. Les occurrences de ces deux espèces peuvent être contiguës dans le paysage, mais ne se chevauchent généralement pas, bien que des individus à morphologie intermédiaire, peut-être des hybrides, aient été observés dans certaines régions (p. ex. la région d'Adanac, en Alberta; la vallée de la Flathead, en Colombie-Britannique; le lac Iceberg, dans le Glacier National Park, au Montana) (Achuff, 2002-2019). Certains des individus à morphologie intermédiaire font l'objet d'une étude génétique pour déterminer leur origine.

Le chardon des prairies (*Cirsium undulatum*) se distingue le plus facilement du chardon écaillé par une crête glutineuse proéminente sur le dessous des bractées involucales. Le chardon des prairies est présent, comme son nom le dit, dans les prairies qui sont plus sèches et moins élevées que les sites où pousse le chardon écaillé, et on ne connaît aucun cas d'occurrences chevauchantes au Canada. À l'extérieur du Canada, on rapporte que le chardon des prairies s'hybride avec d'autres variétés de *C. scariosum* ainsi qu'avec le chardon de Hooker (Keil, 2006), mais aucun signe d'hybridation entre le chardon des prairies et le chardon écaillé n'a été observé dans l'Ouest canadien.

Le chardon de Flodman (*Cirsium flodmanii*) est, lui aussi, morphologiquement semblable au chardon écaillé et il a été observé dans le sud-ouest de l'Alberta (Kuijt, 1982; Packer, 1983), mais sa situation actuelle dans cette région n'est pas claire. Il possède également une crête glutineuse proéminente sur le dessous des bractées involucales, contrairement au chardon écaillé.

Dans l'Ouest canadien, au stade de rosette, le chardon écaillé peut être difficile à distinguer morphologiquement de plusieurs autres espèces indigènes et non indigènes de chardons. Comme on n'a pas observé plus d'une espèce de chardon indigène au sein d'une même occurrence, l'espèce à laquelle appartiennent les rosettes a pu être inférée à partir des plantes en fleurs. Les rosettes de deux espèces non indigènes, le chardon des champs (*Cirsium arvense*) et le chardon vulgaire (*C. vulgare*), sont parfois présentes aux mêmes endroits que des chardons indigènes, mais un examen minutieux permet de les distinguer.

Là où se trouve la population de Mingan, les autres espèces de *Cirsium* présentes sont suffisamment distinctes pour qu'on puisse éviter les erreurs d'identification.

## Structure spatiale et variabilité de la population

Au Canada, le chardon écaillé est divisé en deux populations isolées, séparées l'une de l'autre par environ 3 500 km : la population des Rocheuses et la population de Mingan (voir la section **Répartition**). Dans l'ouest de l'Amérique du Nord, le chardon écaillé présente une vaste gamme de variations morphologiques, tant à l'intérieur des occurrences mêmes qu'à l'échelle de sa répartition géographique étendue, depuis le sud du Canada jusqu'au Nouveau-Mexique. Il est actuellement considéré comme une espèce très variable et largement définie (Keil, 2006), comportant huit variétés géographiques qui présentent souvent des variations communes (Cronquist, 1994). Dans l'est du Canada, la population est confinée dans l'archipel de Mingan, sur la rive nord du golfe du Saint-Laurent, au Québec.

Diverses hypothèses ont été proposées pour expliquer cette séparation géographique, notamment une migration à la fin du Pléistocène à partir d'un refuge situé dans l'ouest (Marie-Victorin, 1925); une scission dans la répartition continue datant d'avant le Pléistocène, causée par divers événements glaciaires, créant les populations des Rocheuses et de Mingan (Marie-Victorin, 1938); et une introduction involontaire au Québec au début du 20<sup>e</sup> siècle à partir de l'ouest de l'Amérique du Nord (Moore et Frankton, 1967). Aucune donnée ne permet toutefois de réfuter l'hypothèse selon laquelle le *C. scariosum* est une espèce indigène de l'archipel de Mingan, qui reste l'hypothèse la plus parcimonieuse, étayée par des analyses phylogénétiques de marqueurs moléculaires. Il n'y a aucune donnée permettant de corroborer ou même de supposer que la population de Mingan est le résultat d'une introduction récente.

Une analyse moléculaire révèle une divergence entre les deux populations et indique que la séparation remonte à un événement du Pléistocène, c.-à-d. à des milliers d'années (Golden *et al.*, 2008). Les individus de la population de Mingan inclus dans l'analyse moléculaire présentaient le pourcentage le plus élevé de locus avec des allèles uniques (23 % comparativement à 11 % pour les individus de la population des Rocheuses) et le pourcentage le plus faible de locus polymorphes (17 % comparativement à 51 %), même si l'échantillon de la population de Mingan était deux fois plus grand que celui de la population des Rocheuses (Golden *et al.*, 2008). L'analyse par grappes des haplotypes présents dans chaque individu montre une nette séparation entre les individus de Mingan et les autres individus de l'échantillonnage. Cette divergence pourrait être due à l'hybridation d'individus de la population des Rocheuses avec le chardon de Hooker après la séparation est-ouest, ou au fait que la population de Mingan serait issue d'une population génétiquement différente de celle échantillonnée aux fins de cette analyse (Golden *et al.*, 2008).

Une étude des profils phylogénétiques de plusieurs espèces de *Cirsium*, y compris du chardon écaillé (populations de Mingan et des Rocheuses), est en cours à l'Université d'Ottawa (Piché-Mongeon, comm. pers., 2019). L'étude est basée sur un vaste échantillon des deux populations de chardon écaillé (n = 165 pour la population de Mingan et n = 57 pour la population des Rocheuses) et utilise le génotypage par séquençage, qui permet de comparer l'ensemble du génome. Les analyses préliminaires démontrent une

différenciation génétique significative entre les deux populations (Piché-Mongeon, comm. pers., 2021).

Certains ont fait valoir que les différences dans le système de reproduction et l'habitat justifient la reconnaissance de la population de Mingan comme une espèce distincte (Morisset, 1971). Cependant, à l'heure actuelle, d'après les classifications taxinomiques publiées (voir par exemple Keil, 2006), les populations de Mingan et des Rocheuses appartiennent toutes deux au *C. scariosum* var. *scariosum*.

## Populations manipulées

La population de Mingan est « manipulée » selon la définition du COSEPAC (COSEWIC, 2018a). Entre 2001 et 2018, des milliers de graines ont été semées dans le site où elles avaient été prélevées (tableau 1) (Dénommée, 1998-2019). Plus de 100 individus cultivés *ex situ* ont été réintroduits en 2018 et en 2019. De plus, entre 2010 et 2016, on a sauvé des centaines d'individus après des tempêtes hivernales en enlevant les sédiments et les débris qui les avaient complètement recouverts. Plusieurs individus ont aussi été sauvés grâce à la coupe d'arbres qui leur faisaient de l'ombre.

**Tableau 1. Nombre de graines semées dans chaque site d'occurrence de la population de Mingan (2001-2018).**

Année	Occurrence									Total
	1	2	3	4	5	6	7	10	11	
2001	0	0	0	0	65	0	47	18	0	130
2002	40	0	0	0	0	0	0	0	0	40
2003	98	208	0	2	145	0	0	0	0	453
2004	33	409	0	677	0	0	147	0	0	1 266
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0	467	0	125	592
2007	0	0	0	0	451	65	102	0	590	1 208
2008	12	0	0	0	670	293	0	0	785	1 760
2009	0	0	0	0	0	943	0	0	994	1 937
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2011	0	0	0	0	0	223	56	0	0	279
2012	0	0	0	0	0	118	0	0	41	159
2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2014	127	0	0	0	0	0	0	0	0	127
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	2	0	0	0	190	0	0	0	0	192
2017	0	1 581	100	215	96	0	0	0	0	1 992
2018	46	2 024	0	0	79	0	0	0	252	2 401
Total	358	4 222	100	894	1 696	1 642	819	18	2 787	12 536

Les individus qui ont survécu grâce aux manipulations décrites ci-dessus ou qui en sont issus sont tous inclus dans les effectifs de la population, car ils proviennent de graines de la population de Mingan. Les données des relevés de 2018 et de 2019 sont exclues des analyses des tendances et de la viabilité en raison des importantes manipulations de la population qui ont été effectuées.

## Unités désignables

Les deux populations, celle des Rocheuses et celle de Mingan, répondent aux critères du caractère distinct et du caractère important, utilisés pour reconnaître des UD (COSEWIC, 2019). La proposition de deux UD est fondée sur la grande séparation naturelle (environ 3 500 km) entre les populations se trouvant au Québec et en Colombie-Britannique-Alberta, de sorte que la dispersion entre ces populations est peu probable. La population des Rocheuses se trouve dans l'aire écologique nationale des montagnes du Sud et celle de Mingan, dans l'aire écologique nationale boréale. De plus, les différences entre l'habitat occupé par une population et celui occupé par l'autre population (voir la section **Besoins en matière d'habitat**) indiquent d'importantes différences dans les régimes sélectifs naturels qui ont probablement entraîné des adaptations locales. Les individus observés appartenant à ces deux populations présentent des signes d'une certaine distinction génétique (voir la section **Structure spatiale et variabilité de la population**). Les données génétiques démontrent que cette disjonction existe depuis longtemps (Golden *et al.*, 2008) et qu'il n'y a pas d'événements prévisibles susceptibles de modifier cette disjonction. Les différences en matière d'habitat et l'hybridation potentielle favorisent l'évolution d'adaptations locales. La disparition de la population de Mingan, en plus de signifier la disparition de l'espèce dans l'est de l'Amérique du Nord, représenterait une perte génétique pour l'espèce (voir la section **Structure spatiale et variabilité de la population**).

## Importance de l'espèce

### Population des Rocheuses :

Des gens pourraient avoir une opinion défavorable à l'égard de cette espèce, parce qu'il s'agit d'un « chardon », une plante qui, pour certains, fait penser à une mauvaise herbe indésirable. Au Canada, cette réputation repose en grande partie sur les espèces non indigènes introduites qui peuvent constituer un problème économique ou écologique.

Les gens peuvent souvent reconnaître plusieurs espèces de chardons, mais il peut être difficile de distinguer le chardon écaillé des autres espèces de chardons. Au stade de rosette, il n'est pas évident de distinguer le chardon écaillé d'autres espèces de *Cirsium*, y compris des espèces non indigènes. À cause de cette confusion, des plantes de chardon écaillé ont été endommagées lors d'activités de désherbage.

## Population de Mingan :

Cette population, comme les autres reliques du Tardiglaciaire du golfe du Saint-Laurent, présente un intérêt exceptionnel du point de vue biogéographique. Sur le plan scientifique, elle constitue un modèle pour étudier l'effet des changements climatiques sur la persistance d'espèces végétales rares ainsi que l'effet de l'isolement géographique et de l'autogamie. Sur les plans éducatif et patrimonial, le chardon écailleux est une espèce emblématique de la flore de l'archipel de Mingan. Des panneaux d'interprétation, des activités dans les écoles, des plantes accessibles au public et des conférences publiques ont permis de faire connaître l'espèce aux visiteurs. Les habitants du littoral connaissent généralement cette espèce et ressentent une certaine fierté à pouvoir la revendiquer comme faisant partie de la flore de leur région<sup>1</sup>. Enfin, la découverte du chardon écailleux dans l'archipel de Mingan a constitué un événement important dans la vie du frère Marie-Victorin, un botaniste qui allait devenir un personnage clé de l'histoire des sciences au Canada. En effet, Marie-Victorin a écrit que la découverte du chardon de Mingan avait probablement été le moment le plus excitant qu'il avait vécu sur le terrain (Marie-Victorin, 1938).

## RÉPARTITION

### Aire de répartition mondiale

Le *Cirsium scariosum*, y compris ses huit variétés actuellement reconnues, est présent dans l'ouest de l'Amérique du Nord, depuis le sud-ouest de l'Alberta et le sud-est de la Colombie-Britannique vers le sud jusqu'en Californie, dans le nord du Mexique, le nord de l'Arizona et du Nouveau-Mexique, au Colorado, au Wyoming et au Montana (Keil, 2006). Le *Cirsium scariosum* var. *scariosum*, la variété présente au Canada, possède une plus petite aire de répartition dans l'ouest de l'Amérique du Nord et compte une population isolée dans l'archipel de Mingan, au Québec (figure 2). L'aire de répartition dans l'ouest de l'Amérique du Nord s'étend au sud de l'Alberta et de la Colombie-Britannique et comprend l'ouest du Montana, le nord et le centre de l'Idaho, l'est de l'État de Washington, l'est de l'Oregon, le centre-nord de la Californie, le nord-est de l'Utah, le nord-ouest du Colorado et l'ouest du Wyoming.

Les occurrences de chardon écailleux dans le sud-est du parc national des Lacs-Waterton (PNLW), en Alberta, et dans la vallée du cours inférieur de la rivière Flathead, en Colombie-Britannique, sont contiguës aux occurrences états-uniennes, qui s'étendent au sud de la frontière internationale sur des dizaines de kilomètres, le long des côtés est et ouest de la ligne continentale de partage des eaux. La population de Mingan est complètement isolée des autres populations nord-américaines du taxon.

---

<sup>1</sup> Un recueil de poèmes publié en 1983 par un écrivain de Havre-Saint-Pierre comprend un texte demandant que le chardon écailleux soit protégé.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Rocky Mountain population = Population des Rocheuses  
 Mingan population = Population de Mingan  
 USA population = Population des États-Unis  
 Kilomètres = kilomètres

Figure 2. Aire de répartition mondiale du chardon écaillé (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*). Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC.

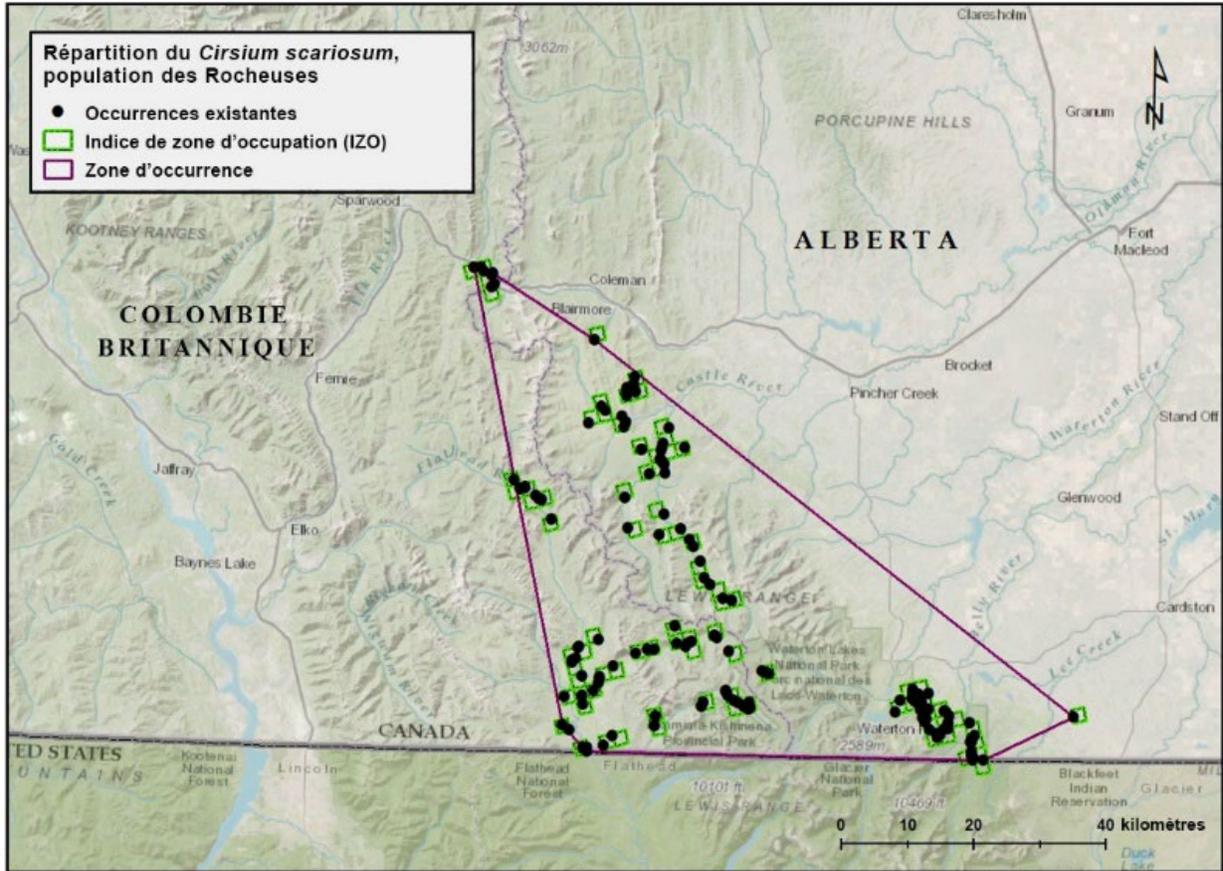
## Aire de répartition canadienne

On estime que les populations canadiennes (figure 2) occupent environ 0,5 % de l'aire de répartition mondiale (située en Amérique du Nord).

### Population des Rocheuses :

Cette population occupe une zone s'étendant, depuis l'est, du coin sud-est du PNLW, en Alberta, vers le nord-ouest le long de la bordure est des Rocheuses jusqu'au col Crowsnest, en Alberta-Colombie-Britannique, puis vers l'ouest en Colombie-Britannique et vers le sud le long de la limite ouest du bassin versant de la rivière Flathead jusqu'à la frontière canado-états-unienne, et enfin vers l'est jusqu'au coin sud-est du PNLW (figure 3). Elle est présente dans les sous-régions naturelles subalpine, montagnarde et de la forêt-parc des contreforts, en Alberta (Downing et Pettapiece, 2006) ainsi que dans les zones biogéoclimatiques semblables à épinette d'Engelmann et à sapin subalpin, et montagnarde à épinette, en Colombie-Britannique (Meidinger et Pojar, 1991). Toutes les

occurrences de chardon écaillé connu, dont quelques-unes remontent à près de 100 ans, se trouvent dans l'aire de répartition actuellement connue, et il ne semble y avoir eu aucun changement dans l'étendue de la répartition.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Distribution of Rocky Mountain population of *Cirsium scariosum* = Répartition du *Cirsium scariosum*, population des Rocheuses

Extant occurrences = Occurrences existantes

Index of Area of Occupancy (IAO) = Indice de zone d'occupation (IZO)

Extent of Occurrence (EOO) = Zone d'occurrence

BRITISH COLUMBIA = COLOMBIE-BRITANNIQUE

Kilometres = kilomètres

Figure 3. Zone d'occurrence et indice de zone d'occupation du chardon écaillé – population des Rocheuses. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC.

## Population de Mingan :

Cette population se situe entièrement dans l'archipel de Mingan, dans le domaine bioclimatique de la forêt à sapin baumier (*Abies balsamea*) où le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) est aussi présent (Grondin *et al.*, 2007). La population est subdivisée en neuf occurrences existantes, réparties sur quatre îles (figure 4). Une occurrence est une concentration ou une touffe<sup>2</sup> de 1 à 850 individus s'étendant chacune sur 1 à 300 m<sup>2</sup>. Une des occurrences (11) est isolée, tandis que six autres occurrences (1, 2, 4, 5, 6 et 7) sont regroupées en paires, séparées les unes des autres par 115 à 800 m. Deux occurrences (3, 10) sont de très petites touffes isolées, composées d'un seul individu. Trois occurrences (8, 9, 14) ont disparu entre 1970 et 1986 sur trois îles, et deux occurrences situées sur la partie continentale, à Grande Pointe (12, 13), ont disparu entre 2004 et 2017 (figure 4).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Quebec = Québec

Havre St Pierre Airport = Aéroport de Havre-Saint-Pierre

Mingan Archipelago National Park Reserve = Réserve de parc national du Canada de l'Archipel-de-Mingan

Kilometres = kilomètres

Figure 4. Occurrences existantes et disparues du chardon écaillé de la population de Mingan. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC.

<sup>2</sup> Aussi appelée « colonies » dans la plupart des documents.

## Zone d'occurrence et zone d'occupation

Au Canada, la zone d'occurrence du chardon écaillé est d'environ 200 000 km<sup>2</sup>. L'indice de zone d'occupation (IZO) est, quant à lui, de 372 km<sup>2</sup>.

### Population des Rocheuses :

La zone d'occurrence est de 3 181 km<sup>2</sup>. L'IZO, fondé sur 85 carrés de grille de 2 km de côté, est de 340 km<sup>2</sup> (figure 3).

### Population de Mingan :

La zone d'occurrence est de 27 km<sup>2</sup>, dont 17,6 km<sup>2</sup> en pleine mer, et l'IZO est de 32 km<sup>2</sup>, d'après la grille à carrés de 2 km de côté (figure 5). Comme la zone d'occurrence est inférieure à l'IZO, elle a été ajustée à 32 km<sup>2</sup>. La zone d'occupation biologique est beaucoup plus petite : elle n'est que de 0,0008 km<sup>2</sup>. La disparition des deux occurrences sur le continent a entraîné une réduction significative de la zone d'occurrence et de l'IZO.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Distribution of Mingan population of *Cirsium scariosum* = Répartition du *Cirsium scariosum*, population de Mingan

Extant occurrences = Occurrences existantes

Extirpated occurrences = Occurrences disparues

Index of Area of Occupancy (IAO) = Indice de zone d'occupation (IZO)

Extent of Occurrence (EOO) = Zone d'occurrence

Quebec = Québec

Mingan Archipelago National Park Reserve = Réserve de parc national du Canada de l'Archipel-de-Mingan

GULF OF ST. LAWRENCE = GOLFE DU SAINT-LAURENT

ANTICOSTI ISLAND = ÎLE D'ANTICOSTI

Figure 5. Zone d'occurrence et indice de zone d'occupation du chardon écaillé – population de Mingan, selon une grille à carrés de 2 km de côté. Carte produite par le Secrétariat du COSEPAC.

## Activités de recherche

### Population des Rocheuses :

Des relevés ciblés sur le terrain visant à repérer les occurrences de chardon écaillé et à délimiter l'étendue géographique de l'espèce dans le sud-ouest de l'Alberta et le sud-est de la Colombie-Britannique ont été menés de 2002 à 2019 par P. Achuff et J. Golden (Achuff, 2002-2019). La présence ou l'absence de l'espèce ont aussi été documentées lors de travaux sur le terrain effectués dans la région à d'autres fins au cours de la même période. Les relevés visaient principalement les zones d'habitat potentiellement convenable. Étant donné que les plantes de chardon écaillé en fleurs se démarquent dans le paysage (souvent visibles à distance avec des jumelles), il a été possible de détecter leur présence ou leur absence dans les zones d'habitat potentiellement convenable.

Les relevés sur le terrain ont été effectués dans une zone s'étendant à l'est, au nord et à l'ouest des occurrences connues pour s'assurer de délimiter toute l'étendue de l'aire de répartition. À l'est et au nord-est, l'aire de répartition jouxte des prairies sèches non convenables du point de vue du climat. Les zones au nord et à l'ouest renferment des milieux mésiques qui semblent convenables, mais aucun chardon écaillé n'y a été observé.

Bien que les relevés sur le terrain aient permis de déterminer les limites de la zone occupée par la population des Rocheuses, l'entièreté de la zone de 3 181 km<sup>2</sup> n'a pas fait l'objet de recherches. La présence du chardon écaillé dans son aire de répartition n'est pas continue. Par exemple, dans le PNLW, où les relevés ont été les plus exhaustifs, seules deux occurrences sont actuellement connues : mont Sofa-route du Mont-Chief et ruisseau Lone. Ces occurrences sont séparées par environ 20 km, la zone intercalaire étant occupée par le chardon des prairies et le chardon de Hooker.

Les spécimens de référence prélevés lors de relevés ont été déposés dans les herbiers suivants : Université de l'Alberta (ALTA), Musée canadien de la nature (CAN) et Université de Lethbridge (LEA).

Des spécimens de chardon écaillé ont été recherchés dans des herbiers régionaux et nationaux (voir la section **Collections examinées**). Les dossiers de spécimens du *Cirsium scariosum* ainsi que ceux de synonymes communs de l'espèce et ceux d'espèces apparentées (p. ex. *C. kelseyi*, *C. foliosum*, *C. minganense*, *C. hookerianum*, *C. drummondii*) ont été examinés.

Les renseignements relatifs à l'aire de répartition canadienne ont été obtenus dans les bases de données électroniques suivantes : E-Flora BC (2019), Consortium of Pacific Northwest Herbaria (2019), Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique (2019) et Alberta Conservation Information System (2019). Les cartes de répartition de la *Flora of Alberta* (Packer, 1983) et de l'*Illustrated Flora of British Columbia* (Douglas et al., 2002) ont également été consultées.

Les 215 occurrences établies d'après des spécimens d'herbier, les relevés effectués sur le terrain et les bases de données consultées sont consignées dans une base de données déposée auprès du Secrétariat du COSEPAC. Les activités de recherche pour la période 2002-2019, y compris les relevés sur le terrain et les recherches dans les herbiers et les bases de données électroniques, totalisent environ 67 jours-personnes et ont porté sur environ 640 points d'observation.

#### Population de Mingan :

De nombreux botanistes ont inventorié la flore de l'archipel de Mingan, en particulier le littoral des îles, où le chardon écaillé est présent (Marie-Victorin et Rolland-Germain, 1969; Le Groupe Dryade, 1986). Depuis 1993, Parcs Canada effectue régulièrement le suivi de plantes rares sur le littoral de l'archipel de Mingan. Des relevés récents dans les sites des cinq occurrences présumées disparues ont permis de confirmer l'absence de l'espèce à ces endroits. Compte tenu des activités de recherche et de la faible capacité de dispersion de l'espèce, toutes les occurrences existantes de l'espèce dans l'archipel de Mingan sont considérées comme bien documentées. Aucun nouveau relevé sur le terrain n'a été effectué pour le présent rapport de situation.

## **HABITAT**

### **Besoins en matière d'habitat**

#### Population des Rocheuses :

Cette population est présente principalement dans les prés herbeux et les clairières forestières (figure 6) des sous-régions naturelles subalpine, montagnarde et de la forêt-parc des contreforts, en Alberta (Downing et Pettapiece, 2006) ainsi que dans les zones biogéoclimatiques à épinette d'Engelmann et à sapin subalpin, et montagnarde à épinette, en Colombie-Britannique (Meidinger et Pojar, 1991). Elle pousse à une altitude variant d'environ 1 215 m dans la vallée de la Flathead, en Colombie-Britannique, à 1 975 m le long de la frontière entre l'Alberta et la Colombie-Britannique, et à 1 350 m dans la partie sud-est de son aire de répartition en Alberta (Achuff, 2002-2019).



