Environnement Canada Environment Canada

www.ec.gc.ca

Lignes directrices du relevé d'occupation pour les espèces végétales en péril dans les Prairies

Darcy C. Henderson

Région des Prairies et du Nord

Service canadien de la faune

Canada

LIGNES DIRECTRICES DU RELEVÉ D'OCCUPATION POUR LES ESPÈCES VÉGÉTALES EN PÉRIL DANS LES PRAIRIES

Darcy C. Henderson[1]

Août 2009
Service canadien de la faune
Région des Prairies et du Nord

[1] Centre de recherche faunique des Prairies et du Nord
115, Perimeter Road, Saskatoon (Saskatchewan)
CANADA S7N 0X4

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Henderson, Darcy C. (Darcy Christopher), 1970-
Lignes directrices du relevé d'occupation pour les espèces végétales en périls [ressource électronique] / Darcy C. Henderson.

Publ. aussi en anglais sous le titre: Occupancy survey guidelines for prairie plant species at risk.
Genre de fichier informatique: Monographie électronique en format PDF.
Également publ. en version imprimée.
Publ. par: Région des Prairies et du Nord.
ISBN 978-1-100-94283-4
No de cat. : En4-130/2010F-PDF

1. Inventaires de la végétation--Méthodologie. 2. Inventaires de la végétation--Provinces des Prairies. 3. Plantes rares--Échantillonnage--Provinces des Prairies--Méthodologie. 4. Plantes menacées d'extinction--Échantillonnage --Provinces des Prairies--Méthodologie. 5. Plantes rares--Provinces des Prairies. 6. Plantes menacées d'extinction--Provinces des Prairies. I. Service canadien de la faune. Région des Prairies et du Nord II. Titre.

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Photos de la page couverture :
Tradescantie de l'Ouest, © Candace Elchuk
Halimolobos mince, © Jennifer Neudorf
Gérardie rude, © Marjorie Hughes

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2010

Also available in English

RÉSUMÉ

Les relevés d'occupation comblent un créneau particulier. Ils permettent de produire des données sur le nombre d'occurrences, les zones d'occupation et la zone d'occurrence des espèces. Ces données sont nécessaires pour évaluer la situation de plantes rares, ou les classer, et vérifier la réussite des mesures de rétablissement visant des espèces en péril. Ces lignes directrices portent sur les méthodes les plus efficaces, et proposent des trucs d'experts et des exemples pratiques pour faire le relevé des prairies terrestres, afin de trouver de nouveaux endroits, ou occurrences, où on trouve des espèces végétales rares.

On ne peut pas utiliser les méthodes d'échantillonnage des populations d'espèces végétales les plus accessibles et les plus connues pour évaluer les plantes rares. Les présentes lignes directrices comprennent un ensemble unique de données scientifiques et techniques qui serviront à planifier et à exécuter des relevés de plantes rares, ou à en faire état. Les personnes chargées de faire les relevés d'occupation, et celles qui examinent et évaluent les demandes de subventions et de permis pour ces travaux trouveront aussi utiles ces données.

La détectabilité, ou la probabilité de trouver une plante rare où on sait qu'on peut la rencontrer, est un des éléments les plus importants dont il faut tenir compte lorsqu'on conçoit un relevé de plantes rares. Une équipe préparée adéquatement n'est pas le seul facteur qui permet de maximiser la détectabilité, et d'autres considérations, y compris le moment où aura lieu le relevé, l'année où le relevé est fait, le taux de recherche et l'intensité de l'échantillonnage, auront une incidence sur les résultats du relevé. Les présentes lignes directrices proposent une liste de vérification pour maximiser la détectabilité, ainsi que des méthodes quantitatives pour évaluer cette détectabilité.

Les lieux d'occurrence sont des données géographiques documentées qui tiennent compte de facteurs logistiques, techniques, biologiques et administratifs. Les systèmes GPS et les systèmes d'information géographique sont devenus des outils essentiels pour intégrer le mieux possible ces exigences. Les présentes lignes directrices décriront brièvement comment mettre en application ces outils de manière efficace.

Le relevé variera en fonction de la taille et de la complexité des zones d'études. Une stratification sera requise pour utiliser à plein escient le temps de l'observateur et faire une estimation efficace de l'occurrence de plantes rares où on trouve de multiples types d'habitat. On peut faire effectuer un relevé des petites zones d'étude dans leur ensemble. Cependant, les zones d'étude plus vastes nécessitent une certaine forme d'échantillonnage. Pour assurer l'échantillonnage, il faut prendre plusieurs décisions quant à la taille et au format les plus représentatifs de l'unité d'échantillonnage, à la taille minimale de l'échantillon, et à la disposition des unités d'échantillonnage dans la zone d'étude. Les présentes lignes directrices proposent des recommandations pour tous les types de zones d'étude et projets les plus courants dans les provinces des Prairies.

La gestion et la déclaration des données sont les composantes finales et durables des relevés d'occupation. Les projets futurs tireront profit de conceptions et de résultats de relevés bien documentés, même si on n'a pas relevé d'occurrences de plantes. Grâce aux données d'absence, on peut déterminer les endroits où on ne trouve pas l'espèce, et on élimine des points d'interrogation sur la carte. Les présentes lignes directrices décrivent brièvement comment bien documenter et gérer les données d'absence, ainsi que toutes les autres données de projets. Enfin, il faut déterminer l'ensemble minimal de données à déclarer comme résultat de tout relevé d'occupation.

TABLE DES MATIÈRES

1.0 À PROPOS DES PRÉSENTES LIGNES DIRECTRICES 1

1.1 Pourquoi les présentes lignes directrices sont-elles nécessaires? 1

1.2 Qui a besoin des présentes lignes directrices? 1

1.3 Que comprennent-elles? Comment sont-elles organisées? 2

1.4 Quand et où des relevés d'occupation ne suffisent pas? 2

2.0 TROUVER DES PLANTES RARES - QUE DOIT-ON FAIRE? 4

2.1 Limites des observateurs, dispersion des plantes et habitats 4

2.2 Liste de vérification en sept points pour maximiser la détectabilité 5

2.3 Méthodes quantitatives pour évaluer la détectabilité 11

3.0 ENREGISTRER ET DOCUMENTER LA DÉCOUVERTE DE PLANTES RARES 13

3.1 Définition d'une occurrence 13

3.2 Remplir les cellules de grille 15

3.3 Marquage des segments de transect 16

3.4 Cartographie des points et des polygones 17

4.0 CONCEPTION DE LA DISPOSITION DES RECENSEMENTS : PETITE ZONE D'ÉTUDE 20

4.1 Les méthodes de recherche linéaire réduisent les biais 20

4.2 Recensement de petites colonies de moins de 1 ha et de corridors étroits de moins de 30 m de largeur 21

4.3 Recensement stratifié des paysages de moins de 100 ha 22

4.3.1 Stratification contre biais 22

4.3.2 Échelles d'unités cartographiques minimales pour la stratification 23

5.0 CONCEPTION DE LA DISPOSITION DES ÉCHANTILLONNAGES : GRANDE ZONE D'ÉTUDE 25

5.1 Principes généraux d'échantillonnage 25

5.1.1 Seuil de la taille de l'échantillonnage stratifié représentatif 25

5.1.2 Puissance et taille minimale de l'échantillon 26

5.2 Échantillonnage stratifié ou aléatoire dans des zones tampons de moins de 300 m de largeur 27