Figure 6. Habitat du chardon écaillé dans le transect du ruisseau Lone, au parc national des Lacs-Waterton, en Alberta. Photo : Peter L. Achuff.

Les zones dégagées où l'espèce est présente comprennent des sites non perturbés ainsi que des sites perturbés par des causes naturelles (p. ex. avalanches, présence d'animaux, incendies) et par l'activité humaine (p. ex. routes, sites de puits, gravières, blocs de coupe). Dans ces zones, le chardon écaillé est souvent présent dans des microsites récemment perturbés. Il semble intolérant à l'ombre et dépend probablement des perturbations pour obtenir un sol dénudé permettant la germination des graines et l'établissement des semis. De plus, il pousse souvent dans des sites humides au bas des pentes, au bord de cours d'eau ou dans des sites abrités. Le chardon écaillé est présent sur un large éventail de reliefs, de types de substrats rocheux et de sols, sans préférence apparente.

Dans l'aire de répartition de la population des Rocheuses connue actuellement, le chardon écaillé n'occupe pas toutes les zones d'habitat apparemment convenable, mais il est présent essentiellement dans quatre zones : l'est du PNLW et les zones adjacentes à la limite est de l'aire de répartition, la rivière Castle, l'ouest du col Crowsnest en Colombie-Britannique, et la vallée de la Flathead, en Colombie-Britannique, jusqu'au cours supérieur du ruisseau Lone, dans l'ouest du PNLW. Entre ces quatre zones, des portions d'habitat apparemment convenable sont occupées par le chardon de Hooker, une espèce étroitement apparentée. On ignore si cela témoigne de différences écologiques ou physiologiques entre les espèces, de différences subtiles en matière d'habitat, de relations

de compétition, ou peut-être de l'historique des perturbations. De même, le chardon de Hooker est présent dans des zones d'habitat apparemment convenable situées au nord et à l'ouest de la limite de l'aire de répartition du chardon écaillé.

#### Population de Mingan :

Cette population est confinée dans une étroite bande du littoral supérieur située entre des communautés denses de plantes de bord de mer et la forêt de conifères (figure 7). Les plantes de chardon écaillé s'enracinent généralement dans un mélange d'humus, de sable et de gravier, sur un substrat très bien drainé d'une fondation rocheuse calcaire; des échantillons de sol prélevés dans les sites de six occurrences indiquent un pH allant de 6,9 à 8,3 (moyenne de 7,5). La végétation environnante est généralement clairsemée et subit une forte influence de la mer. Outre les embruns marins, les tempêtes érodent le substrat et déposent des sédiments et divers débris végétaux. Les plantes de chardon écaillé sont souvent éparpillées entre des morceaux de bois de grève, et certaines poussent à la lisière de la forêt, là où il semble y avoir suffisamment de lumière.



Figure 7. Habitat du chardon écaillé de la population de Mingan, constitué d'une zone étroite entre la végétation côtière dense et la forêt. Photo : © Parcs Canada/Nancy Dénomée.

Le chardon écaillé n'est présent que dans une petite partie du littoral de l'archipel de Mingan. Les occurrences se trouvent généralement sur le côté est des îles, à l'abri des vents dominants de l'ouest, mais exposées aux vents de force tempête. Un grand nombre d'entre elles sont bordées de pointes rocheuses qui limitent la perte de sédiments (Lasalle NHC, 2019). Une seule occurrence a été observée en bordure d'une anse orientée vers l'ouest. Les occurrences les plus exposées aux vagues sont situées plus haut sur la plage, ce qui appuie l'hypothèse de la nécessité d'un équilibre entre les conséquences des tempêtes et la capacité de l'espèce à se reproduire. Le chardon écaillé n'est cependant pas en mesure de survivre plus bas sur la plage, là où les conséquences des tempêtes sont trop importantes. Même si l'absence de perturbations pourrait provoquer un déclin de l'espèce à long terme, des perturbations trop intenses ou trop fréquentes menaceraient sa survie (Lasalle NHC, 2019).

L'occurrence 2 (figure 4), qui a produit le plus grand nombre de plantes en fleurs d'après les observations, est située dans une herbaçaie à pente douce comportant une couche d'environ 20 cm de sol organique. Elle est caractérisée par une végétation relativement haute et dense et se trouve apparemment dans une zone échappant à l'influence de la mer.

## **Tendances en matière d'habitat**

### Population des Rocheuses :

Les activités de prévention et de suppression des incendies ont probablement réduit la quantité d'habitat convenable pendant une partie du siècle dernier, mais cette réduction a sans doute été compensée par des perturbations humaines et naturelles plus récentes. Au cours des 50 dernières années environ, la quantité d'habitat convenable a vraisemblablement augmenté en raison des perturbations humaines, notamment la construction de routes et le développement industriel, ainsi que des feux de forêt, notamment l'incendie du mont Sofa en 1997 (15,2 km<sup>2</sup>) dans l'est du PNLW, l'incendie de Lost Creek en 2003 (210 km<sup>2</sup>) au sud du col Crowsnest et l'incendie du mont Kenow en 2017 (350 km<sup>2</sup>) dans le sud-est de la Colombie-Britannique et l'ouest du PNLW. Ces perturbations ont probablement augmenté la quantité et la qualité de l'habitat.

L'incendie du mont Kenow en 2017 a commencé dans le sud-est de la Colombie-Britannique, dans la vallée de la Flathead, près de la limite ouest de l'aire de répartition du chardon écaillé, et s'est propagé vers l'est jusqu'en Alberta, brûlant une grande partie de l'aire de répartition centrale, soit une superficie estimée à 15 % de la zone occupée par la population des Rocheuses. L'incendie a eu des effets graves sur une grande partie de la zone brûlée, consommant essentiellement toute la matière organique jusqu'au sol minéral et élevant la température du sol à des niveaux mortels. Cela a tué les individus vivants de chardon écaillé et probablement détruit la plupart des graines stockées dans la litière superficielle et la couche supérieure du sol. Cependant, une grande partie de la zone brûlée pourrait être considérée comme un habitat potentiel pour le chardon écaillé dans les décennies à venir. Comme les distances de dispersion habituelles des graines sont probablement de l'ordre de dizaines de mètres (Skarpaas et

Shea, 2007), il faudra peut-être attendre une décennie avant que les graines atteignent certaines zones précédemment occupées. Ce processus sera gravement entravé par la production réduite de graines due au charançon du chardon penché (*Rhinocyllus conicus*). Le taux de dispersion de ce charançon (Zwolfer et Harris, 1984) est environ un ordre de grandeur plus élevé que celui des graines de chardon (Skarpaas et Shea, 2007), et on s'attend donc à ce que les charançons suivent, au même rythme, le déplacement du chardon écailleux. Les plantes de l'espèce qui recolonisent des zones ne seront probablement pas épargnées par les charançons et ne produiront qu'un nombre limité de graines.

Si l'évolution de la succession végétale après un incendie n'est pas interrompue par des perturbations, les zones brûlées, qui étaient auparavant boisées, pourraient demeurer convenables pour le chardon écailleux pendant 30 à 50 ans. La possibilité de nouveaux incendies, l'augmentation de la fréquence des avalanches, l'instabilité accrue des pentes et les changements du climat créent une incertitude quant aux tendances futures en matière d'habitat dans la région.

#### Population de Mingan :

Les tempêtes ont réduit l'étendue et la qualité de l'habitat de la plupart des occurrences, soit par l'érosion, soit par l'accumulation de sable, de roches, de gravier et de débris végétaux. Cette tendance, qui touche la majeure partie du littoral de l'archipel de Mingan, devrait se poursuivre (voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

L'empiétement de la forêt a également réduit l'étendue et la qualité de l'habitat. L'habitat occupé par le chardon écailleux en 1997 aux sites des occurrences 4 et 5 et environ 30 % de l'étendue de l'habitat au site de l'occurrence 2 sont devenus boisés (figure 4). Les coupes d'arbres effectuées récemment par Parcs Canada aux sites de ces trois occurrences ont permis de rétablir temporairement une partie de l'habitat perdu.

La destruction et la modification de l'habitat par les humains ont entraîné la disparition des deux seules occurrences sur le continent (figure 4). Les tempêtes ont également provoqué l'érosion et le dépôt de matières, et il ne reste qu'une petite partie de l'habitat d'origine.

Le changement de la végétation dû à l'augmentation du nombre d'oiseaux marins nicheurs a probablement causé la disparition de l'occurrence 8 sur l'île aux Goélands (figure 4). Comparativement aux conditions observées lorsque cette occurrence a été découverte, la végétation est maintenant plus haute et plus dense et se compose principalement d'espèces favorisées par l'enrichissement en éléments nutritifs provenant des fientes d'oiseaux (Morisset, comm. pers., 2003).

## BIOLOGIE

Les connaissances sur la biologie de la population des Rocheuses proviennent en grande partie des relevés et des études de suivi réalisés par Achuff (Achuff, 2002-2019, 2019) (voir la section **Taille et tendances des populations**).

Les connaissances sur la biologie de la population de Mingan sont principalement fondées sur des travaux de terrain intensifs réalisés de 1995 à 2019 par Nantel et Cantin (1998a, b) et par du personnel de Parcs Canada (Dénomée, 1998-2019) (voir la section **Activités et méthodes d'échantillonnage**). Des observations de plantes cultivées par le Biodôme de Montréal ont également fourni des données (Dumas, comm. pers., 2018-2019; Nault, comm. pers., 2018-2019).

### Cycle vital et reproduction

Le chardon écaillé est une plante vivace monocarpique, ce qui signifie qu'elle ne fleurit et ne produit des graines qu'une seule fois au cours de son existence et ne se multiplie pas par voie végétative. Après avoir fleuri, la plante meurt au cours de la même période de végétation. Les graines arrivent à maturité en 2 à 5 semaines. Bien qu'il semble que les graines restent dans un réservoir de graines du sol pendant l'automne et l'hiver, on ne sait rien de la biologie de la germination ni de la dynamique du réservoir de graines pour la population des Rocheuses. La dormance des graines a été observée pour la population de Mingan (voir la section **Durée d'une génération**). Après la germination des graines, les plantes de chardon écaillé produisent une rosette, puis une tige florifère.

La partie aérienne meurt jusqu'au collet à la surface du sol vers la fin de la période de végétation, généralement entre le début et la mi-septembre dans le cas de la population des Rocheuses et entre la mi-octobre et le début de novembre dans celui de la population de Mingan. La repousse au cours de la période de végétation suivante se fait à partir du collet. Certaines plantes de chardon écaillé au PNLW ont présenté une période de dormance plus longue, qui a duré plus d'un an. Trente plantes sont restées en dormance pendant une période de végétation, et cinq le sont restées pendant deux périodes de végétation avant de reprendre leur croissance (Achuff, 2019). La dormance prolongée a été observée chez de nombreuses autres espèces végétales (Lesica et Steele, 1994; Tuomi *et al.*, 2013); bien qu'elle semble être bénéfique au maintien de la valeur adaptative (*fitness*) dans un environnement stochastique (Shefferson, 2009; Gremer et Sala, 2013), son rôle dans le cycle vital du chardon écaillé n'est pas connu. Des individus dormants ont rarement été observés dans la population de Mingan : quatre individus étaient dormants au cours de l'été à la suite d'une tempête qui a causé de l'érosion et le déplacement de plantes à proximité.

L'hybridation entre le chardon écaillé et le chardon de Hooker est possible dans certaines régions en Alberta (Achuff, 2002-2019). Aux États-Unis, plusieurs variétés du *C. scariosum* s'hybrident apparemment avec d'autres espèces de *Cirsium*, notamment le chardon des prairies, le *C. eatonii* var. *murdockii* (Northern Mountain Thistle) et le *C. longistylum* (Long-style Thistle) (Keil, 2006). Le chardon des prairies est présent dans

des zones adjacentes à celles où le chardon écaillé se trouve dans le PNLW, mais chaque espèce occupe un habitat distinct; elles ne sont pas sympatriques, et aucun signe d'hybridation n'a été observé (Achuff, 2002-2019). Dans la zone de la population de Mingan, la seule autre espèce indigène de chardon est le chardon mutique (*C. muticum*), qui occupe un habitat complètement différent, rendant l'hybridation improbable. L'hybridation entre des espèces indigènes de *Cirsium* et des espèces introduites provenant d'Eurasie, comme le chardon des champs et le chardon vulgaire, n'a pas été signalée (Keil, 2006).

#### Population des Rocheuses :

Le suivi de deux occurrences dans le PNLW révèle un âge moyen à la floraison de 3,8 ans (n = 129 plantes) avec une plage de 2 à plus de 8 ans (Achuff, 2019). Des rosettes ont été observées jusqu'à l'âge d'au moins 9 ans (Achuff, 2019). Des étiquettes manquantes et d'autres difficultés logistiques ont empêché le suivi continu de ces individus, mais ceux-ci ont probablement survécu plus longtemps. Certains auteurs ont décrit les individus canadiens comme étant bisannuels, par exemple Packer (1983) en Alberta et Douglas *et al.* (1998) en Colombie-Britannique. Cependant, bien que certains individus fleurissent au cours de leur deuxième année, de nombreux autres sont plus âgés lorsqu'ils se reproduisent, et il est préférable de considérer l'espèce comme une vivace à courte durée de vie dans l'Ouest canadien.

#### Population de Mingan :

La majorité des individus sauvages fleurissent après 5 à 16 ans (Dénomée, 1998-2019). Un individu a fleuri après au moins 22 ans. Compte tenu de 45 individus suivis de la germination à la floraison, l'âge moyen à la floraison est de 10,1 ans. Dans un jardin extérieur à Montréal (Québec), la plupart des individus cultivés à partir de graines de la population de Mingan ont fleuri au cours de leur deuxième été (Nault, comm. pers., 2018-2019). La floraison a lieu généralement de la mi-juillet à la mi-août.

Le nombre de graines matures par individu de la population de Mingan variait entre 0 et 1 080, avec une moyenne de 193, et la proportion de graines matures par individu variait entre 0 et 84,2 %, avec une moyenne de 41,5 % (Dénomée, 1998-2019). Les graines matures dispersées à la main dans un habitat convenable ont germé selon un taux de 9,8 % (n = 957). Le taux de germination des graines dispersées naturellement est vraisemblablement plus faible si l'on considère que de nombreuses graines n'atteignent pas des sites de germination convenables ou sont mangées avant de tomber au sol.

Chez cette espèce, la plupart des individus meurent avant d'avoir pu fleurir. Sur environ 1 035 individus ayant fait l'objet d'un suivi dans deux sites du PNLW, 27 % sont morts la première année; 32 %, la deuxième; 21 %, la troisième; et 22 %, la quatrième année et les suivantes (Achuff, 2019). Globalement, environ 70 % des individus sont morts avant d'avoir pu fleurir. Les principales causes de mortalité connues sont : les petits mammifères (qui mangent les racines et les feuilles ou déracinent les plantes) (37 %), la sécheresse (2 %) et le creusage par des grizzlis (*Ursus arctos*) (1 %). Environ 60 % des

cas de mortalité étaient attribuables à des causes inconnues, bien que l'activité des petits mammifères et la sécheresse aient probablement été les principaux facteurs responsables.

Au sein de la population de Mingan, 97,1 % des plantes sont mortes sans produire de fleurs (données de 1995 à 2017, n = 4 122) (Dénomée, 1998-2019). Le taux de mortalité s'élevait à 25,3 % pour les semis, à 29,6 % pour les petites rosettes (diamètre < 11,3 cm) et à 15 % pour les grandes rosettes (diamètre ≥ 11,3 cm) (données de 1995 à 2017, n = 12 930). La cause précise de la mort des plantes n'est pas connue dans la plupart des cas. Les causes de mortalité connues comprennent l'érosion pendant les tempêtes, la concurrence d'autres espèces végétales (arbres et autres espèces), une couverture neigeuse insuffisante, les sécheresses et les fourmilières. De plus, le broutage par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) peut être important certaines années (Dénomée, 1998-2019).

En 2017, la structure des classes de taille pour la population de Mingan a révélé un faible taux de régénération, avec seulement 23,7 % de semis et de petites rosettes qui repoussent l'année suivante (Dénomée, 1998-2019). Les graines de 1992 semées en 2017 ont permis d'augmenter la proportion de semis et de petites rosettes, qui est passée à 71,4 % de la population totale en 2018.

## Individus matures

Il est difficile d'appliquer le concept d'individus « matures » (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019) aux espèces monocarpiques telles que le chardon écaillé. Pour les plantes annuelles et les plantes vivaces itérotopes, on considère que la maturité est atteinte l'année où les fleurs et les graines sont produites pour la première fois. Cette approche appliquée de façon stricte au chardon écaillé, pour lequel seules les plantes en fleurs seraient considérées comme matures, donnerait un portrait trompeur des tendances des populations, parce que le nombre de plantes en fleurs varie considérablement dans le temps, alors que le nombre total d'individus (plantes en fleurs et rosettes) est plus stable. Le nombre de rosettes âgées de plusieurs années reflète mieux la situation et les tendances des populations. Ce ne sont pas toutes les rosettes, cependant, qui persistent et finissent par fleurir. L'approche adoptée ici consiste à considérer la taille d'une rosette l'année avant qu'elle ne fleurisse comme une indication de maturité. La rosette est alors considérée comme un individu faisant partie du nombre, connu, estimé ou inféré, d'individus capables de se reproduire (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019). Cette approche est analogue à celle des lignes directrices de la Liste rouge de l'IUCN (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019, section 4.3), qui stipulent que « dans de nombreux taxons il y a un ensemble d'individus non reproducteurs (dont la fonction de reproduction est inhibée) qui deviendront rapidement reproducteurs si un individu mature meurt. Ces individus peuvent être considérés comme étant en mesure de se reproduire ». Bien que les rosettes de chardon écaillé ne soient pas des individus dont la fonction de reproduction a été inhibée, attendant la mort d'une plante en fleurs, elles sont capables de devenir rapidement reproductrices une fois qu'elles ont atteint le seuil de diamètre établi.

### Population des Rocheuses :

Le diamètre de la rosette l'année précédant la floraison varie de 30 cm à plus de 70 cm (n = 122) (Achuff, 2019). Les valeurs de diamètre sont bien réparties entre 30 cm et plus de 70 cm, la valeur de 30 cm n'étant pas une valeur atypique isolée. Ainsi, outre les plantes en fleurs, les rosettes dont le diamètre est égal ou supérieur à 30 cm sont considérées comme des individus matures.

### Population de Mingan :

Le diamètre de la rosette l'année précédant la floraison varie de 11,3 à 113,3 cm (moyenne 43,7 cm) (données de 1995 à 2003, n = 43) (Dénomée, 1998-2019). Les rosettes ayant un diamètre au moins équivalent à celui de la plus petite rosette ayant fleuri l'année suivante (11,3 cm) ont été considérées comme des individus matures, tout comme les plantes en fleurs. Cette approche permet d'estimer le nombre maximal de rosettes susceptibles de fleurir l'année suivante, celles-ci étant considérées comme capables de se reproduire. Dans le cas présent, la taille de la population étant très petite, la définition précise d'un individu mature n'influe pas sur l'évaluation.

## **Durée d'une génération**

La définition la plus appropriée pour la durée d'une génération chez le chardon écaillé est l'âge moyen des plantes à la floraison. Les lignes directrices de l'IUCN (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019) précisent également que « pour des plantes avec banques de graines, il convient d'utiliser la période juvénile + soit la demi-vie des graines de la banque, soit le temps moyen jusqu'à la germination ».

### Population des Rocheuses :

L'âge moyen des plantes à la floraison est de 3,8 ans (Achuff, 2019). Le chardon écaillé possède vraisemblablement un réservoir de graines, mais on ne dispose d'aucune donnée sur la dynamique de ce réservoir au sein de la population des Rocheuses. L'apparition de semis dans des sites proches de ceux où des plantes ont fleuri l'année précédente semble indiquer que certaines graines germent la première année. Néanmoins, le temps de séjour maximal dans le réservoir de graines ou le temps moyen jusqu'à la germination sont inconnus.

### Population de Mingan :

L'âge moyen des plantes à la floraison est de 10,1 ans (Dénomée, 1998-2019). Pour la population de Mingan, les données de 2002 à 2010 indiquent que 91 % des graines ayant germé ont produit des pousses au printemps suivant leur production (Dénomée, 2011). La période de dormance a été de 1 an pour 62 % des graines dormantes (n = 66). Une période de dormance allant jusqu'à huit ans a été observée lorsque des graines semées ont germé après une tempête. Une telle période de dormance pourrait être importante pour la persistance à long terme, mais on ne sait pas à quelle fréquence elle se

produit. Parmi la centaine d'échantillons de sol prélevés, on n'a trouvé que deux graines, et aucun semis n'est apparu dans les zones couvertes pour éviter que les graines n'atteignent le sol (Nantel et Cantin, 1998a,b).

## **Physiologie et adaptabilité**

On ne dispose d'aucune donnée spécifique sur la physiologie de l'espèce. Le chardon écailleux est un hémicryptophyte, qui survit à l'hiver, mais dont les bourgeons se trouvent près de la surface du sol, ce qui le rend particulièrement sensible aux hivers froids lorsque la couverture neigeuse n'est pas adéquate. De plus, il semble être intolérant à l'ombre.

### Population des Rocheuses :

Cette population semble être adaptée aux sites récemment perturbés où le sol dénudé offre des microsites convenables pour la germination des graines et l'établissement des semis. Ses individus poussent généralement dans des zones humides et non ombragées.

### Population de Mingan :

Cette population semble adaptée à des perturbations occasionnelles causées par des tempêtes d'intensité faible à moyenne qui limitent la compétition à la lisière de la forêt. Elle semble tolérer, dans une certaine mesure, les inondations d'eau de mer lors de tempêtes et les crues d'eau douce printanières.

Depuis 2001, diverses mesures ont été mises en œuvre pour augmenter la production de plantes. De 2001 à 2018, plus de 12 500 graines (tableau 1) ont été semées, le taux de germination s'étant établi à 40,6 % la première année (n = 6 314, données de 2001-2017).

Depuis 2017, le Biodôme de Montréal participe à un projet de rétablissement dans le cadre duquel on cultive des plantes à partir de graines récoltées dans l'archipel de Mingan, avec l'objectif de produire des graines en grande quantité pour augmenter la population. Un premier essai avec des graines conservées au sec pendant cinq ans à 4 °C, puis placées dans des conditions humides et froides pendant huit semaines, a donné un taux de germination de 60 % (Dumas, comm. pers., 2018-2019; Nault, comm. pers., 2018-2019). Les graines qui ont été soumises à une stratification froide et humide pendant environ six mois, puis placées à l'extérieur sous une toile pour l'hiver, ont présenté un taux de germination de 70 %. Les graines semées en février 2019, après une stratification froide et humide de 13 à 14 semaines, ont présenté un taux de germination de 35 %. Sans le procédé de stratification froide et humide, un taux de germination de 14,3 % a été obtenu (Saxena, comm. pers., 2018; Dumas, comm. pers., 2018-2019; Nault, comm. pers., 2018-2019).

Le Gosling Research Institute for Plant Preservation (GRIPP) a aussi mis au point une méthode de culture de tissus pour la propagation clonale (micropropagation) du chardon écailleux. Le GRIPP a réussi à produire des plantes et à les cultiver en serre.

En 2018, 25 plantes ayant un diamètre d'environ 30 cm, cultivées *ex situ* au Biodôme de Montréal pendant 5 mois, ont été transplantées dans l'archipel de Mingan. Elles ont présenté une bonne croissance la première année; 23 d'entre elles ont survécu et 12 ont fleuri l'année suivante (Dénomée, 1998-2019). Une floraison aussi précoce n'avait jamais été observée dans la nature. En 2019, 119 plantes cultivées *ex situ* (Biodôme de Montréal et GRIPP) ont été transplantées dans l'archipel de Mingan. Toutes, sauf deux, étaient vivantes à la mi-septembre.

Les plantes cultivées *ex situ* (au Biodôme de Montréal) dans un mélange de sable et de gravier ayant une texture semblable à celle du sol de l'archipel de Mingan ont connu une croissance beaucoup plus rapide, atteignant un diamètre de 65 cm au cours du premier été (Nault, comm. pers., 2018-2019), comparativement à un diamètre d'environ 5 cm lorsqu'elles étaient cultivées en conditions naturelles dans l'archipel de Mingan. Bien que provenant de graines de la même occurrence, ces plantes ont une morphologie différente, avec des feuilles plus profondément découpées et des épines plus robustes.

## **Dispersion**

Les graines de chardon écaillé se dispersent peu après leur maturation, vers la fin de la période de végétation. On ne dispose d'aucune donnée spécifique sur leur distance de dispersion. Cependant, des données sur des espèces dont les graines ont des caractéristiques semblables à celles des graines de chardon écaillé portent à croire que la tendance de dispersion est probablement leptocurtique, la grande majorité des graines se dispersant sur moins de 30 m et peut-être seulement 10 % d'entre elles allant plus loin (Skarpaas et Shea, 2007). Bien que la plupart des graines de chardon écaillé tombent près de la plante-mère, les pappus de soies plumeuses agissent comme une voile ou un parachute pour faciliter le transport par le vent, ce qui permet une dispersion au-delà de 30 mètres, quoique peu fréquente.

Dans l'archipel de Mingan, la plupart des graines de chardon écaillé se dispersent près des plantes-mères, car le pappus se détache facilement et rapidement lors de la dispersion (Nantel et Cantin, 1998a).

## **Relations interspécifiques**

### Insectes

Bien que l'espèce soit autogame, le pollen d'une fleur doit atteindre le stigmate d'une autre fleur, sur le même capitule ou sur un capitule voisin, pour que la fécondation ait lieu (Nantel et Cantin, 1998a). Il est donc fort probable que la fertilité des plantes dépende largement de l'activité des pollinisateurs. On sait peu de choses sur la biologie de la pollinisation du chardon écaillé, mais les pollinisateurs d'autres *Cirsium* spp., qui présentent des caractéristiques semblables, comprennent probablement une grande variété d'abeilles, de mouches et de papillons (Eckberg *et al.*, 2017). Il a été documenté que des bourdons (le bourdon montagnard [*Bombus kirbiellus*] et le *B. californicus*) et la

mégachile désarmée (*Megachile inermis*) utilisent une ou plusieurs variétés de chardon écailléux. D'autres insectes, dont les téphrites ou mouches des fruits, se nourrissent probablement de feuilles et de sève du chardon écailléux.

#### *Population des Rocheuses :*

Le chardon écailléux est une plante hôte du charançon du chardon penché, une espèce non indigène (voir la section **Menaces**). Au début de la période de végétation, le chardon écailléux est généralement le premier chardon à produire des boutons floraux (Achuff, 2002-2019). Par conséquent, les plantes de chardon écailléux sont les premières à être attaquées par le charançon, et, dans la majorité des cas, presque toutes leurs fleurs sont touchées. Les autres espèces de chardons à floraison plus tardive ne sont habituellement pas attaquées aussi féroceusement par le charançon et ont plus de chances de produire des graines viables. La chronologie (phénologie) du développement du charançon et de ses plantes hôtes peut varier d'une année à l'autre. Certaines années, le développement du charançon semble être désynchronisé par rapport à celui des plantes, ce qui se traduit par des plantes peu ou pas attaquées et une plus grande production de graines. D'autres années, il est possible qu'un nombre plus élevé de charançons ou un développement phénologique favorable entraînent une forte attaque sur pratiquement toutes les fleurs des plantes hôtes, et peu de graines sont produites, voire aucune. Les observations ont permis d'établir que le charançon réduit la production de graines de chardon écailléux chaque année, la limitant souvent à des niveaux très bas, car les capitules attaqués produisent peu de graines, voire pas du tout (Achuff, 2002-2019). Les capitules produits plus tard durant la période de végétation peuvent échapper à l'attaque du charançon, mais ils arrivent généralement à maturité trop tard pour que le développement des graines soit terminé avant la fin de la période de végétation.

Le rôle précis joué par le chardon écailléux dans l'offre de ressources alimentaires (nectar, pollen, sève, feuilles, tiges et tissu racinaire) aux insectes est inconnu. Cependant, des quantités réduites de nectar et de pollen de chardon écailléux réduisent probablement directement la taille des populations de pollinisateurs, tant pour le chardon écailléux lui-même que pour d'autres espèces végétales.

#### *Population de Mingan :*

Divers insectes ont été observés sur le chardon écailléux dans l'archipel de Mingan, mais leur impact est inconnu. Des larves d'aphrophores (Aphrophoridae) ont régulièrement été observées sur des plantes de l'espèce (Dénomée, 1998-2019). Après que l'on ait observé la prédation des graines, certains insectes présents sur les capitules ont été identifiés en 2019, notamment des larves du tortricidé *Eucosma cana*, de la noctuelle *Apamea sordens* et d'une espèce de cécidomyie (Cecidomyiidae). Des larves du ptérophore de l'artichaut (*Platyptilia carduidactyla*, Pterophoridae) ont été observées sur des rosettes récemment transplantées. Elles broutaient les petites feuilles au centre de la rosette. Dans certaines zones, des fourmilières ont causé la perte de quelques individus; au site de l'occurrence 1 (figure 4), les fourmilières sont suffisamment abondantes pour limiter significativement l'étendue de l'habitat.

La présence du charançon du chardon penché a été signalée au Québec (Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016), mais celui-ci n'a pas encore été détecté dans la zone de la sous-population de Mingan.

En 2020, des *Larinus carlinae* (Canada Thistle Bud Weevil) ont été prélevés sur des capitules de chardon écaillé au Biodôme de Montréal. Ces charançons avaient réduit de manière significative la production de graines matures. L'espèce a été introduite au Canada comme agent de lutte biologique contre les chardons envahissants. Sa présence a été signalée en Alberta, en Colombie-Britannique, en Ontario, au Québec et en Nouvelle-Écosse (Canadian Endangered Species Conservation Council, 2016). L'espèce n'a pas encore été détectée dans la zone de la population de Mingan.

## Rongeurs

### *Population des Rocheuses :*

Partout dans l'aire de répartition de la population des Rocheuses, des signes (galeries et dépôts de surface) de la présence du gaufre gris (*Thomomys talpoides*) ont été observés dans les sites d'occurrences de chardon écaillé (Achuff, 2002-2019). Au site de surveillance de la rivière Belly, dans le PNLW, les gaufres gris se nourrissent fréquemment des parties souterraines et du collet du chardon écaillé, généralement pendant la dormance saisonnière des plantes (Achuff, 2019). On peut aussi observer un certain broutage des tiges et des feuilles au début de la période de végétation. Les gaufres gris ont causé 42 % des cas de mortalité dont la cause était identifiable et ont probablement causé une proportion importante des 55 % de cas dont la cause était inconnue. Étant donné que la croissance des rosettes de chardon écaillé se poursuit pendant plusieurs années avant que la plante ne fleurisse, les racines ont le temps de grandir et leur valeur alimentaire augmente. Il arrive souvent que les gaufres gris se nourrissent de ces grosses racines juste avant le moment où l'on aurait pu s'attendre à la floraison de la plante compte tenu de sa taille.

Les gaufres gris déposent des monticules allongés de sol excavé à la surface, souvent sous la neige, lorsqu'ils creusent des galeries. Ces zones de sol dénudé constituent des sites favorables à la germination des graines de chardon écaillé, et l'établissement de nouvelles plantes a été observé dans ces sites (Achuff, 2019). Cette interaction entre les deux espèces procure certains avantages mutuels, mais l'ampleur et la dynamique comparatives de ces avantages sont inconnues. Il se peut que, au cours des dernières années, l'herbivorie du gaufre gris se soit poursuivie à des taux « normaux », alors que la production réduite de graines attribuable au charançon du chardon penché a réduit le nombre de plantes qui s'établissent, entraînant un effet négatif sur la taille de la population de chardon écaillé.

De même, des terriers du spermophile du Columbia (*Urocitellus columbianus*) ont été observés dans de nombreux sites d'occurrences de la population des Rocheuses (Achuff, 2002-2019). Le spermophile du Columbia est presque entièrement herbivore (Montana

Natural Heritage Program, 2019) et semble se nourrir à la fois des racines et des parties aériennes du chardon écaillé. Au site de surveillance du ruisseau Lone dans le PNLW, les spermophiles ont causé 31 % des cas de mortalité dont la cause était identifiable et ont probablement causé une proportion importante des 65 % de cas de mortalité dont la cause était inconnue.

Le sol dénudé autour des terriers de spermophiles peut fournir des sites favorables à la germination des graines de chardon écaillé et à l'établissement de nouvelles plantes. Cependant, l'activité des spermophiles est plus continue dans ces sites que celle des gaufres gris dans les zones au sol dénudé créées par ces derniers, et l'importance ou l'efficacité des zones perturbées par les spermophiles pour l'établissement des plantes de chardon écaillé ne sont pas clairement établies.

À noter aussi que les grizzlis creusent les terriers de spermophiles, en particulier à l'automne, après que les spermophiles soient entrés en dormance. Ce creusement au site du ruisseau Lone a, d'une part, tué directement certaines plantes de chardon écaillé et, d'autre part, créé des parcelles de sol dénudé qui ont été colonisées par le chardon écaillé plus tard (Achuff, 2019). Le creusement par les ours a représenté 2 % des cas de mortalité de chardon écaillé avant la floraison dans ce site (Achuff, 2019). Bien que les grizzlis soient en grande partie herbivores, aucun indice ne porte à croire qu'ils se nourrissent de chardon écaillé.

#### *Population de Mingan :*

Les feuilles du chardon écaillé sont parmi les premières à sortir du sol et peuvent donc être particulièrement attirantes pour le lièvre d'Amérique. Le broutage du chardon écaillé est généralement de faible intensité, mais, de 1995 à 1997, il a été l'une des principales causes de mortalité et de réduction de la taille des plantes (Nantel et Cantin, 1998b). En 2013, environ 70 % des individus dans un site d'occurrence avaient été endommagés par le lièvre d'Amérique (Dénomée, 1998-2019).

## **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**

### **Activités et méthodes d'échantillonnage**

#### Population des Rocheuses :

Les données sur la taille et les tendances des populations proviennent de deux sources : deux transects dans le PNLW et des observations d'occurrences effectuées dans toute l'aire de répartition des populations.

Les deux transects dans le PNLW ont été établis en 2002; l'un dans l'écorégion de la forêt-parc à trembles des contreforts à une altitude de 1 380 m (rivière Belly), et l'autre dans l'écorégion subalpine inférieure à une altitude de 1 715 m (ruisseau Lone) (figure 6). Ils ont été établis dans des prés naturels renfermant un nombre important de rosettes de

chardon écaillé. Ces prés semblent être stables du point de vue de la succession végétale sur de longues périodes. En effet, aucun changement quant à la succession des principaux types de végétation n'a été apparent pendant la période d'observation. L'incendie du mont Kenow en 2017 a brûlé le pré du ruisseau Lone, sans toutefois le détruire. Chaque transect avait une largeur de 10 m, sa longueur étant déterminée par la distance nécessaire pour contenir environ 300 plantes (rivière Belly : 90 m de long, ruisseau Lone : 25 m de long). Le début et la fin de chaque transect ont été marqués par un poteau en métal installé de façon permanente, et les plantes de chardon écaillé ont été marquées au moyen d'étiquettes en métal sur des clous à la base de chaque plante pour permettre de mesurer et de suivre la croissance de chacune d'elles au fil du temps. Les transects ont fait l'objet d'observations chaque année à la fin de l'été, de 2002 à 2008. Le nombre de plantes en fleurs ainsi que le nombre et le diamètre des rosettes ont été consignés (annexe 1). Le diamètre des rosettes a ensuite permis de déterminer quelles rosettes seraient considérées comme « matures ». Avec le temps, à cause d'étiquettes perdues ou détruites par les animaux, il n'a plus été possible de suivre la croissance de chacune des plantes. Cependant, les dénombrements ont été poursuivis dans les transects. Les observations ont été interrompues de 2009 à 2016, puis elles ont repris entre 2017 et 2019. Les données de 2007 provenant du site de la rivière Belly étaient incohérentes et n'ont donc pas été utilisées, et le site du ruisseau Lone n'était pas accessible en 2018 en raison d'une fermeture après l'incendie du mont Kenow. Globalement, chaque transect a été échantillonné 9 fois sur une période de 17 ans.

Des « observations ponctuelles » ont été effectuées à différents moments entre 2002 et 2019. Certaines ont été réalisées au cours de relevés ciblés pour déterminer les occurrences et les limites de l'aire de répartition de l'espèce, tandis que d'autres ont été effectuées de manière fortuite au cours de travaux sur le terrain ciblant d'autres espèces. Vingt-quatre occurrences ont été sélectionnées pour des « observations ponctuelles » aux fins d'analyse, parmi 215 occurrences observées, compte tenu des observations initiales effectuées en 2002, en 2003 ou en 2005 et d'une bonne délimitation spatiale permettant un nouveau dénombrement fiable en 2019. Certaines occurrences ont été recensées plus de deux fois, mais seules les observations de 2002, de 2003 ou de 2005 comparativement à celles de 2019 sont utilisées ici pour fournir une base de comparaison normalisée. Bien qu'il ne s'agisse pas d'un échantillon aléatoire de l'ensemble des occurrences, les vingt-quatre observations ponctuelles ont été effectuées dans un large éventail de conditions environnementales, dans toutes les parties de l'aire de répartition géographique de la population des Rocheuses, avec un nombre d'observations à peu près identique dans les parties est et ouest.

Les zones d'observations ponctuelles étaient délimitées par des entités topographiques (p. ex. pré/route/orée de clairière, ruisseau), des points GPS et des distances approximatives (selon le nombre de pas ou déterminées par GPS) à partir des entités et des points. Les plantes en fleurs et les rosettes ont été comptées, la superficie de la zone a été estimée de façon approximative et la présence du charançon du chardon penché et d'autres perturbations (p. ex. pâturage, application d'herbicides) a été consignée. Le diamètre des rosettes n'a pas été consigné, et les données correspondent donc au nombre d'individus et non au nombre d'individus « matures ». Les observations

ponctuelles peuvent être répétées, mais pas de façon aussi précise que les transects. La principale valeur des observations ponctuelles est de placer les données provenant des transects (n = 2 dans le PNLW) dans un contexte géographique plus large (n = 24 pour toute l'aire de répartition de la population des Rocheuses). Les changements dans les dénombrements effectués lors d'observations ponctuelles au fil du temps sont généralement assez importants, et presque tous les changements sont négatifs, ce qui traduit un déclin semblable à celui observé dans les deux transects.

Les sous-populations n'ont pas été délimitées dans l'ensemble de l'aire de répartition de cette population; cependant, la Colombie-Britannique a récemment déterminé qu'il y avait 35 sous-populations dans la province (Penny, comm. pers., 2021).

### Population de Mingan :

Les données sur la taille et les tendances de la population de Mingan proviennent de deux sources : une étude démographique détaillée réalisée de 1995 à 1997 par Nantel et Cantin (1998a,b) et des relevés annuels effectués par le personnel de Parcs Canada de 1998 à 2019. Les données fournies dans cette section ne concernent que les occurrences encore existantes en 2018, ce qui pourrait constituer une sous-estimation du déclin, mais on ne dispose pas de données pour tenir compte des occurrences disparues dans les analyses. Tous les individus présents dans tous les sites d'occurrences ont été recensés de 1995 à 2019, annuellement ou tous les 3 ans selon l'occurrence, chaque site d'occurrence ayant été recensé de 8 à 20 fois (annexe 2). Un suivi individuel a été réalisé dans huit des neuf sites d'occurrences de l'archipel de Mingan, chaque individu étant étiqueté et cartographié. La classe de taille de chaque individu a été consignée selon les catégories suivantes : semis, petite rosette, grande rosette (diamètre  $\geq 11,3$  cm), plante en fleurs ou plante morte. Au site de l'occurrence 2 (figure 4), les individus ont été comptés par classe de stade sans être étiquetés ni cartographiés, car la végétation haute et dense dans ce site rendait les individus et les étiquettes difficiles à trouver d'une année à l'autre. De 1995 à 2004, le nombre de feuilles et le diamètre de la rosette ont été consignés pour chaque individu, ce qui a permis de définir des classes de stade pour le suivi effectué ultérieurement. Comme tous les sites se trouvent sur des îles proches les unes des autres, on ne dénombre qu'une seule sous-population.

## **Abondance**

### Population des Rocheuses :

L'abondance (nombre total d'individus) du chardon écaillé est difficile à estimer. Peu de relevés ont été effectués pour mesurer les densités de plantes dans les sites d'occurrences, et la superficie occupée n'est pas connue de manière fiable. Si on utilise les dénombrements effectués en 2019 dans les deux transects et les trois occurrences, on obtient une moyenne d'environ 13 000 individus/km<sup>2</sup> (plage de 2 400 à 25 700/km<sup>2</sup>). L'utilisation de l'indice de zone d'occupation (IZO) de 340 km<sup>2</sup> donne une estimation d'environ 4,4 millions d'individus (plage de 816 000 à 8,7 millions). On ne sait pas dans quelle mesure l'IZO représente la zone d'occupation réelle. Les occurrences de chardon

écailleux ne sont probablement pas continues à l'intérieur d'un carré de grille de 4 km<sup>2</sup> utilisé pour calculer l'IZO. Inversement, le nombre d'occurrences est probablement plus élevé que le nombre actuellement connu, mais la superficie supplémentaire est difficile à estimer. Une grande partie de la zone d'habitat apparemment convenable n'est pas occupée par le chardon écailleux, mais une partie de cette zone est occupée par le chardon de Hooker. D'autres zones ne contiennent aucune des deux espèces. On ne sait pas dans quelle mesure ces deux facteurs opposés (la surestimation à partir des carrés de grille de l'IZO par opposition à la sous-estimation à cause d'occurrences inconnues) sont inexacts, et l'estimation comporte donc une grande incertitude.

Le nombre d'individus matures (plantes en fleurs + rosettes  $\geq 30$  cm) peut être estimé au moyen des données sur le rapport entre le nombre d'individus matures et le nombre total d'individus dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. En tout, 3 279 individus ont été dénombrés dans les deux transects entre 2002 et 2019, dont 56 % étaient matures. En appliquant cette proportion de 56 % à l'estimation de l'abondance de 4,4 millions, on obtient une estimation de 2,5 millions d'individus matures dans la population des Rocheuses (plage d'environ 457 000 à 4,9 millions). Cette estimation comporte une grande incertitude attribuable à l'incertitude de l'estimation de l'abondance totale, mentionnée plus haut, et au fait que le rapport entre le nombre d'individus matures et le nombre total d'individus n'est fondé que sur deux occurrences (transects) comprenant 3 279 individus.

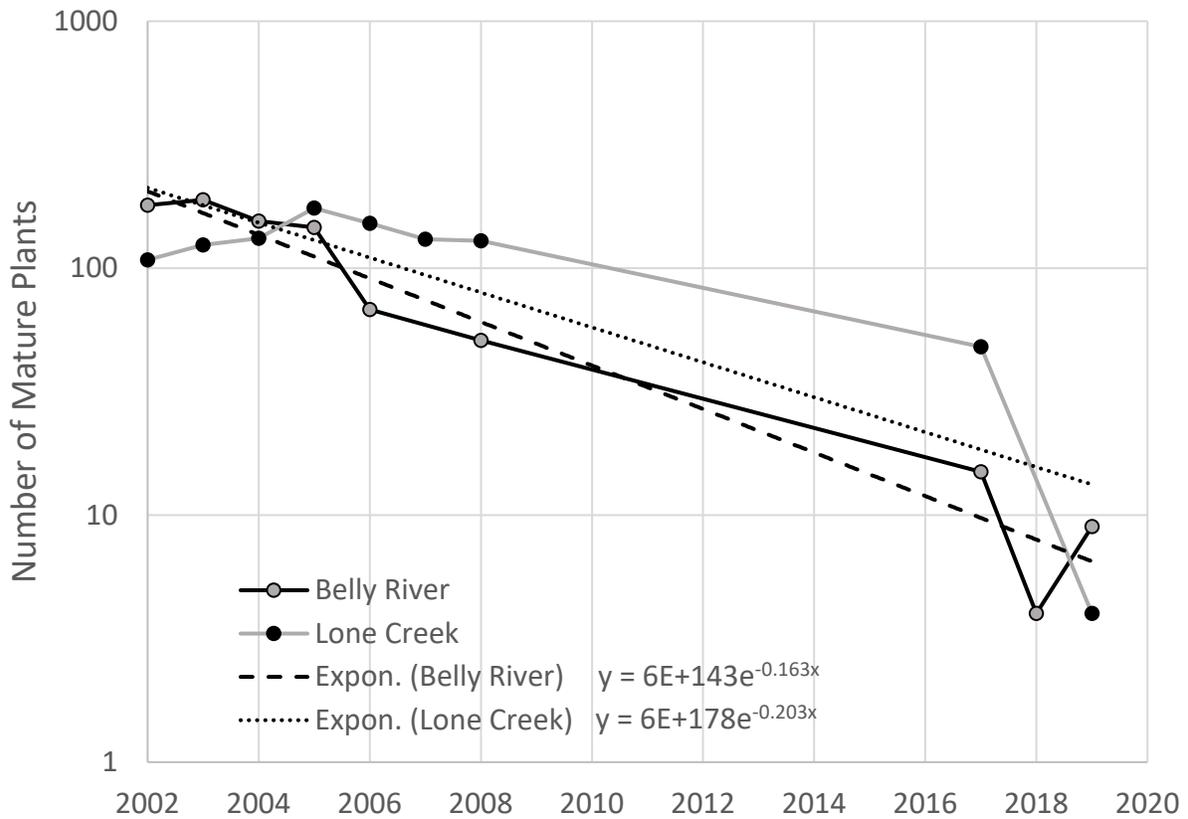
#### Population de Mingan :

Cette population ne comptait plus que 444 individus en 2017, dont 339 individus matures (annexes 3 et 4). Quelques petits individus ont pu passer inaperçus, mais cette erreur est jugée minimale. Un recensement dans tous les sites d'occurrences effectué en 2018 a permis de dénombrer un total de 1 349 individus (annexe 3). Le nombre d'individus matures en 2018 était de 367 (annexe 4); il comprenait 349 grandes rosettes et 18 plantes en fleurs. Ces chiffres incluent tous les individus issus des interventions de rétablissement mises en œuvre depuis 2001 (voir la section **Populations manipulées**). En excluant ces individus, on obtient un total de 185 individus, dont 148 sont matures.

### **Fluctuations et tendances**

#### Population des Rocheuses :

On a observé une augmentation du nombre d'individus matures dans les deux transects par rapport aux mesures initiales de 2002, avec un pic au site de la rivière Belly en 2003 et au site du ruisseau Lone en 2005 (figure 8). Le nombre total d'individus (matures et immatures) à la rivière Belly a diminué de 2002 à 2019, tandis que le nombre d'individus au ruisseau Lone a augmenté de 2002 à 2004, puis a diminué jusqu'en 2019. La tendance générale est au déclin, et rien n'indique que les variations initiales étaient une fluctuation. Les données du ruisseau Lone tiennent compte des effets de l'incendie intense survenu en 2017, après la fin de l'échantillonnage effectué cette année-là.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Number of Mature Plants = Nombre d'individus matures  
 Belly River = Rivière Belly  
 Lone Creek = Ruisseau Lone  
 Expon. (Belly River) = Fonction exp. (rivière Belly)  
 Expon. (Lone Creek) = Fonction exp. (ruisseau Lone)

Figure 8. Nombre d'individus matures dénombrés dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Les individus matures comprennent les individus florifères et les rosettes de 30 cm et plus. Le transect du ruisseau Lone a été touché par un feu de forêt après le relevé de 2017.

La durée d'une génération étant de 3,8 ans pour la population de chardon écaillé des Rocheuses, la période de 3 générations (critère A pour l'évaluation) est de 12 ans ( $3,8 \times 3 = 11,4$ , arrondi à 12 ans). En raison de périodes d'observation décalées, les données pour la période de trois générations au site de la rivière Belly portent sur la période 2006-2018 et celles au site du ruisseau Lone, sur la période 2007-2019. Au cours de la période de 3 générations, le nombre d'individus matures a diminué de 94 % dans le transect de la rivière Belly, de 97 % dans le transect du ruisseau Lone et de 96 % pour les deux transects combinés (tableau 2a). Le nombre total d'individus a diminué de 96 % à la rivière Belly, de 98 % au ruisseau Lone et de 96 % pour les deux transects combinés. Pour l'ensemble de la période d'observation de 17 ans (2002-2019), le nombre d'individus matures a diminué de 95 % dans le transect de la rivière Belly, de 96 % dans celui du ruisseau Lone et de 95 % dans les deux transects combinés. De même, au cours de la période de 17 ans, le nombre total d'individus a diminué de 97 % à la rivière Belly, de 99 % au ruisseau Lone et de 98 % lorsque les deux transects sont combinés.

Pour estimer le changement du nombre d'individus matures en pourcentage sur 2 et 3 générations, les taux de croissance de la période de 17 ans ont été appliqués aux chiffres de 2002 (tableau 2b).

**Tableau 2. Observations du chardon écaillé et projections démographiques pour les deux transects de la population des Rocheuses.**

a) Observations dans les transects. Les *individus matures* comprennent les individus florifères et les rosettes de 30 cm ou plus. Durée d'une génération = 3,8 ans; 3 générations = 12 ans. La période de trois générations s'échelonne de 2006 à 2018 pour la rivière Belly et de 2007 à 2019 pour le ruisseau Lone.

Remarque : Un feu de forêt est survenu au ruisseau Lone en 2017, après le relevé.

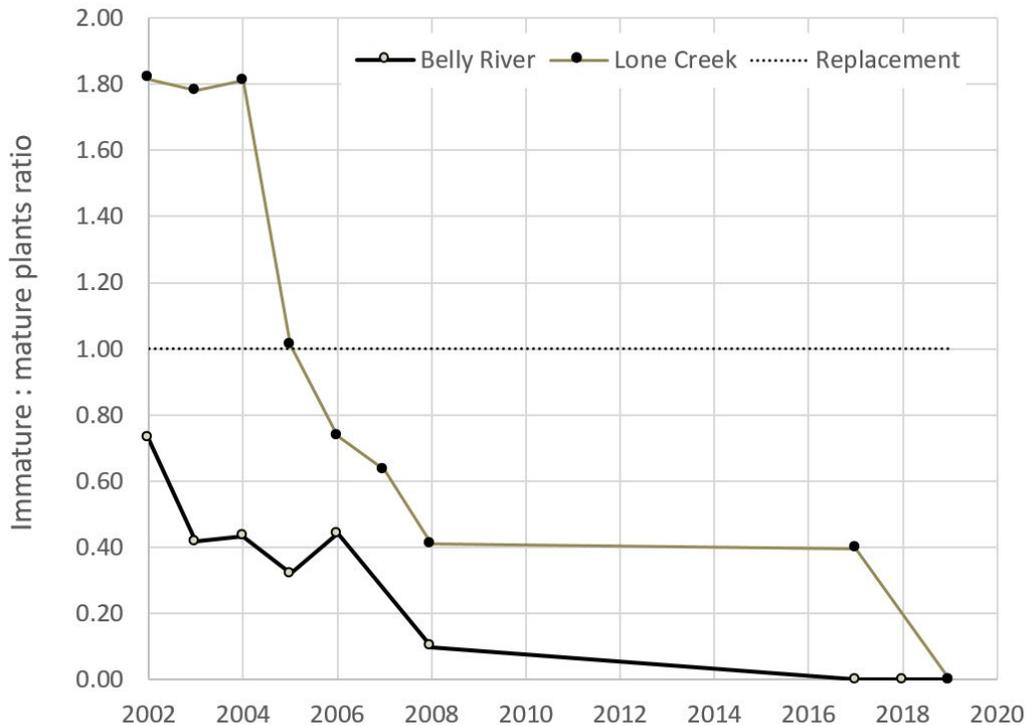
<b>Rivière Belly</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>09-16</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>% sur 12 ans</b>	<b>% sur 17 ans</b>
individus florifères	20	26	4	39	18	nd	33	nd	4	0	4		
ros. ≥ 30 cm	160	163	151	107	50	nd	18	nd	11	4	5		
individus matures	180	189	155	146	68	nd	51	nd	15	4	9	-94	-95
ros. < 30 cm	131	79	67	47	30	nd	5	nd	0	0	0		
tous les individus	311	268	222	193	98	nd	56	nd	15	4	9	-96	-97
<b>Ruisseau Lone</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>09-16</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>% sur 12 ans</b>	<b>% sur 17 ans</b>
individus florifères	4	3	1	8	9	4	4	nd	11	nd	1		
ros. ≥ 30 cm	104	121	131	167	143	127	125	nd	37	nd	3		
individus matures	108	124	132	175	152	131	129	nd	48	nd	4	-97	-96
ros. < 30 cm	196	221	239	177	112	83	53	nd	19	nd	0		
tous les individus	304	345	371	352	264	214	182	nd	67	nd	4	-98	-99
<b>Aux deux transects</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>09-16</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>% sur 12 ans</b>	<b>% sur 17 ans</b>
Nombre total d'individus matures												-96	-95
Total de tous les individus												-96	-98

b) Taux de croissance ( $r$ ) et nombre d'individus matures ( $N$ ) prévu pour les transects échantillonnés de la population de chardon écaillé des Rocheuses. Les taux de croissance ont été appliqués au nombre d'individus du premier recensement  $N_{(2002)}$  pour prévoir le nombre d'individus en 2010 (2 générations) et en 2013 (3 générations), respectivement, comme suit :  $N_{(2002)} e^{8r}$  et  $N_{(2002)} e^{11r}$ . Pour obtenir des projections pour une période de 3 générations se terminant dans le futur (2024), on a appliqué les taux de croissance aux nombres d'individus du dernier recensement (2019) comme suit :  $N_{(2019)} e^1$ .