5.3 Échantillonnage stratifié et aléatoire des paysages ou régions 29

5.3.1 Paysages dont la structure n'est pas régulière 30
5.3.2 Paysages dont la structure est régulière 31
5.3.3 Complexes de vallée et de milieu humide 32
5.4 Échantillonnage par grappes adaptif ou progressif des paysages 34
6.0 DOCUMENTATION DE L'ACTIVITÉ DE RECHERCHE ET DES DONNÉES D'ABSENCE 35
6.1 Documentation simple 35
6.2 Fonctions GPS automatisées pour la documentation 35
7.0 GESTION ET DÉCLARATION DES DONNÉES DE PROJET 37
7.1 Structure des données et tables relationnelles 37
7.2 Ensemble de données minimal à déclarer 38
8.0 REMERCIEMENTS 40
9.0 RÉFÉRENCES 41
10.0 ANNEXE A : RESSOURCES SUR LES ESPÈCES VÉGÉTALES EN PÉRIL 43

1.0 À PROPOS DES PRÉSENTES LIGNES DIRECTRICES

1.1 POURQUOI LES PRÉSENTES LIGNES DIRECTRICES SONT-ELLES NÉCESSAIRES?

La répartition ou l'abondance des **plantes rares** est restreinte. Ces plantes sont souvent difficiles à trouver (McDonald, 2004). Lorsque des plantes rares sont protégées sur le plan législatif, par la ***Loi sur les espèces en péril*** fédérale, ou une loi provinciale semblable, *l'objectif premier est de trouver les endroits spécifiques où on relève l'occurrence de ces espèces végétales en péril, afin de les protéger et de réduire la responsabilité des gens qui utilisent ou gèrent l'habitat.* Les relevés d'occupation servent précisément à trouver et à décrire les endroits où croissent ces plantes rares, et représentent souvent la stratégie d'inventaire optimale (Joseph *et al*., 2006).

On ne connaît pas bien les techniques et méthodes concernant les relevés d'occupation des espèces rares. Elles ne sont pas accessibles à grande échelle. Les stratégies d'échantillonnage habituellement utilisées pour trouver et cartographier des populations (voir Elzinga *et al*., 2001) ne sont pas adaptées aux espèces les plus rares et difficiles à trouver (Thompson, 2004; MacKenzie et Royle, 2005). Les lignes directrices des relevés pour les plantes rares précédentes proposaient principalement des conseils à l'intention de petits sites industriels dans le cadre de projets à court terme, ainsi que pour les collections d'histoire naturelle générale (voir Bizecki-Robson, 2000; Lancaster, 2000; Wallis, 2001; California Native Plant Society, 2001). On doit définir des lignes directrices différentes qui comprendront des méthodes complémentaires pour faire l'inventaire de parcelles de superficie plus grande, comme les parcs et zones protégées, les aires de formation militaire, les pâturages collectifs et les réserves de pâturage, les terres de la Couronne louées ou terres publiques, et les zones tampons industrielles. Les changements à l'utilisation des terres ou les restrictions au développement pourraient se fonder sur ces relevés. Ils doivent donc être rigoureux sur le plan scientifique, afin de justifier les coûts des mesures ultérieures (Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, 1998; Fancy, 2000; Thompson, 2004; Kirk, 2004; Vesely *et al*., 2006).

1.2 QUI A BESOIN DES PRÉSENTES LIGNES DIRECTRICES?

Ce sont les professionnels de la science de la conservation qui trouveront le plus les présentes lignes directrices utiles. Tout particulièrement, les gens qui, sur une base régulière, conçoivent et exécutent des relevés de plantes rares ou qui en font état, comprendront les défis familiers présentés. Cependant, ils pourraient être surpris par certaines recommandations et méthodes visant à relever ces défis. Parmi ces praticiens, on peut compter des biologistes travaillant au sein d'organismes gouvernementaux, des consultants en environnement et des gardiens de terres non gouvernementales.

Les personnes chargées d'évaluer la conception des relevés de plantes rares ou les rapports tout en examinant les évaluations environnementales, les projets de contrat ou de subvention, les rapports sur la situation d'espèces ou d'autres plans de gestion des ressources trouveront aussi le contenu utile. En plus des biologistes, cette liste peut comprendre des universitaires, des spécialistes en

permis ou en contrats, des agents d'application de la loi, des agronomes ou d'autres gestionnaires de terres.

Les présentes lignes directrices sont principalement axées sur les espèces végétales en péril dans les provinces des Prairies (voir la liste à l'annexe A). Les gens qui se penchent sur ces projets en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et dans les états adjacents du Montana et du Dakota du Nord et du Dakota du Sud trouveront les présentes lignes directrices très utiles.

1.3 Que comprennent-elles? Comment sont-elles organisées?

Les présentes lignes directrices comprennent des concepts généraux, des références à des documents, des exemples spécifiques et des spécifications quantitatives ou techniques en vue de la conception et de l'exécution de relevés d'occupation, ainsi que de la préparation de rapports sur ces relevés.

- Les concepts généraux comprennent souvent des définitions. Les termes fréquemment utilisés sont soulignés en **gras**. Les organigrammes ou les listes à puces ou numérotées décrivent des concepts qui comprennent des composantes multiples.

- Les références à des documents renvoient principalement à des articles de revues scientifiques examinés par des pairs et à des livres savants. À l'occasion, on ajoute des publications de source gouvernementale et de source non gouvernementale lorsqu'il est impossible de trouver l'information ailleurs.

- Les exemples spécifiques sont tirés de projets d'Environnement Canada, de projets d'entrepreneurs et de leurs rapports, et de documents scientifiques qui portent sur les territoires tempérés couverts de graminées des provinces des Prairies. On ajoute, lorsque c'est possible, des figures et des tableaux.