Transect de recensement	$r$ (2002-2019)	$N$ (2002)	$N$ (2010)	Variation (%)	$N$ (2013)	Variation (%)	$N$ (2024)	Variation (%)
Rivière Bellyr	-0,203	180	35	-80 %	19	-89 %	1	-89 %
Ruisseau Lone	-0,163	108	29	-73 %	18	-83 %	1	-83 %
Total		288	64	-78 %	37	-87 %	2	-87 %

Les deux transects ont suivi des trajectoires semblables en matière de structure de taille/d'âge, avec un rapport décroissant entre le nombre d'individus immatures et le nombre d'individus matures sur la période de 17 ans (figure 9). Un rapport inférieur à 1 signifie que la population du transect ne produit pas assez de jeunes plantes pour compenser la perte des plantes plus âgées. Cette chute sous le seuil de remplacement est très probablement due à la production réduite de graines causée par le charançon du chardon penché.

Dans le transect de la rivière Belly, le rapport taille/âge en 2002 était déjà de 0,73, et il a continué à diminuer les années suivantes. Aucun individu immature n'a été observé en 2017, en 2018 ou en 2019. Dans le transect du ruisseau Lone, le rapport en 2002 était de 1,81. En 2005, le rapport avait globalement chuté à 1. Par la suite, le nombre d'individus immatures et le rapport ont diminué jusqu'en 2019. Aucun individu immature n'a été observé en 2019. L'incendie du mont Kenow survenu en septembre 2017, après le dénombrement de 67 rosettes en 2017 (48 matures, 19 immatures), a probablement été la cause principale de la réduction de la population, qui ne comptait plus que 3 rosettes matures en 2019.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Immature : mature plants ratio = Rapport plantes immatures/plantes matures  
 Belly River = Rivière Belly  
 Lone Creek = Ruisseau Lone  
 Replacement = Remplacement  
*Replace periods with commas on the y-axis [0.00 = 0,00, etc.]*

Figure 9. Rapport immatures/matures pour les individus dénombrés dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Un rapport inférieur à 1 signifie que la population du transect ne produit pas assez de jeunes plantes pour compenser la perte des plantes plus âgées. Le transect du ruisseau Lone a été touché par un feu de forêt après le relevé de 2017.

Les résultats des 24 observations ponctuelles indiquent une tendance à la baisse semblable sur une étendue géographique plus grande que celle des deux transects (tableau 3). Les périodes de collecte de données pour les observations ponctuelles ont duré 17 ans (n = 13), 16 ans (n = 5) et 14 ans (n = 6), toutes les périodes se terminant en 2019. Seules 3 des 24 observations ponctuelles montrent une augmentation, les 21 autres montrant une baisse. Le pourcentage de variation médian dans les 24 sites est de -88. En ce qui concerne les trois observations ponctuelles présentant une augmentation, le charançon du chardon penché était présent à LNX1 en 2005, mais absent en 2019; il était présent à F24 en 2003, mais absent en 2019; et il était absent à F25 en 2003 et en 2019.

**Tableau 3. Données d'observations ponctuelles pour la population des Rocheuses. N = nombre d'individus (matures et immatures).**

Emplacement	t1	t2	Années	N(t1)	N(t2)	Variation	Variation en %
B3	2005	2019	14	88	19	-69	-78
B7	2005	2019	14	300	38	-262	-87
CRB-CF	2005	2019	14	2 500	75	-2 425	-97
JG16a	2005	2019	14	220	199	-21	-10
LNx1	2005	2019	14	8	9	1	13
LNx2	2005	2019	14	1 000	136	-864	-86
F24	2003	2019	16	61	131	70	115
F25	2003	2019	16	58	211	153	264
F27	2003	2019	16	212	138	-74	-35
PA09	2002	2019	16	12	7	-5	-42
PA46	2003	2019	16	248	12	-236	-95
JG12	2002	2019	17	60	52	-8	-13
PA06	2002	2019	17	83	11	-72	-87
PA07	2002	2019	17	23	3	-20	-87
PA20	2002	2019	17	131	1	-130	-99
PA21	2002	2019	17	160	0	-160	-100
PA22	2002	2019	17	120	2	-118	-98
PA32b	2002	2019	17	362	2	-360	-99
PA34	2002	2019	17	85	6	-79	-93
PA40	2002	2019	17	87	9	-78	-90
PA41	2002	2019	17	492	2	-490	-100
PA49	2002	2019	17	763	23	-740	-97
PA50	2002	2019	17	476	38	-438	-92
PA65	2002	2019	17	324	34	-290	-90
14 ans (n = 6)				4 116	476	-3 640	-88
16 ans (n = 5)				591	499	-92	-16
17 ans (n = 13)				3 116	183	-2 983	-94

Prises ensemble, les données provenant des transects et des occurrences indiquent un déclin précipité de la population de chardon écaillé des Rocheuses depuis 2002.

#### Population de Mingan :

Les analyses des tendances tiennent compte des individus qui ont été établis ou ont survécu grâce aux interventions de rétablissement mises en œuvre de 2001 à 2017 (voir la section **Populations manipulées**), et les valeurs des tendances supposent donc que ces interventions de rétablissement se poursuivront, ce qui ne sera pas nécessairement le cas.

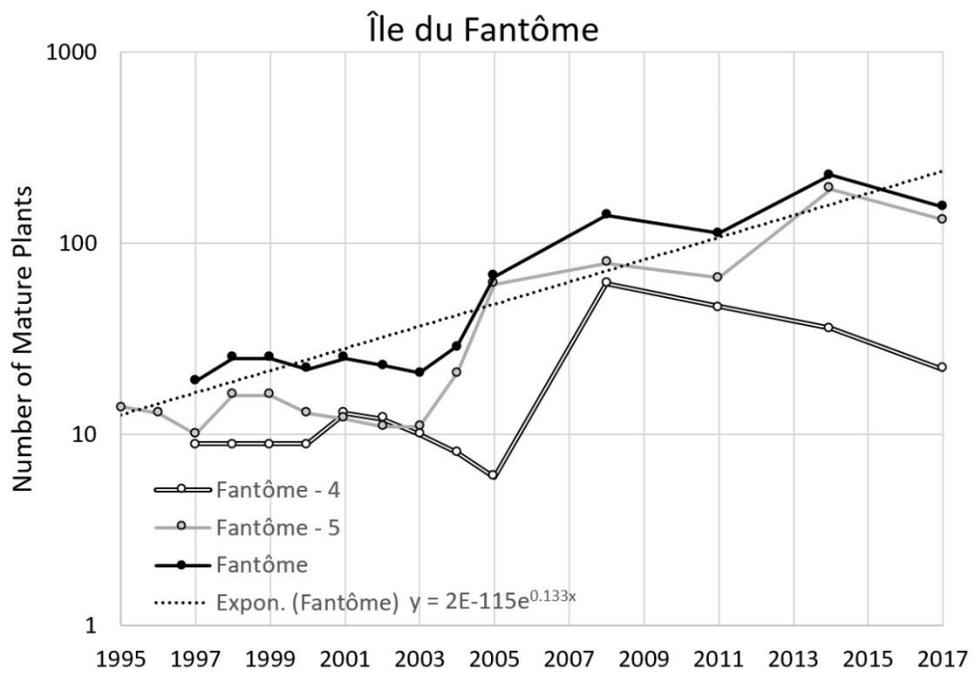
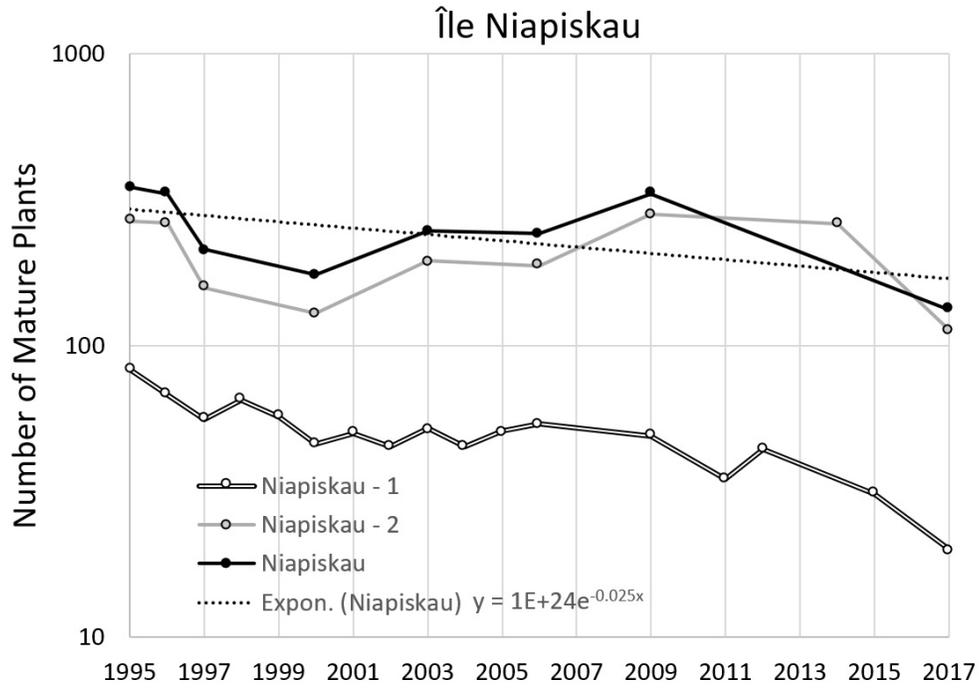
Les tendances ont été analysées pour chacune des quatre îles occupées (île Niapiskau, île du Fantôme, île du Havre et Grosse île au Marteau) et pour l'ensemble de l'archipel de Mingan (figure 4). Le nombre d'individus matures, comme l'indique la série chronologique du nombre d'individus matures par île et par occurrence, montre des variations relativement importantes dans l'espace et dans le temps de 1995 à 2017 (figure 10). Le nombre d'individus matures sur l'île Niapiskau a diminué presque continuellement, tandis que, sur la Grosse île au Marteau, il a augmenté jusqu'en 2012,

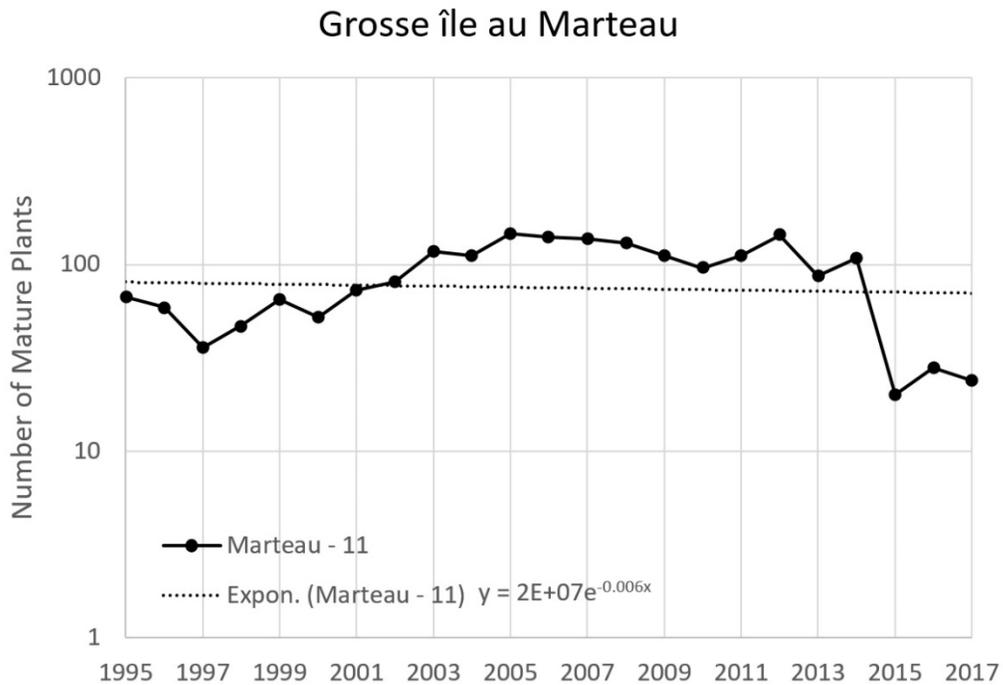
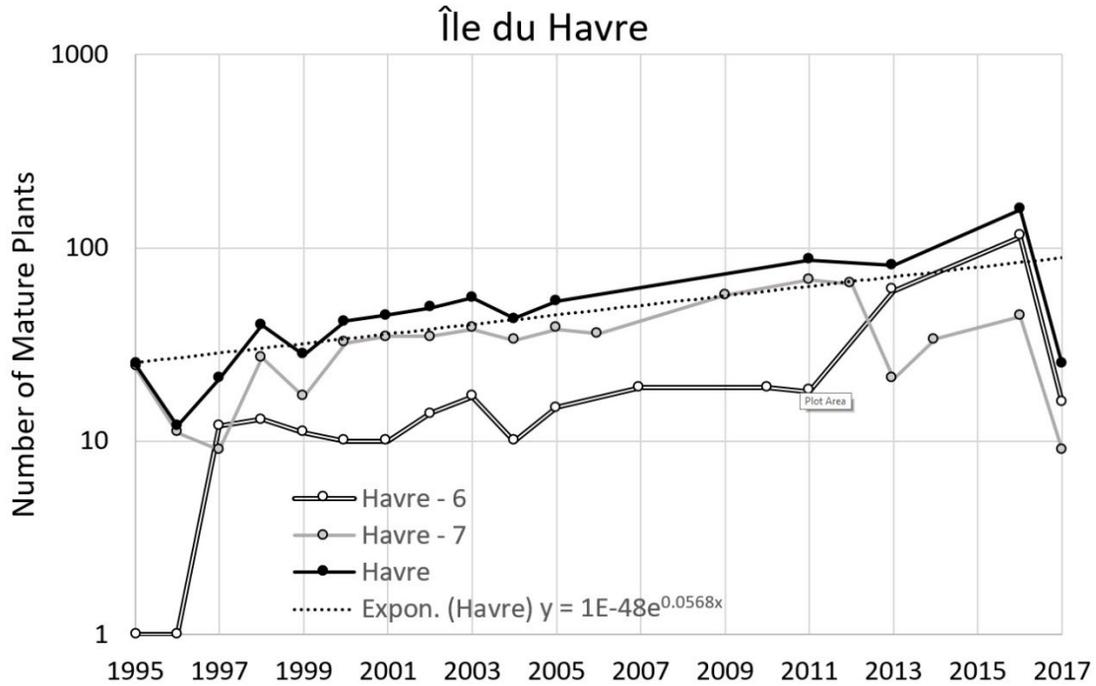
puis a diminué par la suite, mais globalement, il est resté quasi stationnaire. Sur l'île du Fantôme et l'île du Havre, il a augmenté dans l'ensemble, mais présente de fortes baisses récentes. Les périodes courtes ou plus longues de croissance de la population sont principalement dues à un recrutement accru résultant des efforts d'augmentation de la population. Les déclin abrupts sont en partie dus à la mortalité directe et indirecte causée par les tempêtes hivernales.

Les séries chronologiques de deux occurrences distinctes (mais très proches) sur trois îles ont été combinées pour effectuer des analyses plus poussées dans le but de pouvoir baser les taux de croissance et la variance sur des nombres plus élevés et donc d'accroître la robustesse des analyses.

Le changement observé dans le nombre d'individus matures entre 1995 et 2017 varie selon les occurrences, allant d'un déclin de 64 % à une augmentation de 716 %, avec un déclin global de 27 % (tableau 4a). Les taux de croissance de la population ont été estimés comme étant ( $r$ ) la pente d'une régression linéaire du nombre d'individus matures (sur une échelle logarithmique naturelle) en fonction du temps, et comme étant la pente moyenne ( $\mu$ ) entre chaque paire de relevés consécutifs (voir la section **Analyse de viabilité des populations**). Pour estimer le pourcentage de variation dans le nombre d'individus matures sur deux et trois générations, avec une durée de génération de 10 ans, les taux de croissance ont été appliqués aux chiffres du premier relevé (1995) pour faire des prévisions jusqu'en 2015 et 2025, respectivement (tableau 4b). On avait aussi comme autre hypothèse que l'abondance sur l'île du Fantôme et l'île du Havre ne pouvait dépasser 250 individus matures en raison de l'habitat très limité. Dans l'ensemble, le nombre réel d'individus matures en 2017 est mieux prédit si l'on utilise le taux de croissance moyen  $\mu$  plutôt que la pente  $r$ , c.-à-d. que les pourcentages de variation calculés au moyen de  $\mu$  semblent plus fiables pour évaluer la situation de la population (tableau 4c). Dans ce cas-ci, on estime que la réduction du nombre d'individus matures a été de 26 % au cours des 2 dernières générations et est de 19 % au cours d'une période de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur.

Le rapport individus immatures/individus matures varie de 0,4 à 3,2 d'une année à l'autre et de 0,1 à 2,8 d'une occurrence à l'autre (moyenne = 1,5) (annexe 5). Cette variation est principalement due à l'ensemencement effectué l'année précédente et ne révèle aucune tendance.





**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Number of Mature Plants = Nombre d'individus matures  
 Expon. = Fonction exp.

Figure 10. Nombre d'individus matures sur les quatre îles de l'archipel de Mingan où l'espèce est présente, de 1995 à 2017. Les individus matures sont les plantes en fleurs et les rosettes dont le diamètre est égal ou supérieur à 11,3 cm. Les dénombrements dans les parcelles distinctes au sein de l'occurrence sont indiqués ainsi que le nombre total combiné d'individus matures sur chaque île; les lignes de régression et les équations concernent les dénombrements de tous les individus matures sur chaque île.

**Tableau 4. Pourcentage de variation observé et prévu du nombre d'individus matures sur deux et trois générations au sein de la population de Mingan.**

a) Variation du nombre d'individus matures observé de 1995 à 2017.

Île	N <sub>(1995)</sub>	N <sub>(2017)</sub>	Variation en % 1995-2017
Île Niapiskau	351	133	-62 %
Île du Fantôme	19	155	716 %
Île du Havre	25	25	0 %
Grosse île au Marteau	67	24	-64 %
Total	462	337	-27 %

b) Variation du nombre d'individus matures prévue au moyen des taux de croissance  $r$  estimés, appliqués aux chiffres du premier recensement (1995) pour prévoir le nombre d'individus matures en 2015 (2 générations;  $N_{(1995)} e^{20r}$ ) et en 2025 (3 générations;  $N_{(1995)} e^{30r}$ ), respectivement.

Île	$r$ (1995-2017)	N <sub>(1995)</sub>	N <sub>(2015)</sub>	Variation en % 1995-2015	N <sub>(2025)</sub>	Variation en % 1995-2025
Île Niapiskau	-0,025	351	213	-39 %	166	-53 %
Île du Fantôme	0,133	19	250	1 216 %	250	1 216 %
Île du Havre	0,057	25	78	211 %	137	450 %
Grosse île au Marteau	-0,006	67	59	-11 %	56	-16 %
Total		462	600	30 %	609	32 %

c) Variation du nombre d'individus matures prévue au moyen du taux de croissance moyen ( $\mu$ ), c.-à-d. la pente moyenne entre chaque paire de recensements consécutifs, appliqué aux chiffres du premier recensement (1995) pour prévoir le nombre d'individus matures en 2015 (2 générations;  $N_{(1995)} e^{20\mu}$ ) et en 2025 (3 générations;  $N_{(1995)} e^{30\mu}$ ), respectivement.

Île	$\mu$ (1995-2017)	N <sub>(1995)</sub>	N <sub>(2015)</sub>	Variation en % 1995-2015	N <sub>(2025)</sub>	Variation en % 1995-2025
Île Niapiskau	-0,047	351	138	-61 %	86	-75 %
Île du Fantôme	0,105	19	155	716 %	250	1 216 %
Île du Havre	0,000	25	25	0 %	25	0 %
Grosse île au Marteau	-0,047	67	26	-61 %	17	-75 %
Total		462	343	-26 %	378	-18 %

## Analyse de viabilité des populations (population de Mingan)

Des modèles stochastiques de croissance exponentielle avec une variabilité des taux de croissance d'une année à l'autre et sans dépendance à la densité ont été exécutés pour estimer les probabilités de déclin et de disparition (annexe 6), comme cela a été fait pour une espèce semblable, le chardon de Pitcher (*Cirsium pitcheri*) (Nantel *et al.*, 2018).

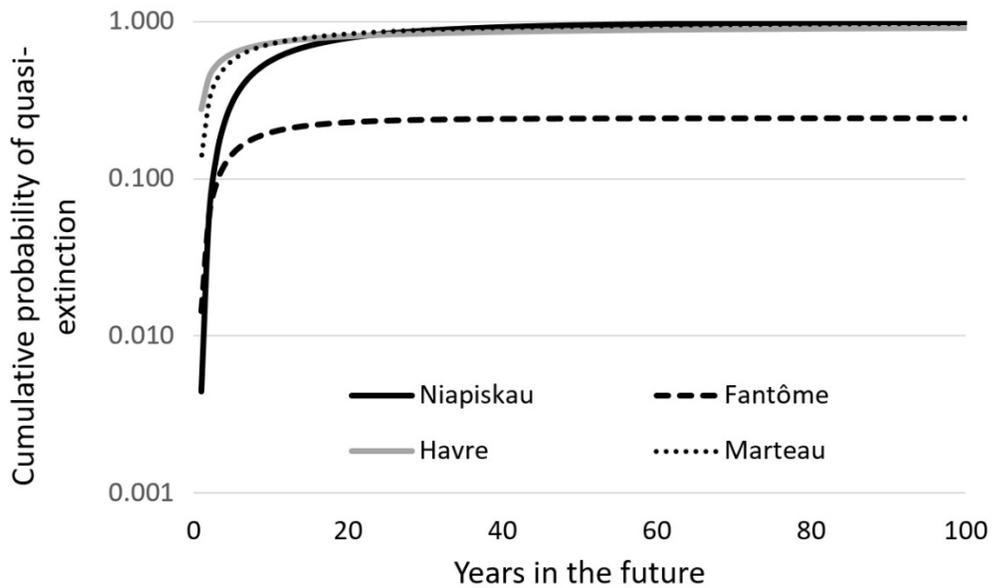
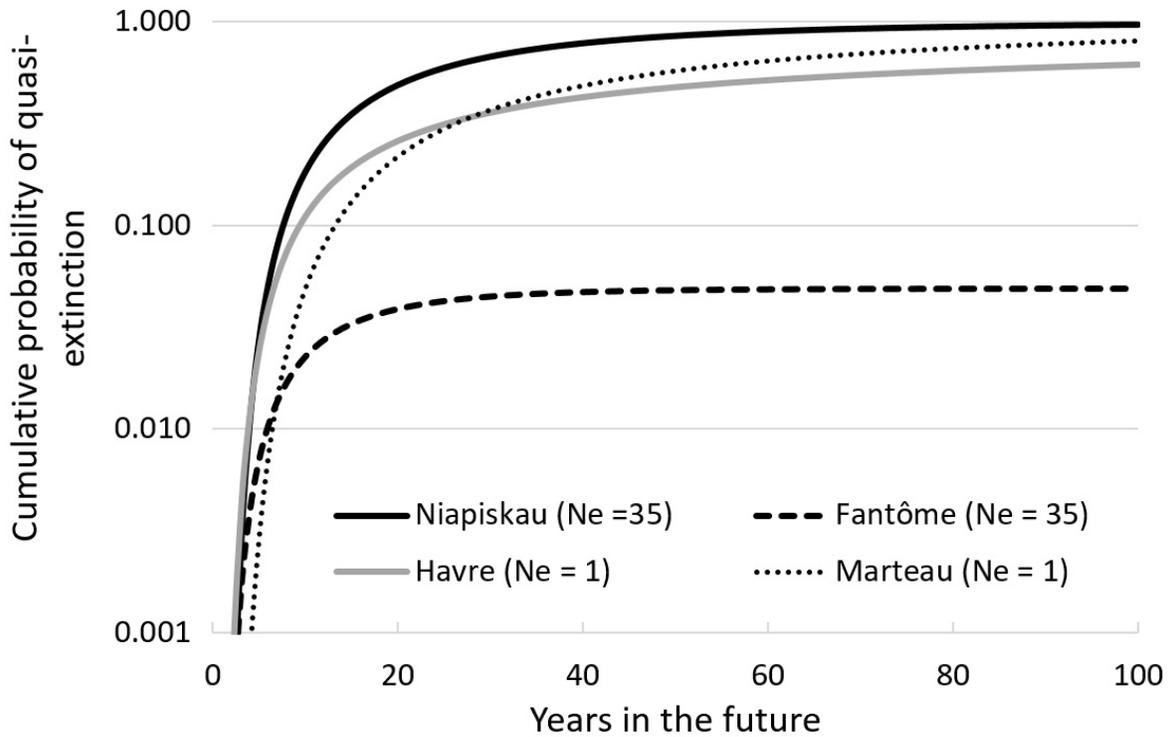
Sur toutes les îles, la probabilité d'atteindre dans les 100 prochaines années un seuil de quasi-disparition<sup>3</sup> ou 50 % du nombre d'individus matures dénombrés en 2017 varie de 0,05 à 1,0 (tableau 5). On s'attend à la disparition de l'espèce, étant donné que les occurrences renferment un petit nombre d'individus matures et qu'elles sont soit en déclin, soit en proie à de grandes fluctuations, soit les deux. Si les tendances et les fluctuations actuelles se poursuivent telles quelles, on prévoit que l'espèce disparaîtra de toutes les îles, sauf peut-être d'une seule (l'île du Fantôme), où l'espèce présente la plus faible probabilité de disparition. Selon les fonctions de distribution cumulative de la probabilité de quasi-disparition, la disparition se produit tôt dans la série chronologique, généralement au cours des 20 premières années (figure 11).