- À l'occasion, on décrit les spécifications quantitatives ou techniques sous forme de listes numérotées d'instructions séquentielles, ou options prioritaires. Dans certains cas, ce sont des équations ou des constantes.

1.4 Quand et où des relevés d'occupation ne suffisent pas?

On peut trouver logique d'investir immédiatement dans une énumération de la population et une description de l'habitat plus détaillées, au lieu de réaliser tout simplement des relevés d'occupation :

- lorsqu'on est presque certain qu'une espèce est restreinte à une ou à quelques occurrences (p. ex. une espèce insulaire ou une **espèce endémique** locale);

- lorsque les menaces à court terme à la **démographie** d'une espèce sont plus importantes que les menaces à long terme pour l'habitat;

- lorsqu'une occurrence est confrontée à une **disparition** immédiate **du pays** en raison de l'activité humaine et que les données sur la population ou l'habitat auraient une certaine valeur en ce qui a trait à la conservation et à l'**atténuation**.

Pour en apprendre davantage sur la répartition et la biologie des plantes rares dans les provinces des Prairies, on peut consulter plusieurs excellents rapports et livres (p. ex. Argus et White, 1978; Maher *et al*., 1979; White et Johnson, 1980; Kershaw *et al*., 2001). De plus, les centres de données sur la conservation (CDC) et les centres d'information sur le patrimoine naturel (CIPN) maintiennent des bases de données qui contiennent les fiches d'occurrence des plantes rares les plus récentes et le classement de la situation dans chaque province. Le Registre public des espèces en péril comporte des rapports de situation et des programmes de rétablissement pour toutes les espèces ajoutées sur la liste fédérale (voir l'annexe A).

2.0 TROUVER DES PLANTES RARES – QUE DOIT-ON FAIRE?

2.1 LIMITES DES OBSERVATEURS DISPERSION DES PLANTES ET HABITATS

Certaines caractéristiques, soit la patience, la persévérance et une attitude positive, sont essentielles pour réaliser des relevés réussis de plantes rares puisque, dans plusieurs cas, on n'obtiendra pas de nouvelles occurrences même si on a déployé de grands efforts pour trouver ces plantes. À part ces caractéristiques personnelles, il faut garder un principe fondamental à l'esprit, soit que l'objectif du relevé :

> EST de chercher, de manière **objective**, un habitat disponible pour les espèces cibles, en se fondant sur un plan préconçu visant à réduire les **biais** et à accroître l'**exactitude** et la **précision** des estimations. Il faut mesurer la réussite en réalisant un relevé et en faisant état, de manière sûre, des résultats, sans égard au fait qu'on a trouvé ou non l'espèce cible (MacKenzie et Royle, 2005).
>
> N'EST PAS de chercher, de manière **subjective**, une espèce cible, en se fondant sur un raisonnement d'**histoire naturelle** qu'un autre observateur ne peut pas reproduire. Il ne faut pas mesurer la réussite en trouvant tout simplement une plante rare ou en en trouvant une plus rapidement que quiconque.

Bon nombre de fiches d'occurrence d'espèces rares ont été produites dans le cadre de ce processus, ou sont des fiches incidentes produites durant la surveillance de la végétation. La plupart des occurrences de plantes rares ont été enregistrées près de centres urbains, de routes d'accès ou de droits de passage, puisque les gens consacrent plus de temps à la recherche dans ces endroits. De plus, ce sont à ces endroits où la probabilité que les occurrences soient menacées est la plus élevée. En Amérique du Nord, ce biais en matière de recherche et de documentation est bien connu (Moerman et Estabrook, 2006). Les données peuvent ne pas être utiles pour modéliser l'habitat essentiel (Edwards *et al*., 2006). Les données sur les menaces qui se fondent sur quelques occurrences pourraient entraîner la préparation d'évaluations de la situation inexactes et de plans de rétablissement inappropriés par le **Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC)**.

On ne peut pas trouver des plantes rares partout. On peut expliquer en partie leur rareté par le fait que leur habitat spécialisé est restreint sur le plan de l'espace et du temps, ou par des événements de dispersion aléatoires sur de grandes distances qui créent une répartition irrégulière peu commune dans une matrice plus vaste d'un habitat possiblement mieux adapté. Bon nombre d'espèces végétales des provinces des Prairies apparaissant sur la liste du COSEPAC ne se trouvent pas dans les habitats disponibles et adaptés dans leur **zone d'occurrence.** On obtient ainsi une **zone d'occupation** plus petite que ce à quoi on pourrait s'attendre pour une espèce commune ayant une zone d'occurrence semblable.

Le fait de réaliser un relevé de plantes rares ne signifie pas qu'on trouvera obligatoirement une plante rare. Cela s'explique en partie par des limites en ce qui a trait à la dispersion et à l'habitat, et aussi par une détectabilité imparfaite durant la réalisation du relevé. Par **détectabilité**, on entend la probabilité de trouver une plante rare où elle croît habituellement (MacKenzie *et al*., 2002; Pollock *et al*., 2004). C'est probablement la considération la plus importante dont il faut tenir compte lors de la réalisation de relevés de plantes rares. Dans la plupart des cas, on ne peut pas vraiment déclarer qu'une espèce est absente, puisqu'un certain nombre de facteurs peuvent avoir réduit sa détectabilité. Il est donc plus adéquat de parler du fait qu'on n'a pas détecté l'espèce lorsqu'on mentionne des données d'absence.

2.2 LISTE DE VÉRIFICATION EN SEPT POINTS POUR MAXIMISER LA DÉTECTABILITÉ

Bon nombre de facteurs ont une incidence sur la détectabilité. On peut trouver utile de mettre en application la liste de vérification en sept points suivante pour chaque relevé de plante rare.

1. L'équipe chargée du relevé est-elle organisée, préparée et gérée de manière appropriée?

> Avant de réaliser un relevé, on doit étudier les caractéristiques des espèces cibles en examinant la flore, des spécimens d'herbier et des photographies. Toutes les espèces similaires qu'on pourrait prendre pour les espèces cibles devraient recevoir une attention semblable. Les évaluations indépendantes de biais d'observateur montrent qu'il arrive souvent qu'on identifie incorrectement plusieurs espèces, habituellement les espèces rares, ou qu'on n'en tient pas compte lors de relevés de multiples espèces dans de vastes lots (de 100 à 1000 m^2) des forêts et territoires tempérés couverts de graminées (Archaux *et al*., 2006). Pourquoi même des groupes de botanistes expérimentés semblent commettre ces erreurs? On peut attribuer une grande partie de cela à la façon dont les équipes sont organisées et gérées pour s'assurer que les membres sont alertes, motivés et dotés des outils pour résoudre les problèmes en collaboration. Pour obtenir l'équipe idéale qui recueillera les données les plus fiables, on recommande de nommer au moins deux personnes qui collaboreront ensemble. Une de ces personnes doit avoir au moins dix années d'expérience en taxonomie botanique locale. Les journées de travail devraient commencer peu après le lever du soleil et ne pas dépasser huit heures.

2. L'habitat est-il adapté à l'espèce cible?

PREMIER TRUC D'EXPERT : Pour créer une image de recherche pour des espèces rares qui prolongera la période annuelle durant laquelle on peut réaliser un relevé, créez une collection de photos de plantes identifiées correctement, sur le terrain, avec des sujets végétaux, des semis et l'habitat environnant, de préférence de différents endroits et de différentes années. Internet est une excellente source de photos, si vous n'en avez pas beaucoup au départ.

Habituellement, on ne sait que peu de choses sur la répartition et l'abondance d'une plante rare, et on en sait relativement peu sur les besoins en matière d'habitat. Dans le cas de nombreuses plantes rares des prairies, on peut supposer, de manière raisonnable, qu'une terre humide ou un couvert forestier n'est pas un habitat adéquat. Dans le cas d'autres espèces, la texture et la salinité du sol peuvent être des facteurs clés. À part ces caractéristiques de l'habitat qu'on peut définir à partir de cartes pédologiques et de photos aériennes, on ne peut pas supposer qu'on « sait » où croissent ces plantes. Par exemple, en utilisant de longs transects en bande pour relever tous les types d'habitat de deux plantes vivaces associées, de manière anecdotique, à des dunes, *Dalea villosa* et *Tradescantia occidentalis,* on a découvert qu'on trouve un nombre accru de plantes dans les dunes partiellement végétalisées, et qu'on en trouve même sous un couvert forestier (Godwin et Thorpe, 2007). Si on avait étudié uniquement des dunes dénudées, on n'aurait pas évalué la majorité de l'habitat adéquat. On aurait ainsi sous-estimé la répartition et l'abondance, et on aurait fait des recommandations erronées en ce qui a trait à l'habitat, aux menaces ou à la gestion.

3. Trouvera-t-on l'espèce cible durant cette période de l'année?

Habituellement, on organise la réalisation des relevés de manière à garder le personnel occupé et employé régulièrement durant la période sans neige. Cependant, plusieurs plantes indigènes rares peuvent être détectées uniquement pendant quelques semaines chaque année. On doit utiliser les stades phénologiques les plus facilement détectables par les observateurs pour planifier la réalisation de relevés de plantes rares ciblées (tableau 2.1). Même si on peut observer certaines vivaces persistantes, comme le yucca glauque (*Yucca glauca*), presque douze mois par année, on peut identifier, de manière fiable, certaines plantes annuelles et bisannuelles, comme l'halimobolos mince (*Halimobolos virgata*), uniquement pendant quelques semaines en mai et en juin, durant la période de floraison et de croissance des gousses. Les relevés d'espèces multiples peuvent nécessiter deux et rarement trois visites durant la période sans neige. Pour déterminer le nombre de visites requises lors de la planification d'un relevé, il faut consulter les experts régionaux de la flore.

BOÎTE 1 : Selon la recherche... vous n'êtes pas aussi bon que vous le croyez.

Les points suivants sont tirés de plusieurs sources, tandis que les chercheurs ont évalué précisément les biais associés aux programmes de surveillance de la composition et du couvert des espèces se trouvant dans des lots de forêts et de territoires tempérés couverts de graminées de différentes superficies (voir Klimes, 2003; Kercher *et al*., 2003; Archaux *et al*., 2006; Vittoz et Guisan, 2007; Johnson *et al*., 2008; Milberg *et al*., 2008; Archaux et al., 2009). Les résultats pourraient vous surprendre!

- En moyenne, la similitude des listes d'espèces recueillies par au moins deux botanistes expérimentés lors de relevés d'espèces multiples dans les lots de grande taille est de 67 % à 89 % (plage de 45 % à 98 %). Cela laisse entendre que les botanistes identifient de façon erronée ou omettent régulièrement des espèces lorsqu'ils réalisent des relevés.

- Les taux de mauvaise identification pour les relevés d'espèces multiples dans les lots de grande taille sont de 5 % à 10 % lorsqu'ils sont réalisés par des botanistes comptant de 10 à 30 années d'expérience en ce qui a trait à la flore régionale.

- Les taux d'omission pour les relevés d'espèces multiples dans les lots de grande taille sont de plus de10 % lorsqu'ils sont réalisés par des botanistes qui ont de l'expérience en ce qui a trait à la flore régionale, et qu'il n'y a pas de restriction quant au temps.

- Les taux d'omission et de mauvaise identification sont supérieurs pour les graminoïdes et les bryophytes (difficiles à identifier). Il est moins fréquent d'omettre ou de mal identifier des arbres et des arbustes (grandes plantes).

- Le taux d'omission augmente tandis que la superficie où on trouve une espèce diminue. Lorsque la couverture est inférieure à 1 %, le taux d'omission augmente de manière fulgurante, de 10 % à plus de 80 %. Il est donc plus probable d'omettre une petite espèce rare qu'une grande espèce commune.

- Le taux d'omission augmente tandis que le temps de recherche diminue. Par exemple, moins de 1 seconde m^{-2} permettra, habituellement, de détecter uniquement les espèces les plus communes, et à l'occasion, plus de 10 secondes m^{-2} sont nécessaires pour détecter les espèces les plus petites et les plus rares.

Ces résultats sont tirés de relevés d'espèces multiples. Dans le cas de relevés pour quelques espèces rares spécifiques, on peut davantage mettre l'accent sur une image de recherche bien créée. On obtient donc un taux inférieur d'identification erronée ou on est moins porté à omettre des sujets. Malgré tout, les gens ne sont pas infaillibles. On ne peut jamais confirmer des absences à la suite de la réalisation de relevés de plantes rares. Il est donc préférable de parler de relevé de présence sans détection, plutôt que de relevé de présence-absence.