**Tableau 5. Statistiques sur la viabilité du chardon écaillé dans l'archipel de Mingan, selon les séries chronologiques de dénombrements d'individus matures (grandes rosettes et individus florifères) effectués sur 23 ans, de 1995 à 2017.**

Île	Tendances (log N)	Croiss. moy. ( $\mu$ )	Variance ( $\sigma^2$ )	Nombre de transitions	Taille de la population (2017)	Prob. de déclin de 50 % sur 100 ans	Prob. de quasi-disparition sur 100 ans <sup>a</sup>
Île Niapiskau	-0,022	-0,047	0,052	7	133	0,992	0,975
Île du Fantôme	0,133	0,105	0,103	11	155	0,243	0,050
Île du Havre	0,057	0,000	0,406	13	25	0,913	1,000
Grosse île au Marteau	-0,006	-0,047	0,200	21	24	0,972	1,000

a- Pour un seuil de quasi-disparition de 35 individus matures.

<sup>3</sup> On entend par quasi-disparition la situation dans laquelle il ne reste que 35 individus matures, car il s'agit du nombre estimé d'individus nécessaires pour qu'une population se rétablisse à la suite d'un déclin, étant donné que 0,5-5 % des grandes rosettes deviennent des plantes florifères chaque année.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Cumulative probability of quasi-extinction = Probabilité cumulative de quasi-disparition

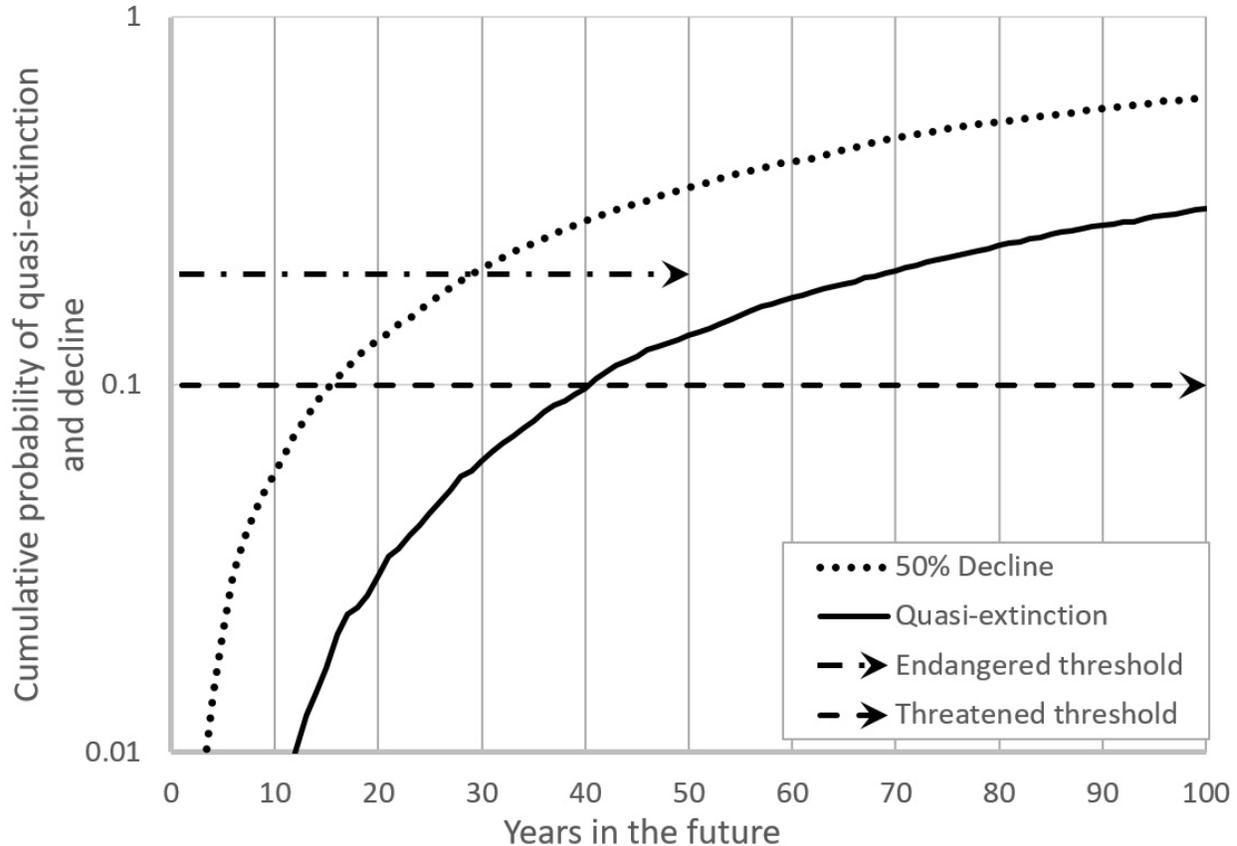
Years in the future = Prochaines années

Figure 11. Probabilité cumulative en fonction du temps, dans le futur, que les populations atteignent A) le seuil de quasi-disparition ( $N_e$ ) indiqué sur le graphique, et B) un seuil de quasi-disparition qui correspond à 50 % de la taille de la population au dernier relevé (2017), pour le chardon écaillé de la population de Mingan.

Les occurrences sur l'île du Havre et la Grosse île au Marteau se trouvaient toutes deux en dessous du seuil en 2017. Elles sont donc déjà « quasi disparues ». Lorsqu'on atteint le seuil de 1 individu mature, la probabilité de disparition de ces deux occurrences est très élevée : 0,613 et 0,805, respectivement (figure 11).

Pour l'ensemble de l'archipel de Mingan, le modèle de projection démographique multisite donne une probabilité de quasi-disparition de 0,14 et de 0,30 sur 50 et 100 ans, respectivement, et une probabilité de déclin de 50 % de 0,21 au cours des 3 prochaines générations (figure 12). Le taux de croissance démographique stochastique calculé à partir du même modèle ( $r = -0,003$ ) prédit un lent déclin continu, qui entraînerait une réduction de 8 % du nombre d'individus matures au cours des 3 prochaines générations (2017-2047).

Considérées ensemble, les analyses de viabilité de la population (AVP) île par île et multisites indiquent que la population de Mingan est susceptible de disparaître au cours des 50 prochaines années sur toutes les îles, sauf une, et que, même si l'espèce persiste sur cette île, le nombre d'individus matures sera probablement faible. De plus, la disparition prévue sur trois îles entraînera un déclin de la zone d'occurrence et de l'indice de zone d'occupation. Enfin, même si l'AVP indique que la population pourrait répondre à un critère de population gravement fragmentée, car la majeure partie (> 50 %) de celle-ci se trouve dans des parcelles d'habitat trop petites pour héberger une population viable, les normes de l'IUCN sous-entendent aussi que les parcelles sont des sous-populations (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019), et pour toutes les parcelles d'habitat formant une sous-population, ce critère n'est pas respecté. La population pourrait également répondre au deuxième critère de population gravement fragmentée – « [parcelles d'habitat qui sont] séparées des autres parcelles d'habitat par de grandes distances » –, si l'on considère la faible capacité de dispersion des graines de l'espèce ainsi que le fait que les parcelles d'habitat se trouvent sur des îles différentes. Cependant, dans ce cas-ci aussi, les parcelles d'habitat sont censées être des sous-populations. Par conséquent, la population n'est pas gravement fragmentée.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Cumulative probability of quasi-extinction and decline = Probabilité cumulative de quasi-disparition et de déclin

Years in the future = Prochaines années

50% decline = Déclin de 50 %

Quasi-extinction = Quasi-disparition

Endangered threshold = Seuil de la cat. « En voie de disparition »

Threatened threshold = Seuil de la cat. « Menacée »

Figure 12. Fonction de distribution cumulative (FDC) de la probabilité d'un déclin de 50 % et d'une quasi-disparition pour l'ensemble de la population de Mingan. Chaque FDC est basée sur 5 000 trajectoires multisites simulées.

## Immigration de source externe

### Population des Rocheuses :

Aucune immigration en provenance des États-Unis n'est prévue pour l'instant dans la population des Rocheuses. Il existe des occurrences de chardon écaillé aux États-Unis qui sont presque contiguës aux occurrences canadiennes en Alberta et en Colombie-Britannique. La dispersion des graines à partir des occurrences états-uniennes est possible, ces graines seraient probablement adaptées à l'aire de répartition dans l'ouest du Canada, et un habitat convenable pour la germination des graines et l'établissement des semis est probablement disponible au Canada. Cependant, le charançon du chardon penché est établi dans les sites des occurrences états-uniennes (Achuff, 2002-2019) et y réduit probablement la production de graines, comme au Canada.

Les populations d'autres *Cirsium* spp. aux États-Unis offrent aussi des hôtes au charançon, mais il est peu probable que les occurrences états-uniennes de chardon écaillé échappent aux effets de cet insecte. Ces effets, combinés aux courtes distances de dispersion des graines de l'espèce, rendent extrêmement faible la probabilité qu'une immigration provenant des États-Unis atténue les risques de disparition ou réduise le déclin de la population.

#### Population de Mingan :

La population de Mingan est isolée des autres populations de l'espèce au Canada (l'autre population se trouvant à une distance d'environ 3 500 km) et dans l'ouest des États-Unis. La probabilité de dispersion entre ces populations est pratiquement nulle.

## **MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS**

Les menaces directes qui pèsent sur le chardon écaillé et qui sont évaluées dans le présent rapport ont été organisées en fonction du système unifié de classification des menaces proposé par l'Union internationale pour la conservation de la nature et le Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership, ou CMP) (UICN-CMP) (Salafsky *et al.*, 2008; Master *et al.*, 2012). L'impact global des menaces calculé à l'aide du calculateur des menaces est très élevé pour la population des Rocheuses (annexe 7) et élevé à très élevé pour la population de Mingan (annexe 8).

### **Menaces – Population des Rocheuses**

#### Menace 8 (UICN). Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques

##### *8.1 Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes [impact très élevé]*

Le charançon du chardon penché (Coleoptera: Curculionidae) est une espèce indigène du sud et du centre de l'Europe, de l'Afrique du Nord et de l'Asie occidentale (Kok, 2019). Des charançons provenant d'Alsace, en France, et de la vallée du Rhin, en Allemagne, ont été introduits en 1968 au Canada près de Regina, en Saskatchewan, par Agriculture Canada (Harris, 1981; Gassmann et Louda, 2001) comme agent de lutte biologique contre le chardon penché (*Carduus nutans*). Cette espèce de charançon a été introduite en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique (Harris, 1981; Desrochers *et al.*, 1988; BC FLNRORD, 2019) et largement aux États-Unis, y compris en 1969 au Montana (CABI, 2019), un État situé en bordure de l'aire de répartition du chardon écaillé dans l'Ouest canadien. Les charançons observés sur les plantes de chardon écaillé de la population des Rocheuses ont été identifiés comme étant des charançons du chardon penché par les membres du personnel d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Lethbridge, qui ont participé à la recherche sur la lutte biologique, y compris à l'introduction initiale des charançons au Canada.

On ne sait pas exactement quand le charançon du chardon penché s'est retrouvé pour la première fois dans l'aire de répartition de la population des Rocheuses ni d'où les individus de l'espèce pouvaient provenir. Les charançons semblent avoir été présents dans le sud de l'Alberta dès le début des années 1990 (Bourchier, comm. pers., 2019). Ils se sont naturalisés dans l'Ouest canadien (c.-à-d. qu'ils s'y reproduisent avec succès et augmentent les effectifs de leurs populations sans intervention humaine) et ont été observés dans toute la partie albertaine de l'aire de répartition du chardon écaillé en 2002 et dans la partie britanno-colombienne en 2003. Des observations effectuées en 2019 confirment leur présence continue (Achuff, 2002-2019). Il est peu probable qu'en 2002-2003 les charançons venaient juste de se répandre dans ces régions; il s'agit plutôt des premières occurrences répertoriées. À l'heure actuelle, le charançon du chardon penché semble se disperser naturellement, bien que l'on sache qu'une certaine dispersion par les humains a lieu dans l'aire de répartition du chardon écaillé au Canada (BC FLNRORD, 2019).

Les charançons du chardon penché adultes sont bruns, mesurent de 10 à 15 mm de long (Kok, 2019) et passent l'hiver dans la litière près des plantes hôtes. À la fin du printemps ou au début de l'été, les femelles recherchent les capitules en train de se former sur des chardons hôtes, pondent 100 à 200 œufs à la base des bractées entourant la fleur en développement et recouvrent les œufs de tissus végétaux mâchés (CABI, 2019). Les œufs éclosent en 6 jours, et les larves s'enfouissent à la base de la fleur, dans les tissus du réceptacle, directement sous les graines en développement. Les larves blanches passent par quatre stades de développement sur une période de 4 à 6 semaines. Elles se nourrissent généralement de graines et de tissus du réceptacle pendant leur développement (Sheppard *et al.*, 1994). Elles forment ensuite une chambre de nymphose rigide en déposant des chiures et des matières végétales mâchées. La nymphose dure de 7 à 10 jours. Les adultes nouvellement émergés se déplacent dans la litière du sol où ils restent pendant le reste de la période de végétation et l'hiver, pour émerger au début de la période de végétation suivante. En général, le charançon du chardon penché produit une seule génération par année (Zwolfer et Harris, 1984).

Les charançons adultes se nourrissent de feuilles de la plante hôte, mais l'effet sur l'hôte est minime comparativement aux dommages causés aux capitules. Ils peuvent se disperser sur une distance allant jusqu'à 20 km au printemps (Zwolfer et Harris, 1984). De nombreux parasitoïdes attaquent les charançons, mais la ponte d'œufs en excès semble compenser ces pertes (CABI, 2019).

Le charançon du chardon penché a été introduit ailleurs en Amérique du Nord pour lutter avec succès contre des chardons non indigènes autres que le chardon penché : le chardon vulgaire, le chardon épineux (*Cirsium acanthoides*) et le chardon Marie (*Silybium marianum*) (Harris et Zwolfer, 1971). En général, on parvient à contrôler efficacement ces espèces dans les 5 à 6 ans suivant l'introduction des charançons, mais on peut y parvenir en 2 à 3 ans lorsque les conditions sont favorables (Texas A&M, 2019).

Cette espèce de charançon n'est pas uniquement un ravageur de plantes hôtes non indigènes en Amérique du Nord : elle s'attaque aussi à au moins 22 espèces de chardons indigènes à gros capitules et réussit à les supprimer, y compris le chardon écaillé et d'autres espèces dont la conservation soulève des préoccupations (Harris, 1981; Arnett et Louda, 2000; Pemberton, 2000). Dans l'Ouest canadien, à l'intérieur de l'aire de répartition du chardon écaillé, on a observé que le charançon du chardon penché endommage les capitules de deux autres espèces de chardons indigènes : le chardon des prairies et le chardon de Hooker (Achuff, 2002-2019).

Le chardon grisonnant (*Cirsium canescens*) est un chardon indigène endémique de l'ouest du Nebraska et de l'est du Wyoming, dont le cycle vital est très semblable à celui du chardon écaillé : espèce monocarpique, avec floraison dans les 2 à 5 ans, et premier chardon indigène à fleurir au printemps (Arnett et Louda, 2000). Les effets du charançon du chardon penché sur le chardon grisonnant ont été étudiés en détail, et les résultats sont pertinents pour le chardon écaillé. Les effets sur les chardons indigènes dépendent de la synchronie entre l'émergence des charançons adultes et le développement des capitules de la plante hôte (Goeden et Richer, 1985). Les espèces qui fleurissent le plus tôt pendant la période de végétation sont les plus touchées (Arnett et Louda, 2000). Il a été observé que, à l'intérieur de son aire de répartition dans l'Ouest canadien, le chardon écaillé est l'espèce hôte qui fleurit le plus tôt (Achuff, 2002-2019). Les fleurs du chardon écaillé se développent du haut de la tige vers le bas au cours de la période de végétation, et les fleurs les plus précoces sont les plus attaquées par les charançons. Les fleurs situées plus bas sur la tige peuvent ne pas être attaquées aussi fortement, voire pas du tout, certaines années, car le nombre de charançons femelles pondant des œufs diminue au cours de la période de végétation. Cependant, le développement des graines de ces fleurs plus tardives est rarement achevé avant la sénescence et la mort de la plante (Achuff, 2002-2019). Ainsi, l'attaque des charançons sur les fleurs supérieures, plus précoces, suffit généralement à empêcher ou à réduire considérablement la production de graines viables. Chez le chardon grisonnant, par exemple, la production de graines a été réduite de cinq fois par cet insecte ravageur (Arnett et Louda, 2000). Étant donné le cycle vital monocarpique du chardon grisonnant, une seule année d'infestation par les charançons peut réduire substantiellement la production de graines et avoir un impact à long terme sur la taille de la population.

La modélisation de la population de chardon grisonnant révèle que, avant l'introduction du charançon du chardon penché, la densité de la population était limitée par la production de graines, qui était à son tour limitée par la prédation des insectes indigènes (Arnett et Louda, 2000; Rose *et al.*, 2005). L'introduction du charançon du chardon penché a augmenté la prédation des graines et fait diminuer encore plus les densités de population. Cela semble s'être produit également pour le chardon écaillé.

Les agents de lutte biologique font l'objet d'un examen préalable pour déterminer les effets possibles sur les espèces non ciblées, qu'elles soient indigènes ou non. Le charançon du chardon penché (*R. conicus*) a fait l'objet d'un examen préalable, et son impact potentiel a été considéré comme « acceptable » (Harris et Zwolfer, 1971). Une évaluation subséquente de la décision de lâcher des charançons du chardon penché en

Amérique du Nord (Gassmann et Louda, 2001) a permis de conclure que, compte tenu des renseignements disponibles, les effets sur les chardons indigènes auraient pu être prévus, mais l'analyse n'a pas été effectuée.

Reconnaissant la menace que représente le charançon du chardon penché pour les espèces indigènes aux États-Unis, on a interdit tout nouveau lâcher de ces charançons dans de nombreuses régions, et les transferts entre les États ont été interdits (Rose *et al.*, 2005). Cependant, la propagation du charançon du chardon penché par les humains se poursuit actuellement au Canada (BC FLNRORD, 2019) et dans certains États des États-Unis (Gassmann et Louda, 2001; Texas A&M, 2019).

Huit espèces d'arthropodes ont été introduites comme agents de lutte biologique pour lutter contre certains chardons dans l'ouest du Canada (De Clerck-Floate et Carcamo, 2011), et de ce nombre, une seule introduction s'est avérée infructueuse. Le charançon du chardon penché a été l'espèce introduite la plus efficace pour lutter contre les chardons.

## Menace 7 (UICN). Modifications des systèmes naturels

### *7.1 Incendies et suppression des incendies [impact moyen – faible]*

Les incendies ont deux conséquences sur le chardon écaillé : la mortalité directe, qui est traitée comme une menace, et l'effet des incendies sur l'habitat (voir la section **Tendances en matière d'habitat**). Les incendies sont considérés ici comme une menace conformément aux définitions du COSEPAC (COSEWIC, 2018b), où les menaces sont définies comme les « activités ou processus qui touchent directement et négativement la population canadienne [...] les phénomènes naturels peuvent être considérés comme étant des menaces directes dans certaines situations, notamment lorsqu'une espèce a perdu sa résilience à d'autres menaces et est donc devenue vulnérable à un point tel qu'un déclin de la population est observé, projeté ou envisagé ».

Compte tenu des dommages causés aux plantes par le charançon du chardon penché (production de graines réduite entraînant une diminution de la taille de la population), la population de chardon écaillé a perdu sa résilience (la production de graines réduite diminue la capacité de remplacer les plantes tuées par les incendies) et est donc disproportionnellement vulnérable à la mortalité causée par les incendies comparativement à sa situation historique (la production de graines réduite diminue la capacité de recoloniser les zones brûlées; le charançon du chardon penché a une capacité de dispersion beaucoup plus grande et peut suivre la dispersion du chardon écaillé). Puisque les changements climatiques vont se poursuivre, on s'attend à ce que les incendies dans l'ouest du Canada augmentent en fréquence, en étendue et en intensité (Flannigan *et al.*, 2005; Bush et Lemmen, 2019; Hanes *et al.*, 2019). C'est une situation face à laquelle le chardon écaillé sera de moins en moins capable de réagir en raison de la production de graines réduite. Les effets négatifs de la mortalité directe due aux incendies l'emporteront probablement sur l'augmentation de l'habitat potentiellement convenable résultant d'un changement du régime des incendies.

### *7.3 Autres modifications de l'écosystème (épandage d'herbicide) [impact moyen – faible]*

Des pulvérisations d'herbicides sur des plantes de chardon écaillé dans le cadre de programmes de lutte contre les mauvaises herbes ont été observées en Alberta sur des terres publiques, y compris des aires protégées, et en Colombie-Britannique, où des pulvérisations ont été observées sur des terres publiques adjacentes aux occurrences actuelles (Achuff, 2002-2019). Les programmes de lutte ne ciblaient pas le chardon écaillé en tant que tel. Cependant, le fait qu'on pouvait confondre le chardon écaillé avec les espèces ciblées, comme le chardon vulgaire, et de mauvaises techniques de pulvérisation ont fait en sorte que le chardon écaillé a été pulvérisé pendant de nombreuses années. Dans les deux provinces, la pulvérisation contribue probablement au déclin des populations et peut-être même à des disparitions locales.

#### Menace 2 (UICN). Agriculture et aquaculture

### *2.3 Élevage de bétail [impact moyen – faible]*

Des dommages causés par le bétail ont été observés sur des plantes de chardon écaillé dans des terres privées et publiques en Alberta (Achuff, 2002-2019). Les dommages résultaient notamment du broutage des rosettes ainsi que du piétinement et du bris de plantes en fleurs. Le broutage des rosettes réduit la croissance annuelle et, étant donné qu'un ajustement du rapport racines/pousses se fait après le broutage, ralentit l'accumulation de ressources qui permettent en bout de ligne à la floraison monocarpique de survenir. Les rosettes broutées mettent probablement plus de temps à fleurir et sont susceptibles de présenter un taux de mortalité plus élevé. Le bris des tiges florifères entraîne généralement la mort de la plante avant la production de graines. Ces effets sont particulièrement évidents dans les zones qui ont été fortement broutées; dans les zones plus légèrement broutées, on a observé beaucoup moins de dommages.

## **Menaces – Population de Mingan**

#### Menace 11 (UICN). Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents

Selon une approche normalisée (Foden *et al.*, 2013), le chardon écaillé de la population de Mingan pourrait être considéré comme très vulnérable aux changements climatiques en raison de la rareté de son habitat restreint et spécialisé, de sa faible capacité d'adaptation, de sa faible évolutivité et, surtout, de son exposition aux tempêtes, amplifiée par l'élévation du niveau de la mer et la perte de la couverture de glace de mer à cause du réchauffement de la température hivernale. L'indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) de NatureServe pour le chardon écaillé de la population de Mingan est extrêmement élevé, principalement en raison de l'élévation du niveau de la mer et du changement de température (Gendreau *et al.*, 2016).

Le scénario RCP8.5 a été utilisé dans les sections suivantes pour évaluer les changements climatiques en tant que menace pour la population de chardon écaillé de Mingan. Ce scénario suppose que les émissions de gaz à effet de serre continueront d'augmenter tout au long du 21<sup>e</sup> siècle (Ouranos, 2015)<sup>4</sup>.

#### 11.4 Tempêtes et inondations [impact très élevé – élevé]

L'équilibre entre le maintien de l'habitat sous l'effet des perturbations occasionnées par les tempêtes et la capacité de survie de l'espèce semble avoir été rompu au cours des dix dernières années. Les tempêtes ont nui aux occurrences en recouvrant les individus de sédiments (gravier, sable, roches) et de débris végétaux (plantes herbacées et bois) et en érodant le substrat (figure 13). Des occurrences ont également été submergées par l'eau de mer, mais l'impact résiduel n'est pas connu. La perte d'habitat après les tempêtes découle de l'érosion, mais aussi des changements dans le substrat (gravier, roches), ce qui rend le recrutement improbable avant le rétablissement du sol, après de nombreuses années sans tempêtes.



Figure 13. Effets des tempêtes sur les occurrences de chardon écaillé dans l'archipel de Mingan (à gauche : érosion; à droite : accumulation de débris végétaux). Photo : © Parcs Canada/Nancy Dénomée.

Les effets des tempêtes ont été observés sur la Grosse île au Marteau en 1968 (Morisset, 1971), et sur l'île du Havre et l'île Niapiskau durant l'hiver 1995-1996 (Nantel et Cantin, 1998b). L'occurrence 14 (figure 4) a disparu peu après une importante tempête en 1983. Des effets mineurs causés par des tempêtes ont été observés au cours des automnes et hivers 2002-2003, 2003-2004 et 2007-2008. Les plantes de chardon écaillé ont été plus sérieusement touchées en 2010, durant l'automne-hiver 2015-2016 et en 2016.

---

<sup>4</sup> Le profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 (RCP pour Representative Concentration Pathway), RCP8.5, est l'une des quatre trajectoires des concentrations de gaz à effet de serre adoptées par le GIEC pour son cinquième rapport d'évaluation en 2014. Le RCP8.5 doit son nom à une valeur de forçage radiatif de +8,5 W/m<sup>2</sup> en 2100 par rapport aux conditions préindustrielles.

Lors de la marée de tempête du 6 décembre 2010, il n'y avait pas de couverture de glace sur la mer pour réduire l'impact des vagues. La hauteur des vagues correspondait à celle d'une tempête avec une période de récurrence de 35 ans (Lasalle NHC, 2019). Cinq des neuf occurrences ont été très durement touchées : 53 à 95 % des individus ont été ensevelis sous une couche de sable, de roches, de bois et de végétation morte dont l'épaisseur allait de 1 à 50 cm (tableau 6) (Dénomée, 2012).

**Tableau 6. Proportion d'individus touchés par des tempêtes de 2010 à 2016 dans chacune des occurrences de la population de Mingan.**

Île – occurrence	2010	Accumulation de sédiments 2010	2015-2016	Accumulation de sédiments 2015-2016	2016	Accumulation de sédiments et autres effets 2016
Île Niapiskau - 1	95 %	Oui	0 %	Non	0 %	Non
Île Niapiskau - 2	< 2 %	Oui	0 %	Non	0 %	Non
Île Niapiskau - 3	?	Aucun individu observé en 2010	0 %	Non	0 %	Oui, à côté de la plante
Île du Fantôme - 4	91 %	Oui	0 %	Non	100 %	Oui
Île du Fantôme - 5	58 %	Oui	0 %	Non	80 %	Oui
Île du Havre - 6	53 %	Oui	59 %	Oui	100 %	Érosion et terre emportée. Taux de mortalité de 87,6 %
Île du Havre - 7	64 %	Oui	80 %	Oui	100 %	Érosion et terre emportée. Petite accumulation. Taux de mortalité de 85,9 %
Grosse île au Marteau - 10	0 %	Non	0 %	Non	100 %	Oui, 1 individu présent
Grosse île au Marteau - 11	5 %	Oui	15 %	Oui	79 %	Oui

Aucune tempête importante n'est survenue pendant l'automne-hiver 2015-2016. Malgré cela, trois occurrences ont été partiellement ensevelies (tableau 6). L'effet cumulatif d'un petit nombre de tempêtes avec une période de récurrence de seulement deux ans peut avoir un impact important sur les occurrences particulièrement exposées aux tempêtes venant de l'est (Lasalle NHC, 2019).