Tableau 2.1 Seuils intérimaires recommandés pour maximiser la détectabilité d'espèces végétales en péril sélectionnées

Espèces	**Période (mois)**		**Largeur du transect (m)**		**Vitesse de marche (km/h)**	
			Végétation		**Végétation**	
	Floraison	**Fructification**	**Haute-dense**	**Courte-dénudée**	**Haute-dense**	**Courte-dénudée**
Halimobolos mince	Fin mai-juin	Mai-juin	1	3	0,5	2
Tradescantie de l'Ouest	Fin juin-juill.	Juillet	2	5	1	3
Cryptanthe minuscule	Juin-juill.	Juill.-sept.	1	2	0,5	2
Abronie à petites fleurs[1]	Juin-août	Juill.-août	s.o.	3	1	3
Herbe aux bisons[2]	Fin juin-juill.	Juill.-sept.	1	4	1	3
Dalée velue	Juill.-août	Août-sept.	2	6	1	4
Yucca glauque (yucca)	Juin-juill.	12 mois/an	5	10	3	5

[1] Les semis sont distincts. Il est facile de les détecter, dès le début de mai, dans un habitat de sable stérile.
[2] Les stolons reliant des ramets sont distincts si on les observe de près. On peut les observer toute l'année.

4. Trouvera-t-on l'espèce cible durant l'année en cours?

On peut constater des variations sur le plan de l'abondance en raison du climat. Cela a une incidence sur la détectabilité d'une espèce rare, même si des semis ou des bourgeons dormants sont présents dans le sol. En raison de conditions printanières sèches et froides, des bourgeons de cypripède soulier (*Cypripedium*) peuvent demeurer dormants sur des racines traçantes. On peut ainsi sous-estimer son abondance (Kery, 2004). Pour déterminer si on peut réaliser un relevé cette année-là, il faut tout d'abord consulter les données sur les tendances climatiques locales et régionales de la semaine précédente, la saison de croissance jusqu'à maintenant, ou un intervalle plus long qui peut être mieux adapté à l'espèce cible qu'on étudie. Ensuite, on doit retourner à au moins un des endroits où on sait qu'on trouve l'espèce pour comparer la densité actuelle et la détectabilité aux données antérieures.

5. La largeur de l'aire de recherche est-elle convenable?
6. La vitesse de recherche est-elle convenable?

La vitesse de déplacement et la largeur de l'aire de recherche ont, ensemble, une incidence sur le taux de recherche. Ce qu'on considère un taux approprié variera en fonction des facteurs ci-dessus, ainsi qu'en fonction de la taille de la plante et de l'obstruction de la couverture végétale (figure 2.1). Dans les grands lots servant à décrire la richesse des espèces, on détecte habituellement, dans les premières minutes, les grandes plantes ou les espèces les plus communes dont la couverture est de plus de 1 %. On trouve

la majorité des espèces rares au cours des minutes ou même des heures suivantes. Contrairement au taux d'erreur attribuable à une mauvaise identification, le taux d'omission d'espèces lors de relevés d'espèces multiples va de 10 % à 30 % lorsqu'on applique un taux de recherche équivalent à 9 secondes m^{-2} (Archaux *et al*., 2009). Des recherches ciblées pour une ou quelques espèces rares devraient diminuer ce taux d'omission.

DEUXIÈME TRUC D'EXPERT : Il faut planifier des relevés d'espèces multiples pour cibler les espèces les plus difficiles à détecter, et il faut prévoir des taux de recherche et des périodes qui sont les mieux adaptés à ces espèces problématiques.

Cependant, dans des essais de détectabilité contrôlés réalisés par Environnement Canada à l'aide de cure-pipes façonnés de manière à ressembler à la cryptanthe minuscule, les observateurs ayant différents niveaux d'expérience ont trouvé, en moyenne, 70 % des sujets placés dans une pelouse tondue. Le taux de recherche allait de 3 à 8 secondes m^{-2}. En cas de doute, il faut consulter des experts ou effectuer des essais de détection pour déterminer le taux de recherche approprié.

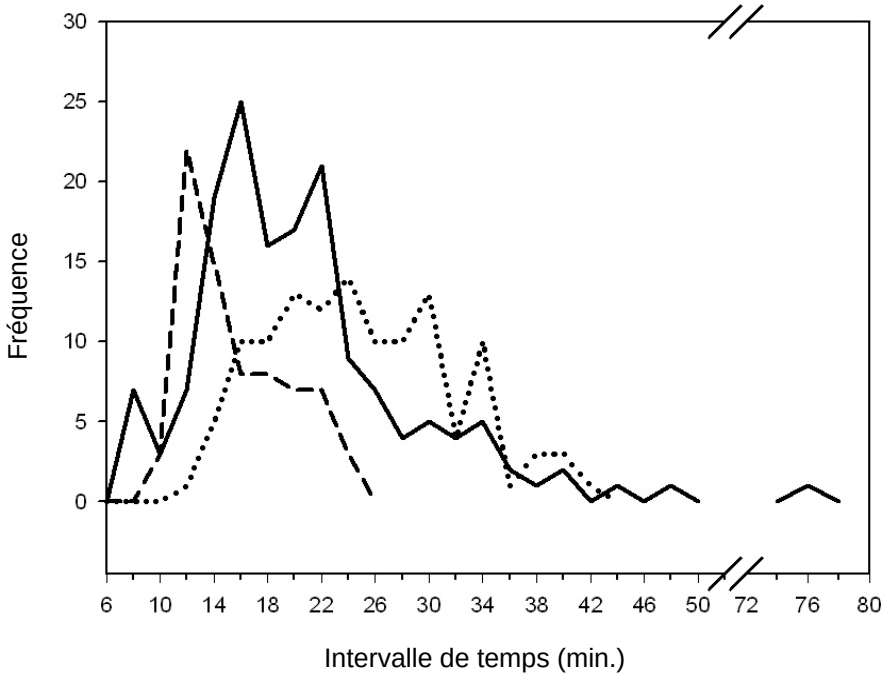


Figure 2.1 Variation en temps pour réaliser une recherche dans des transects en bandes de 500 x 5 mètres pour différents habitats et espèces cibles : (ligne tiretée) herbe aux bisons dans des prairies mixtes plates du sud-est de la Saskatchewan, moyenne = 14,6 min; (ligne pleine) dalée velue de dunes de sable partiellement boisées dans le sud-ouest du Manitoba, moyenne = 19,6 min; (ligne pointillée) cryptanthe minuscule dans des prairies mixtes arides accidentées et ondulées dans le sud-est de l'Alberta, moyenne = 24 min (source de données : Environnement Canada).