La tempête du 30 décembre 2016, qui est aussi survenue alors qu'il n'y avait pas de couverture de glace de mer, avait une période de récurrence estimée à 50 ans (Lasalle NHC, 2019). Elle a eu de graves conséquences sur 6 des 9 occurrences (tableau 6) et a causé des dommages irréversibles aux sites des occurrences 6 et 7 (figure 4), où l'érosion a entraîné la perte de plus de 80 % des individus de l'espèce. Dans

les 4 autres sites d'occurrences touchées, la majorité des individus ont été ensevelis sous une couche de 1 à 35 cm de sable, de gravier, de roches ou de débris végétaux. Les individus n'ont pas été physiquement touchés aux sites des occurrences 1 et 3 (figure 4), bien qu'ils aient probablement été submergés par l'eau de mer.

Il était très peu probable que deux tempêtes de l'intensité de celles de 2010 et de 2016 sévissent en si peu de temps, et ces tempêtes auraient pu entraîner la disparition rapide de certaines occurrences si les individus n'avaient pas été déterrés par le personnel de Parcs Canada.

Les modèles hydrodynamiques à l'aide desquels on simule les grandes tempêtes ayant une période de récurrence de 50 ans montrent que seules deux occurrences (2 et 3) persisteraient dans le climat actuel, l'occurrence 11 (figure 4) pouvant persister dans certaines conditions (Lasalle NHC, 2019). Lorsque les modèles sont ajustés pour refléter les conditions hydrodynamiques qui se produiraient dans 50 ans, notamment une prise des glaces plus tardive (en février plutôt qu'en janvier) et une élévation du niveau de la mer (57,4 cm), les résultats indiquent qu'aucune occurrence ne remplit tous les critères de persistance après les grosses tempêtes (avec une période de récurrence de 50 ans). Les résultats des modèles tiennent compte des occurrences à leur emplacement actuel, sans intervention pour les remettre en état après chaque tempête.

L'augmentation de la température en raison des changements climatiques (voir la section **Températures extrêmes**) peut réduire la couverture de glace hivernale en milieu marin, amplifiant les conséquences des tempêtes. Dans le golfe du Saint-Laurent, la saison des glaces est plus courte que par le passé (Ouranos, 2015). Pour l'horizon 2041-2070, les modèles prévoient une prise des glaces plus tardive, retardée de 10 à 20 jours, et un raccourcissement de la saison des glaces de 20 à 30 jours par rapport à la période 1982-2011. La concentration annuelle maximale de glace pourrait diminuer de 67 % dans cette région (Ouranos, 2015). La couverture de glace protège les plages, car elle réduit la zone de fetch disponible et permet aux vagues de se briser avant d'arriver sur la plage (Lasalle NHC, 2019).

Étant donné la taille et la superficie limitées de chaque occurrence, une tempête peut facilement toucher tous les individus qui s'y trouvent. Comme les occurrences sont isolées les unes des autres et se trouvent souvent sur des îles différentes, une recolonisation naturelle est très peu probable. En outre, la faible abondance et la faible capacité de reproduction (voir la section **Facteurs limitatifs**) limitent la capacité de chaque occurrence à survivre aux tempêtes.

### *11.1 Déplacement et altération de l'habitat [impact élevé]*

La superficie des écosystèmes côtiers de l'archipel de Mingan est susceptible d'être réduite par l'érosion côtière et l'élévation du niveau de la mer. Une étude portant sur le golfe du Saint-Laurent et l'estuaire du Saint-Laurent estime que, d'ici 2060, la perte de milieux côtiers à cause de l'érosion et de la submersion pourrait atteindre 25 % et 23 %, respectivement (Bernatchez *et al.*, 2016). L'élévation du niveau de la mer augmentera

également l'impact des tempêtes. D'après la projection médiane du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), l'élévation relative du niveau de la mer sera de 30 à 75 cm pour le golfe du Saint-Laurent pendant la période 2081-2100 par rapport à la période 1986-2005 (Ouranos, 2015). Ces élévations seront légèrement plus faibles sur la rive nord en raison du lent relèvement isostatique qui se produira d'ici 2100.

Après la dernière glaciation, le relèvement isostatique a permis à l'archipel de Mingan d'émerger progressivement de la mer. L'habitat des chardons a évolué pendant des milliers d'années dans un contexte de baisse relative du niveau de la mer permettant aux plages de s'étendre (Lasalle NHC, 2019). En raison des changements climatiques, l'archipel est en train de faire la transition vers un système d'élévation continue du niveau relatif de la mer qui rend cet habitat vulnérable et pourrait entraîner sa disparition (Lasalle NHC, 2019). Ces changements rapides ne laissent pas suffisamment de temps aux populations locales pour qu'elles s'adaptent à leur nouveau milieu, à cause, entre autres, du faible nombre d'individus et de la faible capacité de reproduction et de dispersion de l'espèce (voir la section **Facteurs limitatifs**).

La hausse des températures et l'allongement de la période de végétation (Ouranos, 2015) peuvent entraîner une croissance plus rapide des arbres et une accélération de l'empiétement de la forêt. Sans intervention, des parcelles d'habitat seront perdues (voir la section **Tendances en matière d'habitat**), et les individus de l'espèce mourront avant de se reproduire en raison du manque de lumière.

### *11.3 Températures extrêmes [impact moyen]*

Les hivers peu enneigés, combinés à des températures basses, peuvent avoir de graves répercussions sur le chardon écaillé. Les bourgeons qui assurent sa survie se trouvent près de la surface du sol et ont besoin d'une couverture neigeuse pour être bien protégés. Au cours des dernières années, on a observé, à quelques reprises, des épisodes de pluie hivernale suivis d'une période de froid. Les données de la station météorologique de Rivière-au-Tonnerre (Environment and Climate Change Canada, 2019) montrent que d'importantes quantités de pluie sont tombées durant les trois hivers où les taux de survie observés ont été les plus faibles. De plus, l'épaisseur moyenne de neige au sol pour les mois de décembre à février de ces années a varié de 2,7 à 26,2 cm, alors que la moyenne de 1980 à 2019 était de 36,0 cm.

Une augmentation des températures annuelles de 2,0 à 4,3 °C est prévue dans la région du golfe du Saint-Laurent pour la période 2041-2070 (Ouranos, 2015). Cette augmentation sera plus marquée en hiver (de décembre à février : 2,3 à 4,8 °C). Les températures hivernales plus élevées augmenteront l'incidence des épisodes de pluie hivernaux, réduisant la couverture neigeuse au sol. Des changements significatifs de la couverture neigeuse sont attendus dans la région du golfe du Saint-Laurent, principalement sur la rive nord, avec une réduction prévue de la durée de la couverture neigeuse de 45 à 75 jours pour la période 2041-2070 par rapport à celle de 1970-1999 (Ouranos, 2015).

## 11.2 Sécheresses [*impact moyen – faible*]

De 1995 à 1997, la sécheresse a été une cause importante de mortalité et de réduction de la taille des individus de l'espèce (Nantel et Cantin, 1998b). Le substrat de sable et de gravier qui caractérise la plupart des sites d'occurrences et l'exposition du littoral au soleil et au vent pourraient accroître l'effet des sécheresses. Durant la sécheresse de l'été 2013, des plantes de chardon écaillé séchées et flétries ont été observées au site de l'occurrence 11 (figure 4), mais l'effet de cette sécheresse sur la survie de ces plantes n'a pas été évalué.

Bien que les modèles climatiques prévoient une augmentation de 5 à 13 mm des précipitations annuelles entre 2041 et 2070 dans la région du golfe du Saint-Laurent, les projections des précipitations en été et en automne ne sont pas uniformes (Ouranos, 2015) : certains modèles prévoient une légère diminution, alors que d'autres prévoient une augmentation (été : -3 à 16 mm, automne : -1 à +11 mm). En ce qui concerne les périodes de sécheresse, les études sur les tendances passées ne font pas consensus (Ouranos, 2015), mais les projections à long terme (2081 à 2100) prévoient généralement des conditions plus sèches en été partout au Québec.

### Menace 6 (UICN). Intrusions et perturbations humaines

#### 6.1 Activités récréatives [*impact faible*]

La population de Mingan se trouve dans la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan, où 20 000 à 30 000 visites sont enregistrées chaque année. Les visiteurs peuvent faire de la randonnée et camper sur les îles. Seule l'occurrence 6 (figure 4) se trouve à proximité d'un site de camping pouvant accueillir six tentes tout au plus. Bien qu'il n'y ait pas de sentiers près des occurrences de chardon écaillé, la randonnée le long du littoral est autorisée, mais elle est toutefois déconseillée dans les endroits où le chardon écaillé est présent. De plus, il est demandé aux visiteurs de rester dans la zone littorale exempte de végétation. Les visiteurs peuvent débarquer de leur bateau à n'importe quel endroit. Trois occurrences (4, 5, 6) (figure 4) se trouvent à des endroits où les plaisanciers s'arrêtent habituellement, mais ces visiteurs restent généralement sur la plage sablonneuse où le chardon écaillé n'est pas présent. Occasionnellement, des résidents locaux cueillent des petits fruits près de plantes de chardon écaillé. Des clôtures et des panneaux de sensibilisation ont été installés pour empêcher le piétinement. Les incidents liés aux activités récréatives sont rares et ne touchent que très peu de plantes. Les mesures mises en place ont permis d'atténuer les impacts.

## Facteurs limitatifs

### Population des Rocheuses :

Le principal facteur ayant un effet limitatif sur la réaction de la population aux efforts de rétablissement/conservation est le cycle vital monocarpique de l'espèce. Le fait qu'un individu ne puisse se reproduire qu'une seule année rend le chardon écailleux plus sensible aux perturbations que les espèces qui se reproduisent sur plusieurs années. Les perturbations, telles que l'herbivorie, la sécheresse, les dommages mécaniques et les attaques du charançon du chardon penché, peuvent réduire le taux de reproduction, ce qui peut limiter la taille d'une occurrence et la capacité à coloniser l'habitat convenable inoccupé.

Le fait d'être l'espèce de chardon qui fleurit le plus tôt augmente la probabilité d'une infestation par le charançon du chardon penché, ce qui réduit la production de graines. La production réduite de graines, associée à leur distance de dispersion qui est limitée par rapport à la distance de dispersion du charançon du chardon penché, réduit probablement la capacité du chardon écailleux à recoloniser une zone ayant été perturbée.

### Population de Mingan :

Quatre facteurs sont considérés comme limitatifs. Le premier est le faible taux de reproduction. De 1995 à 2018, le nombre d'individus florifères de la population de Mingan a varié de 2 à 23 par année (moyenne de 9,1). La proportion de graines mûres est très variable (voir la section **Cycle vital et reproduction**). La pollinisation par les insectes (voir la section **Relations interspécifiques**) et le nombre d'individus florifères par occurrence pourraient influencer sur les taux de fertilité; le taux de fécondation des fleurs était d'environ 90 % au site d'occurrence où le nombre d'individus florifères était le plus élevé (Nantel et Cantin, 1998a). Le nombre moyen d'individus florifères dans chacune des occurrences varie de 0,05 à 5,2 par année. Il est souvent arrivé qu'aucun individu ne fleurisse pendant de nombreuses années dans certains sites d'occurrences. Une période sans floraison de jusqu'à 20 ans a été observée pour l'occurrence 10 (figure 4). Pour l'ensemble de la population de Mingan, le nombre d'individus florifères, la proportion de grandes rosettes fleurissant l'année suivante et le nombre de capitules par individu ont tous diminué depuis 1995 (Daigle, 2017).

La faible compétitivité et l'habitat restreint constituent le deuxième facteur limitatif. Dans l'archipel de Mingan, un certain nombre d'espèces poussent dans l'environnement immédiat du chardon écailleux, et la plupart d'entre elles sont indigènes. Les besoins spécialisés de l'espèce à l'égard de son habitat contribuent à sa rareté dans l'archipel de Mingan (voir la section **Besoins en matière d'habitat**). Dans cet habitat restreint, la croissance d'arbustes tels que la shépherdie du Canada (*Shepherdia canadensis*), le cornouiller hart-rouge (*Cornus sericea*) et le raisin d'ours (*Arctostaphylos uva-ursi*), de plantes herbacées telles que le carex capillaire (*Carex capillaris*) et de certaines mousses et certains lichens, peut limiter la croissance du chardon écailleux et entraîner la perte d'individus, car ces espèces limitent la quantité de lumière disponible et étouffent les individus de chardon écailleux qui ne semblent plus capables de pousser. Le chardon écailleux peut survivre quelques années dans des conditions de faible luminosité en restant au stade de rosette, mais la plupart des individus mourront sans fleurir dans ces conditions. Presque tous les individus qui poussaient parmi des lichens ou des carex capillaires sont restés petits et sont morts avant de fleurir (Dénomée, 1998-2019).

Bien que le nombre de répétitions soit faible ( $n = 4$ ), aucune des 84 graines dispersées dans les zones couvertes de mousses n'a germé l'année suivante. L'abondance de mousses s'est accrue à l'occurrence 2 (figure 4), située dans une communauté de plantes herbacées, à l'abri des tempêtes. Le taux de recrutement naturel est très faible au site de cette occurrence, bien que des individus fleurissent chaque année. La présence d'une végétation dense et haute pourrait également avoir contribué au déclin du recrutement.

L'impact des espèces sauvages est un autre facteur limitatif. Certaines espèces qui se nourrissent de graines de chardon écailleux ont été identifiées (voir la section **Relations interspécifiques**). De 2017 à 2019, la proportion de graines mûres consommées ou endommagées par des insectes a varié de 1,1 à 3,3 %<sup>5</sup>. En récoltant des graines pour les semer, le personnel de Parcs Canada a observé que la prédation des graines était plus importante vers la fin de leur période de maturation.

Le broutage par le lièvre d'Amérique peut être important certaines années (voir la section **Relations interspécifiques**). L'impact sur la survie, la croissance et la floraison des plantes de chardon écailleux n'a pas été évalué, mais il est probablement significatif lorsque toutes les feuilles ont été broutées.

La présence de nombreuses fourmilières dans certains sites d'occurrences est de plus en plus préoccupante. Les fourmis tuent les rosettes de chardon écailleux lorsqu'elles creusent leurs fourmilières, ce qui réduit aussi l'habitat disponible.

Enfin, dans l'archipel de Mingan, les graines de chardon écailleux se dispersent principalement à proximité des plantes-mères (voir la section **Dispersion**). La colonisation de nouveaux sites est donc très limitée.

---

<sup>5</sup> Il s'agit d'une sous-estimation de l'effet de la prédation, car toutes les graines sont récoltées pour l'ensemencement une fois par semaine, ce qui limite les possibilités de prédation. De plus, il est difficile de quantifier la proportion réelle de graines ayant fait l'objet de prédation, car certaines d'entre elles sont dévorées avant qu'elles ne mûrissent.

## Nombre de localités

### Population des Rocheuses :

Le charançon du chardon penché constitue la menace la plus grave, et c'est donc celle qui convient le mieux pour déterminer le nombre de localités. La zone de la population des Rocheuses comprend de 2 à 4 localités, en supposant qu'il faudra plus d'une génération (3,8 ans) pour voir un déclin grave (> 50 %) de la population. Les déclin documentés (tableaux 2 et 3) sur une période de 14 à 17 ans sont, pour la plupart, de plus de 80 %, mais leur répartition est inconnue. Des relevés sur le terrain (Achuff, 2002-2019) ont révélé la présence du charançon du chardon penché dans toute la zone de la population des Rocheuses. On estime que la propagation de cet insecte s'est produite en l'espace de 25 ans tout au plus et probablement en moins de temps. Les charançons constituent une menace grave et permanente qui ne diminuera probablement pas, même si la population de chardon écaillé se trouve fortement réduite, compte tenu de la présence d'autres chardons hôtes qui tolèrent mieux les charançons.

### Population de Mingan :

Les tempêtes sont la menace la plus grave, leur impact étant amplifié par l'élévation du niveau de la mer causée par le réchauffement climatique, qui réduit également la couverture de glace de mer. Différentes options sont envisagées dans ce rapport pour déterminer le nombre de localités. Selon l'option retenue, de deux à six localités pourraient être établies en fonction de cette menace (tableau 7). L'approche, conforme à la « définition de "localité" par rapport au changement climatique » de l'IUCN (IUCN Standards and Petitions Committee, 2019), tient compte du fait qu'une tempête ne touche pas toutes les occurrences de la même manière en fonction de leur altitude et de leur niveau d'exposition aux vagues. Dans la première option, les occurrences sont regroupées en six localités compte tenu de la similarité des effets observés lors des tempêtes entre 2010 et 2016 (tableau 6). La similarité des effets observés a été déterminée selon la nature de la perturbation et la proportion d'individus touchés, et selon le fait qu'une occurrence a été touchée par une ou plusieurs tempêtes. Les autres options sont basées sur quatre conditions hydrodynamiques jugées nécessaires à la persistance du chardon écaillé (Lasalle NHC, 2019) : une faible agitation des vagues, l'absence de vagues déferlantes, l'absence de débris flottants, et une couverture suffisante par l'eau de mer. Le fait que les occurrences présentent ou non cette combinaison de conditions lors de la modélisation des tempêtes (Lasalle NHC, 2019) pourrait donner soit trois localités dans les conditions climatiques actuelles (option 2), soit deux localités dans les conditions climatiques futures (option 3).

**Tableau 7. Répartition des occurrences de la population de Mingan en localités selon trois options.**

	<b>Option 1 (6 localités)</b>	<b>Option 2 (3 localités)</b>	<b>Option 3 (2 localités)</b>
<b>Occurrences</b>	1	1, 4, 5, 10, 11	1, 4, 5, 6, 7, 10, 11
	2, 3	2, 3	2, 3
	4, 5	6, 7	
	6, 7		
	10		
	11		

Remarque : Option 1 : cette option est basée sur les conséquences observées pendant les tempêtes survenues entre 2010 et 2016; Option 2 : cette option est basée sur les modèles des conditions hydrodynamiques au cours de tempêtes dans les conditions climatiques actuelles; Option 3 : cette option est basée sur les modèles des conditions hydrodynamiques au cours de tempêtes dans les conditions climatiques futures.

## **PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS**

### **Statuts et protection juridiques**

Le chardon écailleux est actuellement désigné espèce menacée aux termes de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* du Québec (1989). Aucune protection juridique ne lui est accordée par une autre instance.

### **Statuts et classements non juridiques**

NatureServe a attribué au chardon écailleux (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*) la cote G5T5? (NatureServe, 2021) (non en péril à l'échelle mondiale en tant qu'espèce; la variété est considérée comme non en péril, mais une incertitude semble persister à propos de son statut taxinomique). La dernière révision de la cote mondiale remonte à 2009. Il est indiqué sur le site de NatureServe que la cote doit être revue. À l'échelle nationale, l'espèce est cotée N5 (non en péril) aux États-Unis et N3 (vulnérable) au Canada. À l'échelle infranationale au Canada, elle est cotée S1 (gravement en péril) au Québec, S2 (en péril) en Alberta et S3 (vulnérable) en Colombie-Britannique. Aux États-Unis, elle est cotée S4S5 (apparemment non en péril à non en péril) au Montana et S2 (en péril) au Wyoming. À noter que, pour l'Alberta et le Montana, les cotes ont été attribuées au *C scariosum*, car la variété n'a pas été cotée.

### **Protection et propriété de l'habitat**

#### Population des Rocheuses :

Cette population se trouve principalement sur des terres publiques (parc national des Lacs-Waterton, en Alberta; parc provincial Akamina-Kishenina, en Colombie-Britannique; ainsi que sur des terres provinciales de la Couronne en Alberta et en Colombie-Britannique), une petite partie de la population se trouvant sur des terres privées, dont certaines sont gérées par des organismes de conservation privés. Le chardon écailleux est aussi présent dans la réserve indienne Blood (concession forestière 148a), qui est adjacente au PNLW.

Environ 1 000 km<sup>2</sup> des 3 181 km<sup>2</sup> de la zone d'occurrence, soit à peu près un tiers, sont gérés à des fins de conservation par des organismes publics et privés. Bien que les pratiques de gestion actuelles soient susceptibles de maintenir un habitat convenable à long terme dans une grande partie de l'aire de répartition du chardon écaillé, certaines occurrences subissent des effets négatifs du pâturage du bétail et des activités de lutte contre les mauvaises herbes. Toutefois, la menace la plus grave pour le chardon écaillé n'est pas liée à l'habitat, mais aux effets du charançon du chardon penché.

#### Population de Mingan :

Cette population est confinée sur quatre îles de l'archipel de Mingan qui font partie de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan.

## REMERCIEMENTS

#### Population des Rocheuses :

La plupart des travaux réalisés ont reçu l'appui de Parcs Canada, tant des responsables du parc national des Lacs-Waterton que du Bureau national pour le programme sur les espèces en péril. Les observations du chardon écaillé ont souvent été réalisées dans le cadre de relevés sur le terrain ciblant d'autres espèces en péril. Les relevés du pin à écorce blanche (*Pinus albicaulis*), du pin flexible (*P. flexilis*) et de l'isoète de Bolander (*Isoetes bolanderi*), en particulier, se sont avérés très utiles. Ces travaux ont été possibles grâce à une série de permis de recherche et de collecte délivrés par Parcs Canada, le dernier étant le permis WL-2019-32079.

Les rédacteurs remercient les personnes suivantes de leur aide et d'avoir fourni des renseignements : John Bain, Cheryl Bradley, Richard Caners, Varina Crisfield, (feu) Bill Cody, Adam Collingwood, Bill Dolan, Marta Donovan, Dorothy Fabijan, Lorne Fitch, Joanne Golden, Shane Hansen, Barb Johnston, Matt Lavin, Peter Lesica, Adrian Leslie, Tony McCue, Jenifer Penny, Simon Piché-Mongeon, Celina Praymak, Wilf Schofield, Rob Sissons, Iain Smith, Cyndi Smith, Jana Vamosi et Drjas Vujnovic. De plus, l'aide apportée par Joanne Golden et Cyndi Smith pour le suivi sur le terrain de la population des Rocheuses a été particulièrement utile.

#### Population de Mingan :

La plupart des travaux réalisés ont aussi reçu l'appui de Parcs Canada. Les rédacteurs remercient tous ceux et celles qui ont contribué à améliorer ce rapport par leurs commentaires et suggestions : Jacques Labrecque, Andrée Nault, Stéphanie Pellerin, Aurore Perot et Marie-Claude Roy. Ils remercient Sydney Allen pour la préparation des cartes.

L'aide des réviseurs du Sous-comité de spécialistes des plantes vasculaires du COSEPAC et de divers organismes fédéraux et provinciaux est appréciée.

## **EXPERTS CONTACTÉS**

Allen, Sydney, agent de projets scientifiques et SIG, Secrétariat du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Cyr, Angèle, agente de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Court, Gordon, Provincial Wildlife Status Biologist, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta).

Donovan, Marta, botaniste, BC Conservation Data Centre, Victoria (Colombie-Britannique).

Gutsell, Robin, Wildlife Status Biologist, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta).

Labrecque, Jacques, botaniste, Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec (Québec).

Millkan, Rhonda, Head, Population Assessment, Service canadien de la faune, Delta (Colombie-Britannique).

Nault, Andrée, chercheuse, Biodôme / Espace pour la vie, Montréal (Québec).

Neufeld, Candace, Grassland Ecologist, Service canadien de la faune, Saskatoon (Saskatchewan).

Pellerin, Stéphanie, professeure associée et chercheuse, Institut de recherche en biologie végétale, Montréal (Québec).

Penny, Jenifer, Program Botanist, BC Conservation Data Centre, Victoria (Colombie-Britannique).

Perot, Aurore, gestionnaire, Conservation des ressources, Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Havre-St-Pierre (Québec).

Piché, Vincent, technicien, Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec (Québec).

Pruss, Shelley, Species Conservation Specialist, Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta).

Roy, Marie-Claude, écologiste principale, Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Havre-St-Pierre (Québec).

Schnobb, Sonia, spécialiste du soutien aux programmes, Secrétariat du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Soares, Rosana, agente de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Ottawa (Ontario).

Vujnovic, Drjas, Parks Zoologist, ACIMS, Alberta Environment and Parks, Edmonton (Alberta).

Wayland, Mark, chef, Service canadien de la faune, Saskatoon (Saskatchewan).

Wilson, Greg, Aquatic Species At Risk Specialist, BC Environment and Climate Change Strategy, Victoria (Colombie-Britannique).

## SOURCES D'INFORMATION

Achuff, P.L. 2002-2019. Notes de terrain détenues par l'auteur, Canmore (Alberta).

Achuff, P.L. 2019. *Cirsium scariosum* (meadow thistle): monitoring and status in Waterton Lakes National Park. Report to Parks Canada, Waterton Park, Alberta. 36 pp.

Alberta Conservation Information System. 2019. *Cirsium scariosum*. Site Web : <https://albertaparks.ca/albertaparksca/management-land-use/alberta-conservation-information-management-system-acims/> [consulté en avril 2019].

Arnett, A. et S.M. Louda. 2000. Predicting non-target ecological effects of biological control agents: Evidence from *Rhinocyllus conicus*. Pp. 551-567 in N.R. Spencer (ed.), Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, Montana State University, Bozeman, Montana, USA.

BC-Conservation Data Centre. 2019. *Cirsium scariosum*. Site Web : <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/plants-animals-ecosystems/conservation-data-centre> [consulté en février 2019].

BC FLNRORD. 2019. Biological control. BC Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development. Priorities for testing biocontrol agents for BC.

Bernatchez, P., S. Jolicoeur, C. Quintin, J.-P. Savard, M. Corriveau, S. O'Carroll, D. Bérubé, M. Garneau, G.L. Chmura, T. Nguyen-Quang, C.K. Lieou, D. Torio, L. Van Ardenne, H. Sammari et M. St-Pierre. 2016. Impacts des changements climatiques et des contraintes physiques sur le réajustement des écosystèmes côtiers (coastal squeeze) du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent (GESL) et évaluation des mesures d'atténuation de ces impacts. Rapport de recherche présenté à Ouranos et à Ressources naturelles Canada, 204 p.