7. L'intensité de l'échantillonnage est-elle suffisante?

On peut faire un recensement dans les petites zones d'étude. Cependant, les zones d'étude plus vastes peuvent seulement faire l'objet d'un échantillonnage. Dans la section 5, on parlera principalement des manières de déterminer la proportion de la zone d'étude à évaluer, ainsi que de la disposition des unités d'échantillonnage. Contrairement à la plupart des méthodes d'échantillonnage de la végétation, les relevés de plantes rares doivent être réalisés sur une superficie supérieure. De plus, on doit mettre l'accent sur les espèces cibles. Habituellement, on doit se servir de vastes lots et de longs transects en bandes de plus de 500 m^2 pour détecter les plantes rares, contrairement à des quadrats de moins de 1 m^2 ou carrés délimités qu'on utilise pour évaluer l'abondance des espèces végétales les plus communes (Stohlgren, 2006). Plus on utilise de lots ou de transects, plus on augmente la proportion de la zone d'étude à évaluer, et plus on hausse la probabilité qu'on détecte la cible (figure 2.2).

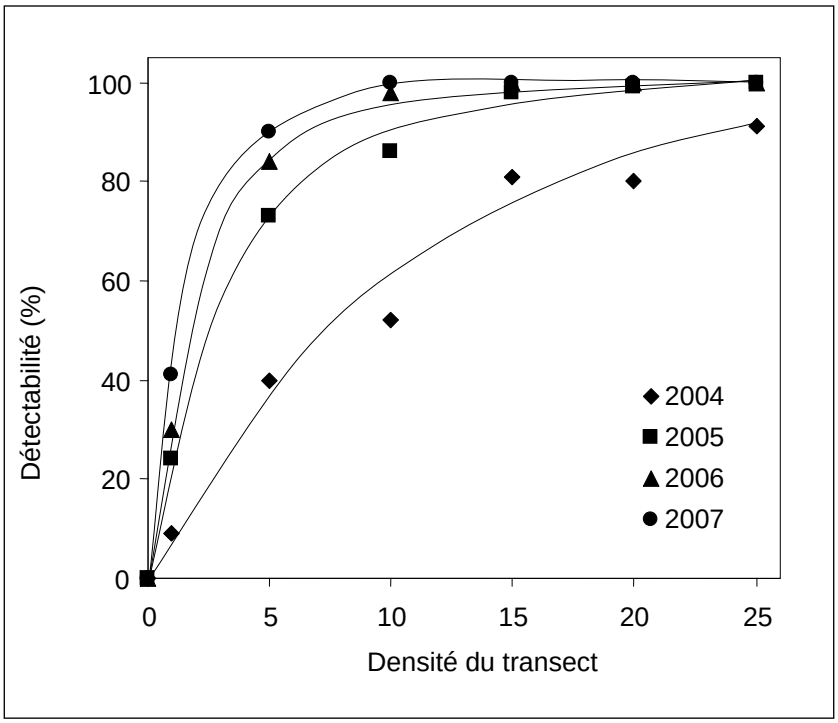
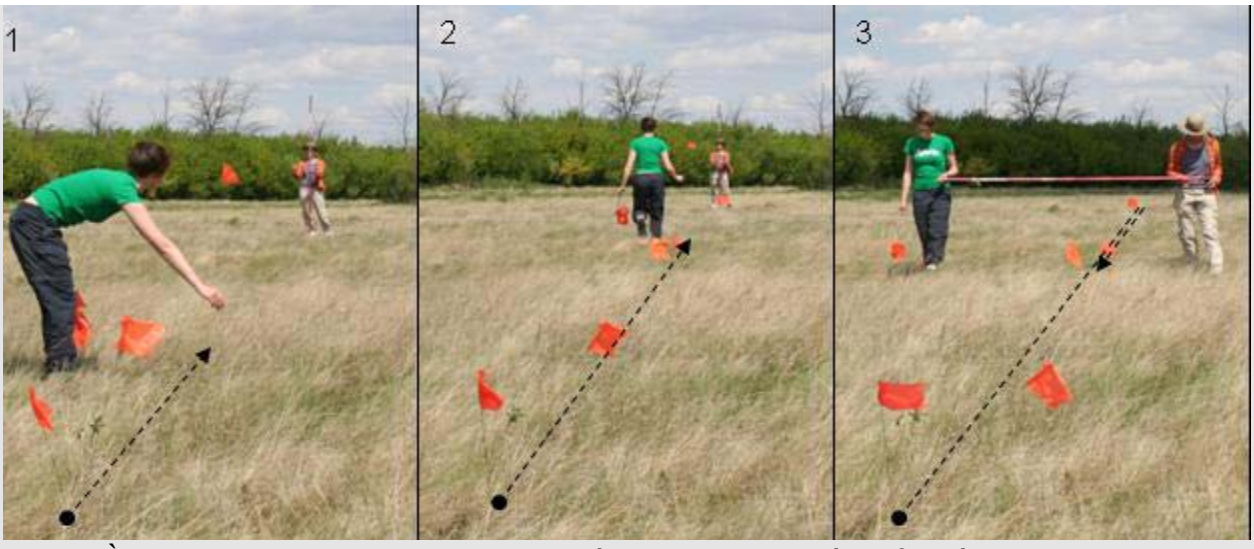


Figure 2.3 La détectabilité comme fonction de l'intensité de l'échantillonnage pour l'halimobolos mince dans la réserve nationale de faune dans les Prairies nº 20. À la suite des recensements, on a cartographié la zone d'occupation connue chaque année, de 2004 à 2007. On a simulé un échantillonnage dans des transects en bandes de 800 x 2 mètres choisis aléatoirement qui ont été placés sur un quart de section de 800 x 800 mètres, afin d'estimer la détectabilité. Les résultats sont le nombre d'occurrences après 100 itérations de chaque niveau de densité par transect (source des données : Environnement Canada).



TROISIÈME TRUC D'EXPERT : Durant la réalisation de relevés, il faut éviter d'accomplir des tâches multiples qui empêchent de se concentrer sur la recherche de plantes. Il faut tout d'abord évaluer et poser des fanions délimitant les transects en un seul parcours, tout en tenant compte des données géographiques. Ensuite, il faut parcourir à nouveau le transect pour chercher des plantes. On porte principalement attention aux cibles biologiques. On peut recueillir les fanions pendant le parcours de retour. Des poteaux de levé servent à maintenir une distance fixe entre les observateurs. Cette approche permet de maintenir une ligne droite, et de terminer l'observation à l'endroit où on l'a commencée.

2.3 MÉTHODES QUANTITATIVES POUR ÉVALUER LA DÉTECTABILITÉ

Pour accroître la crédibilité, un relevé de plantes rares devrait estimer, de manière quantitative, la détectabilité.

- Double échantillonnage par différents observateurs, à différents moments, à l'aide du même protocole d'échantillonnage. Certaines occurrences trouvées par un observateur seront omises par un autre observateur. Le contraire est aussi vrai. Le nombre d'occurrences enregistrées par les deux observateurs, divisé par le nombre total de toutes les occurrences, permettra d'obtenir une probabilité de détection habituellement de moins de 1. Cela est identique à la méthode qu'on utilise pour évaluer les indices de similarité de l'écologie communautaire. On peut aussi utiliser la reproduction du double échantillonnage pour obtenir une moyenne de probabilité de détection plus précise avec une mesure de l'écart.

$$D = (2 * c) / (a + b)$$

a = occurrences ou sujets enregistrés par l'observateur 1
b = occurrences ou sujets enregistrés par l'observateur 2
c = occurrences ou sujets enregistrés et communs aux deux observateurs
D = probabilité de la détection

- Double échantillonnage par différents observateurs, à l'aide de différents protocoles d'échantillonnage. À l'option 1 (deux observateurs), le premier observateur marque toutes les

occurrences qu'il trouve, tandis que le deuxième observateur enregistre les découvertes du premier. De plus, il ajoute ses propres occurrences additionnelles. À l'option 2, le premier observateur se sert d'un protocole d'échantillonnage normalisé mais rapide, tandis que le deuxième observateur utilise un protocole très intensif pour documenter toutes les occurrences possiblement omises. Dans les deux cas, le nombre d'occurrences enregistrées par le premier observateur est divisé par celui du deuxième observateur. On obtient ainsi une probabilité de détection habituellement de moins de 1. On conseille aussi de reproduire cette approche pour évaluer la moyenne et l'écart.

$$D = a / b$$

a = occurrences ou sujets enregistrés par l'observateur 1
b = occurrences ou sujets enregistrés par l'observateur 2
D = probabilité de la détection

À l'occasion, on obtient une probabilité de détection de plus de 1 en raison d'une mauvaise identification et de l'inclusion des mauvaises espèces, de l'exclusion des bonnes espèces, de l'inclusion ou de l'exclusion erronée de sujets trouvés à l'extrémité ou près de l'extrémité des unités d'échantillonnage, ou du comptage double erroné d'une seule occurrence ou d'un seul sujet. Ces **erreurs de commission** se produiront et se sont produites lors d'essais expérimentaux, ce qui illustre bien le besoin de reproduire les essais de détectabilité pour mieux évaluer ces probabilités.

QUATRIÈME TRUC D'EXPERT : La reproduction des essais de détection devrait représenter tous les observateurs, habitats, espèces cibles et taux de recherche. En présence d'écarts importants, la moyenne peut ne pas être aussi significative que si on examinait séparément les différentes probabilités de détection pour chaque ensemble de conditions.

En bout de ligne, on peut utiliser les probabilités de détection pour corriger des estimations quant à la répartition et à l'abondance (voir des calculs détaillés dans MacKenzie *et al*., 2002; Pollock *et al*., 2004; Rondinini *et al*., 2006). Sensiblement, le nombre réel d'occurrences ou de sujets (N) est égal au nombre dénombré (C) divisé par la probabilité de détection (P).

$$\mathbf{N = C / P}$$

3.0 ENREGISTRER ET DOCUMENTER LA DÉCOUVERTE DE PLANTES RARES

Sur le plan historique, on recueillait des plantes. Habituellement, on les pressait, et on les conservait dans un herbier public ou privé qui constituait la preuve qu'une plante existait. Cependant, il existe maintenant bon nombre de moyens technologiques pour accroître le nombre de données géographiques exactes et précises requises pour planifier les programmes d'atténuation ou de rétablissement et de surveillance de plantes rares, et de laisser les plantes sur les lieux. Toutes ces méthodes dépendent d'une définition claire de ce qu'est une occurrence.

3.1 DÉFINITION D'UNE OCCURRENCE

Par **occurrence**, on entend une ou plusieurs plantes d'une seule espèce qui partagent un point, une ligne ou un polygone dans l'espace. Parmi les facteurs qui ont un effet sur la définition d'une occurrence pour un relevé sur le terrain particulier, il y a les suivants :

1. Sur le plan logistique, une occurrence dépendra du résultat souhaité du projet. Si on souhaite une présence ou une absence à l'échelle d'un quart de section lors d'un projet régional ou paysagiste, toute preuve de présence physique de l'espèce dans la zone représentera une occurrence. On indiquera qu'elle est présente dans le quart de section. Il est possible de faire la même chose pour les îlots d'habitat définis à l'échelle du paysage ou du site. Cependant, d'autres résultats sont habituellement souhaités.

2. Sur le plan technique, les unités cartographiques minimales pour Biotics de NatureServe est de 12,5 mètres (É.-U.) ou de 25 mètres (Canada), en fonction de l'utilisation d'échelles cartographiques de 1:25 000 ou de 1:50 000 (NatureServe, 2004). Une précision accrue est toujours possible sur le terrain. La plupart des **systèmes GPS** portatifs offerts en 2010 proposent une précision de localisation de moins de ± 5 mètres. Les stations totalisatrices des observateurs peuvent offrir une précision en millimètres.

3. Sur le plan biologique, ce ne sont pas toutes les parties des plantes qu'on peut observer à la surface (p. ex. les racines secondaires ou stocks semenciers dans le sol). Bon nombre de plantes se reproduisent de manière végétative. Ce ne sont pas toutes les tiges qui sont des sujets distincts sur le plan génétique (organismes présentant une originalité génétique (OOG)). Certaines sont des clones d'un parent (ramets). De nombreuses plantes ont une petite surface terrière relative au diamètre ou à la couverture du couvert. C'est pourquoi il faut prendre des décisions relatives à des espèces spécifiques en fonction du groupe, du dédoublement ou du tampon que les observateurs peuvent observer à la surface lors d'occurrences significatives sur le plan biologique (tableau 3.1).

4. Sur le plan administratif, les organismes peuvent appliquer des définitions normalisées à toutes les espèces végétales après un relevé. NatureServe et les CDC ou CIPN membres catégorisent les fiches d'occurrences selon les **occurrences d'éléments (OE)** qui peuvent regrouper ou diviser les polygones ou grappes de points en fonction de la distance, de la connectivité de l'habitat ou de la similarité (NatureServe, 2004). Dans le même ordre

d'idées, le COSEPAC évalue la zone d'occupation en utilisant un quadrillage M.T.U. de 1 x 1 km et de 2 x 2 km, sans égard au fait qu'un enregistrement occupe toute la portion de chaque carré ou une petite portion d'un carré.