Bourchier, R., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à P.L. Achuff*, mai 2019, chercheur, Agriculture et agroalimentaire Canada, Lethbridge (Alberta).

- Bush, E. et D.S. Lemmen (eds.). 2019. Canada's changing climate report. chap 8 – Changes in Canada's regions in a national and global context. Site Web : <https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/2/2019/01/CCCR-Chapter8-ChangesInCanadasRegionInANationalGlobalContext.pdf> [consulté en septembre 2019]. [Également disponible en français : Bush, E. et D.S. Lemmen (éd.). 2019. Rapport sur le climat changeant du Canada. Chap. 8 – Le contexte national et mondial des changements régionaux au Canada. Site Web : [https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/2/2019/01/RCCC\\_Chapitre8-ContextenationalemondialdeschangementsregionauxauCanada.pdf](https://changingclimate.ca/site/assets/uploads/sites/2/2019/01/RCCC_Chapitre8-ContextenationalemondialdeschangementsregionauxauCanada.pdf)].
- CABI (Commonwealth Agricultural Bureaux International). 2019. *Rhinocyllus conicus* (thistle-head weevil), Invasive species compendium. Site Web : <http://www.cabi.org/ISC/datasheet/47083#C67DDA6-6EAC-462A-9B82-5A413B92CDC5> [consulté en mars 2019].
- Canadian Endangered Species Conservation Council. 2016. Wild Species 2015: The General Status of Species in Canada. National General Status Working Group, base de données du rapport. Site Web : <https://www.wildspecies.ca/reports> [consulté en août 2020]. [Également disponible en français : Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2016. Espèces sauvages 2015 : la situation générale des espèces au Canada. Groupe de travail national sur la situation générale, base de données du rapport. Site Web : <https://www.wildspecies.ca/fr/rapports>].
- Consortium of Pacific Northwest Herbaria. 2019. *Cirsium scariosum*. Site Web : <http://www.pnwherbaria.org/> [consulté en avril 2019].
- COSEWIC. 2018a. COSEWIC Guidelines on Manipulated Wildlife Species. Approved by COSEWIC November 2018. Site Web : <http://cosewic.ca/index.php/en-ca/reports/preparing-status-reports/guidelines-manipulated-wildlife-species>. [consulté en novembre 2019]. [Également disponible en français : COSEPAC. 2018a. Lignes directrices du COSEPAC concernant les espèces sauvages manipulées. Approuvé par le COSEPAC en novembre 2018. Site Web : <https://cosewic.ca/index.php/fr/rapports/preparation-rapports-situation/lignes-directrices-concernant-les-especes-sauvages-manipulees.html>].
- COSEWIC. 2018b. Instructions for the Preparation of COSEWIC Status Reports. Approved by COSEWIC November 2018. Site Web : <http://cosewic.ca/index.php/en-ca/reports/preparing-status-reports/instructions-preparing-status-reports> [consulté en septembre 2019]. [Également disponible en français : COSEPAC. 2018b. Directives pour la rédaction de rapports de situation du COSEPAC. Approuvées par le COSEPAC en novembre 2018. Site Web : <https://cosewic.ca/index.php/fr/rapports/rapport-de-situation/directives-redaction-rapports-situation.html>].

- COSEWIC. 2019. Guidelines for recognizing designatable units. Site Web : <http://cosewic.ca/index.php/en-ca/reports/preparing-status-reports/guidelines-recognizing-designatable-units> [consulté en avril 2019]. [Également disponible en français : COSEPAC. 2019. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. Site Web : <https://cosewic.ca/index.php/fr/rapports/preparation-rapports-situation/lignes-directrices-reconnaitre-unites-designables.html>].
- Cronquist, A. 1994. *Cirsium scariosum*, in Intermountain Flora: Vascular Plants of the Intermountain West, USA, (A. Cronquist, A.H. Holmgren, N.H. Holmgren, J.L. Reveal et P.K. Holmgren), vol. 5, Asterales, pp. 406-408. New York Botanical Garden, Bronx, New York.
- C.V. Starr Virtual Herbarium. 2019. New York Botanical Garden, Bronx, New York. Site Web : <http://sweetgum.nybg.org/science/vh/> [consulté en mai 2019].
- Daigle, G. 2017. Résultats de l'analyse des données sur les populations de chardon écailléux de la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Université Laval, Service de consultation statistique, Québec (Québec).
- De Clerck-Floate, R. et H. Cárcamo. 2011. Biocontrol Arthropods: New Denizens of Canada's Grassland Agroecosystems. In *Arthropods of Canadian Grasslands (Volume 2): Inhabitants of a Changing Landscape*. Edited by K. D. Floate. Biological Survey of Canada. pp. 291-321.
- Dennis B., P.L. Munholland et J.M. Scott. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. *Ecological Monographs* 61:115–143.
- Dénommée, N. 1998-2019. Notes de terrain et bases de données de Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Havre-St-Pierre (Québec).
- Dénommée, N. 2011. Activités de rétablissement, de suivi et d'éducation pour le chardon de Mingan (*Cirsium scariosum* var. *scariosum*) – Compte-rendu 1995-2010. Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Havre-St-Pierre (Québec), 44 p.
- Dénommée, N. 2012. Restauration des colonies de chardon de Mingan (*Cirsium scariosum*) suite aux grandes marées de décembre 2010. Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Havre-St-Pierre (Québec), 12 p.
- Desrochers, A.M, J.F. Bain et S.I. Warwick. 1988. The biology of Canadian weeds. 89. *Carduus nutans* L. and *Carduus acanthoides* L. *Canadian Journal of Plant Science* 68:1053-1068.
- Douglas, G.W., G.B. Straley, D. Meidinger et J. Pojar (eds.). 1998. Illustrated flora of British Columbia, volume 1: Gymnosperms and Dicotyledonae (Aceraceae through Asteraceae). British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management and Ministry of Forests, Victoria, British Columbia. 346 pp.
- Douglas, G.W., D. Meidinger et J. Pojar (eds.). 2002. Illustrated flora of British Columbia, volume 8: General summary, maps and keys. British Columbia Ministry of Sustainable Resource Management and Ministry of Forests, Victoria, British Columbia. 457 pp.

- Downing, D.J. et W.W. Pettapiece (comps.). 2006. Natural regions and subregions of Alberta. Natural Regions Committee, Alberta Government Publication T/852: 254 pp.
- Dumas, S., comm. pers. 2018-2019. *Correspondance par courriel et appels téléphoniques à N. Dénommée*, entre janvier 2018 et juin 2019, horticulteur, Biodôme/Espace pour la vie, Montréal (Québec).
- Eckberg, J., E. Lee-Mader, J. Hopwood, S.F. Jordan et B. Borders. 2017. Native thistles: a conservation practitioner's guide. Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, Oregon, USA. 92 pp.
- E-Flora BC. 2019. *Cirsium scariosum*. Website : <https://linnet.geog.ubc.ca/Atlas/Atlas.aspx?sciname=Cirsium%20scariosum> [consulté en avril 2019].
- Environment and Climate Change Canada. 2019. Conditions météorologiques et climatiques passées – Données historiques – Station de Rivière-au-Tonnerre. Site Web : [https://climat.meteo.gc.ca/climate\\_data/daily\\_data\\_f.html?hlyRange=%7C&dlyRange=1965-11-01%7C2022-01-31&mlyRange=1965-01-01%7C2018-02-01&StationID=5650&Prov=QC&urlExtension=f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=1840&EndYear=2022&selRowPerPage=25&Line=0&searchMethod=contains&txtStationName=Riviere-au-Tonnerre+&timeframe=2&Day=5&Year=2019&Month=2#](https://climat.meteo.gc.ca/climate_data/daily_data_f.html?hlyRange=%7C&dlyRange=1965-11-01%7C2022-01-31&mlyRange=1965-01-01%7C2018-02-01&StationID=5650&Prov=QC&urlExtension=f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=1840&EndYear=2022&selRowPerPage=25&Line=0&searchMethod=contains&txtStationName=Riviere-au-Tonnerre+&timeframe=2&Day=5&Year=2019&Month=2#) [consulté en février 2019].
- Flannigan, M.D., K.A. Logan, B.D. Amiro, W.P. Skinner et B.J. Stocks. 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change* 72:1-16.
- Foden, W.B., S.H.M. Butchart, S.N. Stuart, J.-C. Vié, H.R. Akçakaya, A. Angulo, L.M. DeVantier, A. Gutsche, E. Turak, L. Cao, S.D. Donner, V. Katariya, R. Bernard, R.A. Holland, A.F. Hughes, S.E. O'Hanlon, S.T. Garnett, Ç.H. Şekercioğlu et G.M. Mace. 2013. Identifying the world's most climate change vulnerable species : A systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS ONE* 8(6): e65427. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065427>
- Gassmann, A. et S.M. Louda. 2001. *Rhinocyllus conicus*: Initial evaluation and subsequent ecological impacts in North America. pp. 147-183 in E. Wajjberg, J.K. Scott, and P.C. Quimby (eds.), *Evaluating indirect ecological effects of biological control*. CAB International.
- Gendreau, Y., A. Lachance, H. Gilbert, N. Casajus et D. Berteaux. 2016. Analyse des effets des changements climatiques sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. Bureau d'écologie appliquée, Saint-Étienne-de-Lauzon (Québec) 59 p.
- Goeden, R.D. et D.W. Richer. 1985. Seasonal asynchrony of Italian Thistle (*Cirsium pycnocephalum*) and the weevil *Rhinocyllus conicus* (Coleoptera: Curculionidae) introduced for biological control in southern California. *Entomology* 14:433-436.
- Golden, J.L., P. Achuff et J.F. Bain. 2008. Genetic divergence of *Cirsium scariosum* in eastern and western Canada. *Ecoscience* 15:293-297.

- Gremer, J.R. et A. Sala. 2013. It is risky out there: the costs of emergence and the benefits of prolonged dormancy. *Oecologia* 172:937-947.
- Grondin, P., J.-P. Berger, Y. Landry et P. Leboeuf. 2007. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5j – île d’Anticosti et îles de Mingan de même que 5k – Îles de la Madeleine, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de l’analyse et de la diffusion des informations forestières et écologiques, Québec (Québec), 135 p.
- Hanes, C.C., X. Wang, P. Jain, M-A. Parisien, J.M. Little et M.D. Flannigan. 2019. Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research* 49:256-269.
- Harris, P. 1981. *Carduus nutans* L., nodding thistle and *C. acanthoides* L., plumeless thistle (Compositae). pp. 115-126 in J.S. Keldeher and M.A. Hulme (eds.), Biological control programmes against insects and weeds in Canada 1959-1968. CIBC, Technical Communication 4, Commonwealth Agricultural Bureaux, Slough, United Kingdom.
- Harris, P. et H. Zwolfer. 1971. Biological control of weeds in Canada, 1955-1968. 29. *Carduus acanthoides* L., walted thistle and *Carduus nutans* L., nodding thistle (Compositae). Technical Committee, Commonwealth Institute of Biological Control 4:76-79.
- Holmes E.E. 2004. Beyond theory to application and evaluation: diffusion approximations for population viability analysis. *Ecological Applications* 14:1272–1293.
- IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Site Web : <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines> [consulté en décembre 2019]. [Également disponible en français : Comité des normes et des pétitions de l’UICN. 2019. Lignes directrices pour l’utilisation des Catégories et Critères de la Liste rouge de l’UICN. Version 14. Élaborées par le Comité des normes et des pétitions. Site Web : <https://www.iucnredlist.org/fr/resources/redlistguidelines>].
- Keil, D.J. 2006. *Cirsium scariosum*. pp. 154-159 in Flora of North America Editorial Committee, Flora of North America, volume 19: Magnoliophyta: Asteridae, part 6: Asterales, part 1, Asteraceae, part 1, Oxford University Press, New York, USA.
- Kok, L.T. 2019. *Rhinocyllus conicus* (Coleoptera: Curculionidae). Biological control: a guide to natural enemies in North America, Cornell University. Site Web : [http://www.nysaes.cornell.edu/biocontrol/weedfeeders/rhinocyllus\\_c.html](http://www.nysaes.cornell.edu/biocontrol/weedfeeders/rhinocyllus_c.html) [consulté en mars 2019].
- Kuijt, J. 1982. A flora of Waterton Lakes National Park. University of Alberta Press, Edmonton, Alberta. 684 pp.

- Lasalle NHC. 2019. Analyse des conditions hydrodynamiques des colonies de chardons de Mingan. Rapport présenté à Parcs Canada, Unité de gestion de Mingan, Montréal (Québec), 100 p.
- Le Groupe Dryade. 1986. Flore vasculaire de l'archipel de Mingan. Tome 1 : Description et analyse. Rapport présenté à Parcs Canada, Québec (Québec), 221 p.
- Lesica, P. et B.W. Steele. 1994. Prolonged dormancy in vascular plants and implications for monitoring studies. *Natural Areas Journal* 14:209-214.
- Marie-Victorin, Fr. 1925. Sur quelques composées nouvelles, rares ou critiques du Québec oriental. *Contributions du Laboratoire de botanique de l'Université de Montréal* 5:79-96.
- Marie-Victorin, Fr. 1938. Phytogeographical problems of eastern Canada. *American Midland Naturalist* 19:489-558.
- Marie-Victorin, Fr. et Fr. Rolland-Germain. 1969. Flore de l'Anticosti-Minganie. Presses de l'Université de Montréal, Montréal (Québec), 527 p.
- Master, L. L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G. A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk. NatureServe, Arlington, Virginia. 64 pp.
- Meidinger, D. et J. Pojar (eds.). 1991. Ecosystems of British Columbia. British Columbia Ministry of Forests, Victoria, British Columbia, Special Report Series 6. 330 pp.
- Montana Natural Heritage Program. 2019. Columbian Ground Squirrel – *Urocitellus columbianus*. Montana Natural Heritage Program and Montana Fish, Wildlife and Parks, Helena, Montana. Site Web : <http://fieldguide.mt.gov/speciesDetail.aspx?elcode=AMAFB05070> [consulté en mai 2019].
- Moore, R. J. et C. Frankton. 1967. Cytotaxonomy of foliose thistles (*Cirsium* spp. aff. *C. foliosum*) of western North America. *Canadian Journal of Botany* 47:1733-1749.
- Morris, W. F. et D. F. Doak. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Press, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Morisset, P. 1971. Endemism in the vascular plants of the Gulf of St. Lawrence region. *Naturaliste canadien* 98:167-177.
- Morisset, P., comm. pers. 2003. *Discussion avec N. Dénommée*, juillet 2003, botaniste, professeur à la retraite, Université Laval, Québec (Québec).
- Nantel, P. et D. Cantin. 1998a. La situation du chardon écaillé (*Cirsium scariosum*) au Québec. Rapport présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec (Québec), 37 p.
- Nantel, P. et D. Cantin. 1998b. Viabilité des populations de *Cirsium scariosum* et de *Cypripedium passerinum* à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan. Rapport présenté à Parcs Canada, Québec (Québec), 76 p.

- Nantel, P.L., J. Jones et C. Drake. 2018. Viability of multiple populations across the range of a species at risk: The case of Pitcher's Thistle, *Cirsium pitcheri*, in Canada. *Global Ecology and Conservation* 16:e00445. 16 pp.
- NatureServe. 2021. *Cirsium scariosum*. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web]. Version 7.0. NatureServe Arlington, Virginia. Site Web : <http://explorer.natureserve.org> [consulté en février 2021].
- Nault, A., comm. pers. 2018-2019. *Correspondance par courriel et appels téléphoniques à N. Dénommée*, entre janvier 2018 et juin 2019, horticulteur, Biodôme/Espace pour la vie, Montréal (Québec).
- Ouranos. 2015. Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Édition 2015. Montréal (Québec), 415 p.
- Packer, J.G. 1983. *Flora of Alberta, Second Edition*. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 687 pp.
- Pemberton, R.W. 2000. Predictable risk to native plants in weed biological control. *Oecologia* 125:489-494.
- Penny, J., comm. pers. 2021. *Correspondance par courriel adressée à D. Meidinger*, 24 novembre 2021, botaniste, British Columbia Conservation Data Centre, Victoria (Colombie-Britannique).
- Piché-Mongeon, S., comm. pers. 2019. *Correspondance par courriel adressée à P. Achuff*, mai 2019, étudiant diplômé, Département de biologie, Université d'Ottawa, Ottawa (Ontario).
- Piché-Mongeon, S., comm. pers. 2021. *Correspondance par courriel et appel téléphonique à N. Dénommée*, février 2021, étudiant diplômé, Département de biologie, Université d'Ottawa, Ottawa (Ontario).
- Rose, K.E., S.M. Louda et M. Rees. 2005. Demographic and evolutionary impacts of native and invasive insect herbivores: a case study with Platte thistle, *Cirsium canescens*. *Ecology* 86:453-465.
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology* 22:897-911.
- Saxena, P.K., comm. pers. 2018. *Correspondance par courriel adressée à N. Dénommée*, novembre 2008, professeur et directeur, Gosling Research Institute for Plant Preservation (Institut de recherche Gosling pour la préservation des plantes), Département d'agriculture végétale, Université de Guelph, Guelph (Ontario).
- Shefferson, R.P. 2009. The evolutionary ecology of vegetative dormancy in mature herbaceous plants. *Journal of Ecology* 97:1000-1009.
- Sheppard, A.W., J.M. Cullen et J.P. Aeschlimann. 1994. Predispersal seed predation on *Carduus nutans* (Asteraceae) in southern Europe. *Acta Oecologica* 15:529-541.

- Skarpaas, O. et K. Shea. 2007. Dispersal patterns, dispersal mechanisms and invasive wave speeds for invasive thistles. *American Naturalist* 170:421-430.
- Stubben, C. et B. Milligan 2007. Estimating and Analyzing Demographic Models using the popbio Package in R. *Journal of Statistical Software* 22(11).  
[www.jstatsoft.org/v22/i11](http://www.jstatsoft.org/v22/i11)
- Texas A&M. 2019. Thistle head weevil, Biological control of weeds in Texas, Department of Entomology, Texas A&M University. Site Web :  
<https://bc4weeds.tamu.edu/agents/thistleheadweevil/> [consulté en mars 2019].
- Tuomi, J., E.E. Crone, J.R. Gremer, A. Jakalanienii, P. Lesica, B. Pedersen, S. Ramula et R.P. Shefferson. 2013. Prolonged dormancy interacts with senescence for two perennial herbs. *Journal of Ecology* 101:566-576.
- University of Colorado. 2019. Museum of Natural History Herbarium. Site Web :  
<https://www.gbif.org/dataset/7ed55b51-4336-4f74-a05a-274affe771f> [consulté en septembre 2019].
- University of Wyoming. 2019. Rocky Mountain Herbarium. Site Web :  
<http://uwyo.edu/botany/rocky-mountain-herbarium> [consulté en septembre 2019].
- Zwolfer, H. et P. Harris. 1984. Biology and host specificity of *Rhinocyllus conicus* (Froel.) (Col., Curculionidae), a successful agent for biocontrol of the thistle, *Carduus nutans* L. *Journal of Applied Entomology* 97:36-62.

## SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Nancy Dénommée a obtenu un baccalauréat en biologie (écologie) de l'Université du Québec à Montréal et un diplôme d'études supérieures spécialisées en gestion de la faune de l'Université du Québec à Rimouski. Elle travaille pour Parcs Canada à la réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan depuis 1996 et est responsable du suivi des plantes rares, dont le chardon écaillé, depuis 1998. Elle coordonne les activités de rétablissement de cette espèce depuis 2001 et a élaboré le protocole de suivi des plantes rares de la réserve de parc. Elle a rédigé de nombreux rapports en tant que personne-ressource sur la flore de l'archipel de Mingan.

Peter L. Achuff est un scientifique émérite de Parcs Canada et un ancien membre du COSEPAC. Il a rédigé ou corédigé cinq rapports de situation et détient des diplômes en botanique (systématique et écologie végétale) de l'Université du Montana, de l'Université Columbia (New York Botanical Garden) et de l'Université de l'Alberta. Au cours des 45 dernières années, il a travaillé principalement dans l'ouest et le nord de l'Amérique du Nord sur un éventail de projets portant sur l'inventaire et la surveillance des ressources naturelles, la gestion des aires protégées ainsi que la conservation des espèces et des plantes rares.

Patrick Nantel est titulaire d'un doctorat en sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Montréal et est conseiller scientifique au Bureau national de Parcs

Canada depuis 2002, où il travaille dans le cadre du programme de conservation et de restauration. Il a publié de nombreuses analyses de viabilité des populations d'espèces végétales dans des revues à comité de lecture. En 1995, il a commencé une étude démographique de la population de chardon écailleux de l'archipel de Mingan, qui se poursuit encore aujourd'hui. Il a été le membre représentant Parcs Canada au sein du COSEPAC de 2007 à 2017, période au cours de laquelle il a élaboré une norme pour la présentation des analyses de viabilité des populations dans les rapports de situation. Il préside actuellement le Comité aviseur sur la flore menacée du Québec, dont il est membre depuis 1999.

## **COLLECTIONS EXAMINÉES**

- Agriculture Canada – Ottawa (DAO)
- Musée canadien de la nature (CAN)
- Montana State University (MONT)
- Provincial Museum of Alberta (RAM), y compris l'Alberta Biodiversity Monitoring Institute
- Royal British Columbia Museum (V)
- University of Alberta (ALTA)
- University of British Columbia (UBC)
- University of Calgary (UAC)
- University of Lethbridge (LEA)
- University of Montana (MONTU)
- Parc national des Lacs-Waterton

Les bases de données en ligne ont permis d'examiner virtuellement de nombreux autres herbiers. Parmi ceux-ci, on retrouve : E-Flora BC (2019), Consortium of Pacific Northwest Herbaria (2019), Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique (2019), Alberta Conservation Information System (2019), C.V. Starr Virtual Herbarium – New York Botanical Garden (2019), University of Colorado (2019) et University of Wyoming (2019).

**Annexe 1. Observations du chardon écaillé dans les transects de la rivière Belly et du ruisseau Lone. Les *individus matures* comprennent les individus florifères et les rosettes de 30 cm et plus. Durée d'une génération = 3,8 ans; période de 3 générations = 12 ans. Le rapport « immat./mat. » est le rapport entre les rosettes immatures et les rosettes matures.**

Rivière Belly	20 02	20 03	20 04	20 05	20 06	20 07	20 08	09- 16	20 17	20 18	20 19	% sur 11 ans	% sur 17 ans
individus florifères	20	26	4	39	18	nd	33	nd	4	0	4		
ros. ≥ 30 cm	160	163	151	107	50	nd	18	nd	11	4	5		
individus matures	180	189	155	146	68	nd	51	nd	15	4	9	-82	-95
ros. < 30 cm	131	79	67	47	30	nd	5	nd	0	0	0		
tous les individus	311	268	222	193	98	nd	56	nd	15	4	9	-84	-97
immat./mat.	0,73	0,42	0,43	0,32	0,44	nd	0,10	nd	0	0	0		

Ruisseau Lone	20 02	20 03	20 04	20 05	20 06	20 07	20 08	09- 16	20 17	20 18	20 19	% sur 11 ans	% sur 17 ans
individus florifères	4	3	1	8	9	4	4	nd	11	nd	1		
ros. ≥ 30 cm	104	121	131	167	143	127	125	nd	37	nd	3		
individus matures	108	124	132	175	152	131	129	nd	48	nd	4	-97	-96
ros. < 30 cm	196	221	239	177	112	83	53	nd	19	nd	0		
tous les individus	304	345	371	352	264	214	182	nd	67	nd	4	-98	-99
immat./mat.	1,81	1,78	1,81	1,01	0,74	0,63	0,41	nd	0,40	nd	0		

Aux deux transects	20 02	20 03	20 04	20 05	20 06	20 07	20 08	09- 16	20 17	20 18	20 19	% sur 11 ans	% sur 17 ans
nombre total d'individus matures	288	313	287	321	220	nd	180	nd	63	nd	13	-93	-95
total de tous les individus I	615	613	593	545	362	nd	238	nd	82	nd	13	-95	-98

**Annexe 2. Relevés et suivi effectués à chacune des neuf occurrences de la population de Mingan de 1995 à 2019.**

Années	Méthode et fréquence des relevés
1995-1998	Dans huit des neuf occurrences : relevé annuel et suivi des individus. À l'occurrence 2 : suivi annuel des individus dans deux transects permanents (2 m × 20 m).
1998-2005	Dans huit des neuf occurrences : relevé annuel et suivi des individus. À l'occurrence 2 : suivi dans deux transects permanents (2 m × 20 m) tous les 3 ans, avec un relevé complet en 2003.
2006-2010	Dans huit des neuf occurrences : relevé des grandes rosettes tous les 3 ans et dénombrement annuel des individus florifères. À l'occurrence 11 : relevé annuel des grandes rosettes et des individus florifères.
2011-2016	Dans huit des neuf occurrences : relevé et suivi des individus tous les 3 ans, dénombrement annuel des individus florifères. À l'occurrence 11 : relevé annuel et suivi des individus.
2017-2018	Dans huit des neuf occurrences : relevé annuel et suivi des individus. À l'occurrence 2 : relevé annuel et suivi des individus dans les quadratsensemencés.
2019	Dans huit des neuf occurrences : relevé annuel et suivi des individus. À l'occurrence 2 : suivi des individus dans les quadratsensemencés.

**Annexe 3. Nombre total d'individus dans chaque occurrence de la population de Mingan (1995-2019).**

Occurrence Année	1	2	3	4	5	6	7	10	11	Total
1995	132	493	nd	nd	25	1	65	3	90	nd
1996	133	573	nd	nd	24	1	92	4	69	nd
1997	100	409	2	9	19	14	68	4	45	670
1998	106	nd	nd	9	19	14	64	5	106	nd
1999	79	nd	nd	9	18	14	42	4	96	nd
2000	99	270	1	9	15	19	44	5	167	629
2001	95	nd	2	13	13	27	43	12	244	nd
2002	133	nd	2	12	164	50	86	11	310	nd
2003	115	470	2	10	143	42	94	11	261	1148
2004	149	nd	2	10	203	26	97	9	236	nd
2005	154	nd	1	104	165	23	128	6	185	nd
2006	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2007	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2008	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2009	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2010	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2011	68	nd	nd	66	273	251	173	1	522	nd
2012	64	nd	nd	nd	nd	nd	193	nd	443	nd
2013	nd	nd	1	nd	nd	287	152	1	349	nd
2014	nd	291	nd	39	221	nd	127	nd	320	nd
2015	79	nd	1	nd	nd	nd	nd	nd	84	nd
2016	nd	nd	nd	nd	nd	186	85	1	50	nd
2017	51	135	1	24	152	30	16	1	34	444
2018	53	846	57	128	187	24	21	1	32	1349
2019	60	nd	8	142	163	27	21	1	154	nd

**Annexe 4. Nombre d'individus matures (grandes rosettes et individus florifères) dans chaque occurrence de la population de Mingan (1995-2019).**

Occurrence Année	1	2	3	4	5	6	7	10	11	Total
1995	83	268	nd	nd	14	1	24	3	67	nd
1996	68	264	nd	nd	13	1	11	4	59	nd
1997	56	158	1	9	10	12	9	4	36	295
1998	65	nd	nd	9	16	13	27	5	47	nd
1999	57	nd	nd	9	16	11	17	4	65	nd
2000	46	129	1	9	13	10	32	5	52	297
2001	50	nd	2	13	12	10	35	8	73	nd
2002	45	nd	2	12	11	14	35	11	81	nd
2003	52	195	2	10	11	17	38	10	118	453
2004	45	nd	2	8	21	10	33	8	112	nd
2005	51	nd	1	6	61	15	38	2	146	nd
2006	54	188	nd	nd	nd	nd	36	nd	141	nd
2007	nd	nd	0	nd	nd	19	nd	3	138	nd
2008	nd	nd	nd	62	79	nd	nd	nd	131	nd
2009	49	283	nd	nd	nd	nd	57	nd	112	nd
2010	nd	nd	0	nd	nd	19	nd	1	96	nd
2011	35	nd	nd	47	66	18	68	1	112	nd
2012	44	193	nd	nd	nd	nd	65	nd	144	nd
2013	nd	nd	1	nd	nd	60	21	1	87	nd
2014	nd	261	nd	36	193	nd	34	nd	108	nd
2015	31	nd	1	nd	nd	nd	nd	nd	20	nd
2016	nd	nd	nd	nd	nd	114	44	1	28	nd
2017	20	113	1	22	133	16	9	1	24	339
2018	31	138	0	18	110	20	19	1	30	367
2019	32	nd	0	45	94	23	21	1	33	nd

**Annexe 5. Rapport immatures/matures des individus dans la population de Mingan.  
Un rapport inférieur à 1 signifie que la population ne produit pas assez de jeunes  
plantes pour compenser la perte des plantes plus âgées.**

Occurrence Année	1	2	3	4	5	6	7	10	11	Total
1995	0,6	0,8	nd	nd	0,8	0	1,7	0	0,3	0,6
1996	1,0	1,2	nd	nd	0,8	0	7,4	0	0,2	1,5
1997	0,8	1,6	1	0	0,9	0,2	6,6	0	0,3	1,2
1998	0,6	nd	nd	0	0,2	0,1	1,4	0	1,3	0,5
1999	0,4	nd	nd	0	0,1	0,3	1,5	0	0,5	0,4
2000	1,2	1,1	0	0	0,2	0,9	0,4	0	2,2	0,7
2001	0,9	nd	0	0	0,1	1,7	0,2	0,5	2,3	0,7
2002	2	nd	0	0	14	2,6	1,5	0	2,8	2,8
2003	1,2	1,4	0	0	12	1,5	1,5	0,1	1,2	2,1
2004	2,3	nd	0	0,3	8,7	1,6	1,9	0,1	1,1	2
2005	2	nd	0	16	1,7	0,5	2,4	2	0,3	3,2
2006	nd									
2007	nd									
2008	nd									
2009	nd									
2010	nd									
2011	0,9	nd	nd	0,4	3,1	13	1,5	0	3,7	3,2
2012	0,5	nd	nd	nd	nd	nd	2	nd	2,1	1,5
2013	nd	nd	0	nd	nd	3,8	6,2	0	3	2,6
2014	nd	0,1	nd	0,1	0,1	nd	2,7	nd	2	1
2015	1,5	nd	0	nd	nd	nd	nd	nd	3,2	1,6
2016	nd	nd	nd	nd	nd	0,6	0,9	0	0,8	0,6
2017	1,6	0,2	0	0,1	0,1	0,9	0,8	0	0,4	0,4
2018	0,7	5,1	nd	6,1	0,7	0,2	0,1	0	0,1	1,6
2019	0,9	nd	nd	2,2	0,7	0,2	0	0	3,7	1,1
Moyenne	1,1	1,4	0,1	1,8	2,8	1,6	2,1	0,2	1,6	

## Annexe 6. Méthodes d'analyse de viabilité des populations (population de Mingan)

La classe la plus simple d'analyse de viabilité de la population (AVP) a été utilisée dans ce rapport, c.-à-d. un modèle de croissance exponentielle stochastique de base en fonction de la variabilité du taux de croissance d'une année à l'autre, mais sans dépendance à la densité, comme cela a été fait pour une espèce semblable, le chardon de Pitcher (Nantel *et al.*, 2018). Ce type d'AVP ne nécessite des données que sur la taille de la population actuelle et la variation de celle-ci dans le temps. Une des propriétés de ce modèle de base est qu'une approximation peut en être faite au moyen d'une équation de diffusion qui fournit des estimations analytiques de la probabilité de franchir un seuil particulier dans un délai donné (Dennis *et al.*, 1991; Holmes, 2004).

La méthode de régression a été utilisée pour estimer les paramètres du modèle d'approximation de la répartition, car il est raisonnable de supposer que la majeure partie de la variabilité observée d'une année à l'autre dans le taux de croissance d'une population est due à la variation de l'environnement, plutôt qu'à une erreur d'observation (Holmes, 2004). La méthode de régression consiste à effectuer une régression linéaire des  $y_i$  par rapport aux  $x_i$ , en forçant le point d'intersection à être zéro, où les  $x_i$  sont transformés dans chaque intervalle de temps comme suit :

$$x_i = \sqrt{t_{i+1} - t_i}$$

et les  $y_i$  représentent la variation de la population à partir du nombre d'individus matures  $N$ , transformé comme suit :

$$y_i = \log\left(\frac{N_{t+1}}{N_t}\right) / x_i$$

La pente de la courbe de régression et l'erreur quadratique moyenne de la régression sont respectivement des estimations de la moyenne ( $\mu$ ) et de la variance ( $\sigma^2$ ) des taux de croissance annuels (Morris et Doak, 2002). Il faut ensuite entrer  $\mu$  et  $\sigma^2$  dans l'équation d'approximation de la répartition dans le progiciel R « popbio » pour obtenir la fonction de distribution cumulative de la période jusqu'à la quasi-disparition (Stubben et Milligan, 2007). La quasi-disparition signifie qu'une population diminue en dessous d'un effectif (seuil) qui aurait été suffisant pour permettre son rétablissement, ce seuil n'étant pas seulement une valeur prudente, mais aussi une hypothèse de tous les modèles de disparition.

Pour estimer la viabilité de la population de chardon écaillé de Mingan, la moyenne et la variance estimées des taux de croissance annuels de la population pour chaque île ont été utilisées, ainsi que les corrélations de rang de Kendall des taux de croissance annuels de la population entre les îles, afin d'effectuer des simulations stochastiques multisites. Le modèle stochastique multisite est défini comme suit (Morris et Doak, 2002) :

$$\mathbf{N}_i(t+1) = \mathbf{M}_t \mathbf{N}_i(t)$$

où  $\mathbf{N}_i$  est un vecteur du nombre de rosettes sur chaque île  $i$ ;  $\mathbf{M}_t$  est une matrice variable dans le temps dans laquelle les éléments diagonaux sont les taux de croissance annuels de chaque occurrence au cours d'une année  $t$  et les éléments non diagonaux sont les taux de migration entre les îles, supposés tous être nuls dans ce cas-ci. Pour simuler une trajectoire de population sur 100 ans, les taux de croissance annuels ont été générés de façon aléatoire chaque année de la simulation, compte tenu de leur moyenne et de leur variance sur chaque île ainsi que des corrélations de rang entre les îles. Chacune des fonctions de distribution cumulative de la probabilité de quasi-disparition a été estimée sur la base de 5 000 trajectoires multisites simulées.

## Annexe 7. Évaluation des menaces pesant sur le chardon écailleux, population des Rocheuses.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES				
<b>Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème</b>		<i>Cirsium scariosum</i> var. <i>scariosum</i>		
<b>Identification de l'élément</b>		<b>Code de l'élément</b>		
<b>Date :</b>		26 mars 2020		
<b>Évaluateurs(s) :</b>		Nancy Dénomée (rédactrice du rapport), Jenny Heron (facilitatrice), Del Meidinger (coprésident du SCS des plantes vasculaires), Greg Wilson (représentant du COSEPAC, Colombie-Britannique), Patrick Nantel (rédacteur du rapport), Sarah Lee (membre du SCS des plantes vasculaires), Brenda Costanzo (représentante, Colombie-Britannique), Bruce Bennett (membre du SCS des plantes vasculaires), Jacques Labrecque (représentant du COSEPAC, Québec), Peter Achuff (rédacteur du rapport), Jenifer Penny (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique), Syd Cannings (Service canadien de la faune) et Angele Cyr (Secrétariat du COSEPAC).		
<b>Références :</b>				
<b>Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :</b>		<b>Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact</b>		
		<b>Impact des menaces</b>	<b>Maximum de la plage d'intensité</b>	<b>Minimum de la plage d'intensité</b>
		A      Très élevé	1	1
		B      Élevé	0	0
		C      Moyen	2	0
		D      Faible	0	2
<b>Impact global des menaces calculé :</b>		Très élevé		Très élevé
<b>Impact global des menaces attribué :</b>		A = Très élevé		
<b>Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :</b>		Pas d'ajustement; un déclin de 87 % a été observé au cours des 3 dernières générations; il est donc raisonnable de s'attendre à un déclin de 50-100 % au cours des 3 prochaines générations.		
<b>Impact global des menaces – commentaires :</b>		Durée d'une génération = 3,8 ans; 3 générations = 11,4 ans. L'espèce se rencontre dans les prés et les clairières de forêt à des altitudes moyennes à élevées. Le suivi a été effectué pendant environ 15 ans. En matière de microhabitat, l'espèce a besoin de sols exposés, y compris ceux qui sont périodiquement perturbés, p. ex. les sols que l'on trouve dans les couloirs d'avalanche, les plaines inondables, les galeries de gaufres gris et les bords de route.		

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
1 Développement résidentiel et commercial					
1.1 Zones résidentielles et urbaines					Ne s'applique pas. Les endroits où le chardon écailleux est présent ne sont pas situés près de projets potentiels de développement résidentiel ou urbain.
1.2 Zones commerciales et industrielles					Ne s'applique pas. Les endroits où le chardon écailleux est présent ne sont pas situés près de projets potentiels de développement industriel.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiate	Commentaires
1.3	Zones touristiques et récréatives						Ne s'applique pas. Les endroits où le chardon écailleux est présent ne sont pas situés dans des zones où il est proposé d'agrandir des stations de ski, des parcours de golf ou des sentiers récréatifs.
2	Agriculture et aquaculture	CD	Moyen-faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						Ne s'applique pas.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Ne s'applique pas.
2.3	Élevage de bétail	CD	Moyen-faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace toujours présente)	Des dommages causés par le bétail ont été observés sur des plantes de chardon écailleux dans des terres privées et publiques en Alberta. Les dommages résultaient notamment du broutage et du piétinement. L'intensité du broutage est variable. Lorsque les rosettes sont petites, les aiguillons sont mous, et les plantes sont une source de nourriture. Le broutage des rosettes n'est pas nécessairement mortel pour la plante, mais il est probable qu'il retarde la floraison (car celle-ci semble liée au stockage de ressources alimentaires suffisantes dans le temps). Il y a aussi du broutage sur les terres de Conservation de la nature Canada. L'urine et les excréments du bétail constituent également des problèmes potentiels, mais leur impact est inconnu. On ne pense pas que le broutage constitue un problème en Colombie-Britannique.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						Ne s'applique pas.
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier						Ne s'applique pas. L'installation et/ou l'expansion de plateformes pétrolières, notamment dans les zones situées en Alberta, ne sont pas considérées comme une menace.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						Il y a des concessions minières, mais pas de mines actives, dans la région.
3.3	Énergie renouvelable						Ne s'applique pas.
4	Corridors de transport et de service						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiate	Commentaires
4.1	Routes et voies ferrées						On a observé la pulvérisation de produits dans des emprises en Colombie-Britannique, mais on ne sait pas si le chardon écailleux est présent dans les zones touchées. Certaines routes pourraient subir des perturbations périodiques du sol, ce qui pourrait permettre à certaines sous-populations de persister dans un site.
4.2	Lignes de services publics						Ne s'applique pas.
4.3	Voies de transport par eau						Ne s'applique pas.
4.4	Corridors aériens						Ne s'applique pas.
5	Utilisation des ressources biologiques		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						Ne s'applique pas.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						Ne s'applique pas. Cette espèce n'est pas importante sur les plans culturel ou économique.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Inconnu	Restreinte (11-30 %)	Inconnue	Élevée (menace toujours présente)	Des coupes de récupération sont effectuées après des feux de forêt. L'exploitation forestière peut causer une certaine mortalité, mais elle peut aussi entraîner une certaine augmentation du nombre de sites potentiels pour le chardon écailleux à moyen terme, en raison des perturbations liées à l'exploitation.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						Ne s'applique pas.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	De nombreux randonneurs ont été observés en train d'arracher des tiges en fleurs alors qu'ils marchaient le long des sentiers dans le parc national des Lacs-Waterton, mais les plantes touchées ne sont pas très nombreuses par rapport à la taille de la sous-population. La plante ne fleurit qu'une fois, et la perte des fleurs fait en sorte qu'il n'y a plus de production de graines.
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires						Ne s'applique pas. Aucune sous-population ne se trouve sur des propriétés militaires ou sur des propriétés utilisées pour l'entraînement militaire.
6.3	Travail et autres activités						Ne s'applique pas.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiété	Commentaires
7	Modifications des systèmes naturels	CD	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée (11 - 30 %)	Élevée (menace toujours présente)	
7.1	Incendies et suppression des incendies	CD	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée (11 - 30 %)	Élevée (menace toujours présente)	Nature de la menace : mortalité directe due aux incendies et capacité réduite de produire des graines après un incendie. En raison de la production de graines réduite par le charançon du chardon penché, la capacité de colonisation du chardon écailleux après un incendie est moins élevée. On s'attend à ce que la fréquence, l'ampleur et l'intensité des incendies augmentent au fil du temps en raison des changements climatiques. Certaines parties de l'aire de répartition ont connu de grands incendies ces dernières années; la fréquence et la gravité des incendies ont augmenté. Il y a cependant une contrepartie : les charançons se trouvent dans la couche d'humus plus tard dans la saison, et les incendies graves de fin de saison peuvent les tuer. La distance de dispersion des charançons est 10 fois supérieure à celle des graines de chardon écailleux, ce qui permet aux charançons de suivre toute dispersion des graines après un incendie. Des modèles de succession végétale de base montrent que les brûlis constituent un habitat convenable pour le chardon écailleux pendant une période pouvant aller jusqu'à 30 ans, mais que le couvert forestier se ferme ensuite et que la lumière n'est plus suffisante pour la reproduction du chardon écailleux. Au cours des 20 dernières années, environ 25 % de la superficie a brûlé; comme on prévoit une augmentation de la fréquence, de la gravité et de l'ampleur des incendies à l'avenir, la portée de cette menace pourrait être « restreinte ».
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						Ne s'applique pas.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	CD	Moyen-faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	Les pulvérisations d'herbicides liées aux programmes de désherbage ciblant les espèces de chardons introduites dans les aires protégées ont un impact sur le chardon écailleux. Les équipes chargées du désherbage pulvérisent le chardon écailleux en pensant qu'il s'agit peut-être du chardon vulgaire. Du désherbage manuel est aussi effectué – on arrache tous les chardons – ce qui peut aussi réduire la population de chardon écailleux. Toutefois, cela n'a pas lieu fréquemment.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiate	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	Le charançon du chardon penché a été introduit pour lutter contre les chardons envahissants, mais il a un impact sur les chardons indigènes. Il a été observé pour la première fois dans le sud de l'Alberta au début des années 1990 et a été observé dans toute l'aire de répartition en 2002-2003. Ce charançon peut réduire considérablement, voire empêcher, la production de graines. Ses larves se nourrissent des tissus sous les graines en développement. Étant donné que le chardon écailléux a une floraison hâtive, il est attaqué en premier. De plus, puisque c'est une espèce monocarpique, l'impact qu'elle subit est grave comparativement à celui subi par les chardons vivaces.
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Ne s'applique pas. Les cerfs indigènes, les insectes indigènes et d'autres consommateurs potentiels ne sont pas présents à des niveaux d'abondance qui constitueraient une menace. L'herbivorie du gaufre gris a été abordé. Cette espèce a toujours été présente, et les amas de déblais qu'elle laisse semblent offrir de bons sites pour la germination des graines. L'absence de reproduction est causée par le charançon, non pas par le gaufre gris, car les taux d'attaque par le charançon sont élevés. On ne dispose pas de données démographiques sur le gaufre gris; néanmoins la population de celui-ci n'est pas considérée comme étant plus élevée que la « normale ».
8.3	Matériel génétique introduit						L'hybridation entre chardons est perçue comme un problème potentiel. Bien que le chardon de Hooker et le chardon écailléux coexistent dans quelques régions et que des individus à morphologie intermédiaire aient été observés, l'hybridation n'est pas considérée comme un problème important. On ne sait pas si ces formes intermédiaires sont des hybrides, et les deux espèces sont présentes dans des milieux différents. On ne pense pas que le chardon écailléux sera « éliminé par hybridation ».
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						Ne s'applique pas.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiate	Commentaires
8.6	Maladies de cause inconnue						Ne s'applique pas.
<b>9</b>		<b>Pollution</b>					
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						Ne s'applique pas.
9.2	Effluents industriels et militaires						Ne s'applique pas.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Ne s'applique pas.
9.4	Déchets solides et ordures						Ne s'applique pas.
9.5	Polluants atmosphériques						Ne s'applique pas.
9.6	Apports excessifs d'énergie						Ne s'applique pas.
<b>10</b>		<b>Phénomènes géologiques</b>					
10.1	Volcans						Ne s'applique pas.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Ne s'applique pas.
10.3	Avalanches et glissements de terrain						Facteur naturel; cela crée de l'habitat. Ce n'est pas une menace.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	Non calculé (en dehors de la période d'évaluation)	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans ou 3 gén.)		
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Non calculé (en dehors de la période d'évaluation)	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans ou 3 gén.)		Les plantes de chardon écaillé sont présentes dans des milieux « mésiques », et l'étendue de tels sites pourrait diminuer sous l'effet des changements climatiques; déplacement potentiel de l'habitat.
11.2	Sécheresses						Les sécheresses peuvent entraîner une augmentation de la fréquence et de la gravité des incendies, mais cette augmentation est abordée sous la menace 7.1.
11.3	Températures extrêmes						Des températures plus élevées peuvent entraîner une augmentation de la fréquence et de la gravité des incendies, mais cette augmentation est abordée sous la menace 7.1.
11.4	Tempêtes et inondations						Ne s'applique pas. L'habitat n'est pas situé dans des zones qui seraient touchées par des tempêtes ou des inondations.
11.5	Autres impacts						Ne s'applique pas.

Classification des menaces d'après l'UICN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

## Annexe 8. Évaluation des menaces pesant sur le chardon écailleux, population de Mingan.

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES				
Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	<i>Cirsium scariosum</i> var. <i>scariosum</i>			
Identification de l'élément		Code de l'élément		
Date (Ctrl + « ; » pour la date d'aujourd'hui) :	26 mars 2020			
Évaluateurs(s) :	Nancy Dénomée (rédactrice du rapport), Jenny Heron (facilitatrice), Del Meidinger (coprésident du SCS des plantes vasculaires), Greg Wilson (représentant du COSEPAC, Colombie-Britannique), Patrick Nantel (rédacteur du rapport), Sarah Lee (membre du SCS des plantes vasculaires), Brenda Costanzo (représentante, Colombie-Britannique), Bruce Bennett (membre du SCS des plantes vasculaires), Jacques Labreque (représentant du COSEPAC, Québec), Jenifer Penny (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique), Peter Achuff (rédacteur du rapport) et Angele Cyr (Secrétariat du COSEPAC).			
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	1	0
	B	Élevé	0	1
	C	Moyen	0	0
	D	Faible	1	1
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Élevé	
Impact global des menaces attribué :	AB = Très élevé – élevé			
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :	Pas d'ajustement. L'impact concorde avec la modélisation du déclin démographique.			
Impact global des menaces – commentaires :	Durée d'une génération = 10,1 ans; 3 générations = 30 ans. Il faut en moyenne 10 ans pour que le chardon écailleux produise des graines; la production de graines n'a lieu qu'une fois; pas de multiplication par voie végétative; dans la zone littorale entre la forêt et la mer; tempêtes; habitat étroit et très exposé. Les marées de tempête ont de graves répercussions. Données fiables pour les tendances.			

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
1 Développement résidentiel et commercial					
1.1 Zones résidentielles et urbaines					Ne s'applique pas.
1.2 Zones commerciales et industrielles					Ne s'applique pas.
1.3 Zones touristiques et récréatives					Ne s'applique pas. Il est peu probable que l'on agrandisse les terrains de camping et/ou que l'on aménage des sentiers.
2 Agriculture et aquaculture					

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						Ne s'applique pas.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Ne s'applique pas.
2.3	Élevage de bétail						Ne s'applique pas.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						Ne s'applique pas.
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier						Ne s'applique pas.
3.2	Exploitation de mines et de carrières						Ne s'applique pas.
3.3	Énergie renouvelable						Ne s'applique pas.
4	Corridors de transport et de service						
4.1	Routes et voies ferrées						Ne s'applique pas.
4.2	Lignes de services publics						Ne s'applique pas.
4.3	Voies de transport par eau						Ne s'applique pas.
4.4	Corridors aériens						Ne s'applique pas.
5	Utilisation des ressources biologiques						
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						Ne s'applique pas.
5.2	Cueillette de plantes terrestres						Ne s'applique pas. La cueillette de petits fruits est évaluée sous la menace 6.1 Activités récréatives.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						Ne s'applique pas.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						Ne s'applique pas.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (menace toujours présente)	Des gens fréquentent le parc; les activités comprennent la randonnée et le camping, mais ce n'est pas un gros problème. Il y a des sites de camping aménagés près de certains sites. Le site de camping le plus proche d'un site est prévu pour 5-6 tentes. Le seul site connu à l'extérieur du parc n'existe plus à cause d'activités récréatives. Des cueilleurs de fraises fréquentent aussi le parc et peuvent aussi piétiner les plantes par inadvertance.
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires						Ne s'applique pas. Aucune sous-population n'est présente dans les propriétés appartenant au ministère de la Défense nationale ou gérées par ce ministère.
6.3	Travail et autres activités						L'année dernière, dans un site, toutes les plantes transplantées ont été retirées par quelqu'un, mais ce type d'événement est rare.
7	Modifications des systèmes naturels						
7.1	Incendies et suppression des incendies						Ne s'applique pas.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						Ne s'applique pas.
7.3	Autres modifications de l'écosystème						L'empiétement de la forêt a été évalué sous la menace 11.1, car l'on considère qu'il augmente en partie à cause des changements climatiques.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques						
8.1	Espèces ou agents pathogènes exotiques (non indigènes) envahissants						Ne s'applique pas.
8.2	Espèces ou agents pathogènes indigènes problématiques						Ne s'applique pas.
8.3	Matériel génétique introduit						Ne s'applique pas.
8.4	Espèces ou agents pathogènes problématiques d'origine inconnue						Ne s'applique pas.
8.5	Maladies d'origine virale ou maladies à prions						Ne s'applique pas.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
8.6	Maladies de cause inconnue						Ne s'applique pas.
9	Pollution						
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						Ne s'applique pas.
9.2	Effluents industriels et militaires						Ne s'applique pas.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						Ne s'applique pas.
9.4	Déchets solides et ordures						Ne s'applique pas.
9.5	Polluants atmosphériques						Ne s'applique pas.
9.6	Apports excessifs d'énergie						Ne s'applique pas.
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						Ne s'applique pas.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Ne s'applique pas.
10.3	Avalanches et glissements de terrain						Ne s'applique pas.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	AB	Très élevé-élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême-élevée (31-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/ 3 gén.)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Extrême-élevée (31-100 %)	Élevée (menace toujours présente)	Deux processus risquent d'avoir un impact sur le chardon écaillé : la hausse des températures et l'allongement de la période de végétation. Ils pourraient accélérer l'empiétement de la forêt. Environ 33 % de la population est touchée par ce problème. L'empiétement de la forêt a été abordé sous la menace 7.3, mais il est examiné ici en raison du lien avec les changements climatiques. La catégorie 7.3 concerne les menaces qui transforment ou dégradent l'habitat dans le cadre de la « gestion » des systèmes naturels, en vue d'améliorer le bien-être des êtres humains.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 proch. années)	Gravité (10 ans ou 3 gén.)	Immédiate	Commentaires
11.2	Sécheresses	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/ 3 gén.)	Il a été démontré que les sécheresses provoquent la mortalité des plantes et réduisent leur croissance. Les modèles climatiques prévoient une augmentation des précipitations annuelles, les projections des précipitations estivales allant d'une légère diminution à une augmentation. Les projections à long terme indiquent que les conditions seront plus sèches en été au Québec.
11.3	Températures extrêmes	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/ 3 gén.)	Il a été démontré que le taux de survie est faible lors d'hivers caractérisés par un faible enneigement, puis par des pluies suivies de températures basses. Les augmentations de température prévues auront un impact sur la couverture neigeuse et, vraisemblablement, sur la survie du chardon écaillé. La couverture neigeuse est importante pour l'espèce. La mortalité est plus élevée les années où il y a moins de neige.
11.4	Tempêtes et inondations	AB	Très élevé-élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême-élevée (31-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans/ 3 gén.)	Les tempêtes ont des effets de plus en plus importants sur les plantes et l'habitat. Les tempêtes survenues récemment ont recouvert les plantes de sédiments et de débris végétaux ainsi que d'eau de mer. Les tempêtes ont également érodé l'habitat. La couverture de glace se formant plus tard en raison du réchauffement climatique, les tempêtes hivernales ont un impact plus important que par le passé. Les modèles climatiques prévoient une saison des glaces plus courte à l'avenir. Étant donné que les sites sont de petite taille, une seule tempête peut avoir de graves répercussions sur un site entier. L'incidence potentielle des tempêtes serait moins importante sur un site particulier, car ce site est plus éloigné du bord de l'eau. Il y a eu trois tempêtes importantes au cours des dix dernières années. Si Parcs Canada n'était pas intervenu d'une façon ou d'une autre, les plantes seraient mortes.
11.5	Autres impacts						

Classification des menaces d'après l'UICN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).