BOÎTE 2 : Devrions-nous recueillir des spécimens de référence d'espèces végétales en péril?

Le fait de recueillir des plantes entières, des parties de plantes ou des semis d'une espèce végétale en péril peut représenter une menace à la survie et au rétablissement de certaines populations. La cueillette de spécimens de référence visant à simplifier l'identification taxonomique et à fournir une preuve de l'occurrence est interdite en vertu des articles 32 et 36 de la *Loi sur les espèces en péril* (gouvernement du Canada, 2002). Cependant, avec les permis appropriés, il est possible de cueillir une plante ou une partie d'une plante afin de confirmer la taxonomie. Le fait de recueillir et de préserver une plante exige une attention particulière, afin de s'assurer que les structures essentielles à l'identification exacte ne sont pas endommagées (voir Alberta Native Plant Council, 2006, pour de plus amples renseignements sur la cueillette de plantes, le presse-spécimens et la préservation). Il reste toutefois une question. Combien de plantes peut-on cueillir de manière sécuritaire?

Menges *et al*. (2004) ont réalisé des analyses de la viabilité de la population, et ont estimé les risques d'extinction pour un ensemble d'espèces végétales vivaces dans différents scénarios où la taille de la population initiale, la portée de la cueillette de semis et la fréquence variaient. En se fondant sur cette analyse, Menges *et al*. (2004) ont recommandé de recueillir, une fois tous les 10 ans, moins de 10 % des semis produits par une population à une année donnée, sans égard à la taille de la population, afin d'assurer une probabilité de longévité de la population de 95 %. Par extension, on peut dire qu'on doit recueillir seulement 1 spécimen de référence sur 10 dans une population donnée, une fois tous les 10 ans. Cependant, il est difficile d'extrapoler l'incidence de la cueillette de semis à la cueillette de plantes entières.

On préfère la prise de photos numériques sur les lieux des espèces végétales en péril à la cueillette de spécimens de référence.

Avantages d'un appareil photo numérique :

- est d'utilisation générale et facilement accessible, beaucoup plus qu'un presse-spécimens;
- propose des images à très haute résolution équivalant à la qualité d'un microscope à dissection;
- il est possible d'examiner immédiatement la qualité de la photo pour s'assurer qu'on a pris des images de qualité élevée d'un spécimen vivant, tandis qu'il est impossible d'effacer les dommages causés à une plante durant sa cueillette;
- les limites quant à la mise en mémoire d'un nombre d'images et de spécimens photographiés sont mineures, comparativement aux limites spatiales liées à un presse-spécimens;
- il est possible d'archiver de manière permanente les images sans dégradation ou avec une légère dégradation; tandis que tout presse-spécimens peut être endommagé, desséché et perdre ses couleurs au fil du temps; il devient ainsi difficile d'observer les structures d'identification les plus importantes;
- il est aussi possible de photographier l'habitat à des fins de classification indépendante du type d'habitat; souvent, cela est plus utile qu'une simple description narrative subjective;
- l'avantage le plus important des photographies numériques est possiblement la facilité avec laquelle on peut distribuer des images à plusieurs experts en taxonomie botanique, à plusieurs endroits, pour confirmer l'identification, tandis qu'il est impossible, habituellement, d'enlever les spécimens des herbiers dans lesquels ils sont conservés.

Désavantages d'un appareil photo numérique :

- on ne voit pas d'échelle sur les photographies; souvent, la taille des structures est importante à des fins d'identification;
- on peut omettre des structures importantes requises pour l'identification; des coordonnées précises de localisation prises avec un GPS peuvent permettre de retrouver plus facilement l'endroit afin de prendre d'autres photos avec une échelle.

Tableau 3.1 Définitions changeantes de ce que constitue une espèce végétale en péril individuelle en se fondant sur la forme de vie, le cycle biologique et la perspective ou l'objectif de la définition

Espèces	**Unité pertinente sur le plan de l'évolution en vue de la sélection**	**Évaluation de la situation par le COSEPAC**	**Unité pratique et efficace pour observer sur le terrain**
Abronia	Semis et plante	Tigelle enracinée et fruit ou fleur	Tigelle enracinée
Halimobolos mince	Semis et plante	Tigelle enracinée et fruit ou fleur	Chiffonne (pas une rosette)
Dalée velue	OOG	Ramet ou pousse simple	Tigelle enracinée
Yucca glauque	OOG	Ramet ou pousse simple	Rosette
Herbe aux bisons	OOG	Ramet ou pousse simple	Colonie ou couverture foliaire
Ptérygoneure de Kozlov	Spores	Colonies	Colonies avec sporophytes

3.2 REMPLIR LES CELLULES DE GRILLE

Les grilles peuvent être spécifiques à un plan de relevé, afin de saisir une résolution de données prédéfinie. On peut aussi utiliser une des grilles géographiques ou de levés topographiques existantes.

1. Le quadrillage pour l'arpentage des terres fédérales divise la plupart des territoires de l'Ouest du Canada en cantons de 10 x 10 km. Chaque canton comprend 36 sections de 1,6 x 1,6 km. On peut sous-diviser chaque section en quatre quarts de section de 0,8 x 0,8 km ou en 16 sous-divisions juridiques de 0,4 x 0,4 km. On a utilisé cette approche pour recenser l'herbe aux bisons dans le sud-est de la Saskatchewan, afin d'accroître spécifiquement nos connaissances quant à la zone d'occurrence et à la zone d'occupation à l'échelle du quart de section.

2. Le quadrillage M.T.U. divise la planète en un réseau métrique de carrés qui sont souvent représentés à une résolution de 1 x 1 km sur des cartes dont l'échelle est de 1:50 000 ou de 1:250 000. Si on utilise un quadrillage dont la résolution est inférieure à 100 x 100 m, on augmente le risque de commettre des erreurs d'exactitude en ce qui a trait au quadrillage M.T.U. ou aux données d'occurrence.

3.3 MARQUAGE DES SEGMENTS DE TRANSECT

Les transects en bande conçus de manière à ce qu'ils aient préalablement des points de départ et de fin identifiés sur le plan géographique, ainsi que des largeurs fixes, sont idéaux pour vérifier les occurrences et, à l'occasion, évaluer la taille de la population. Selon la taille de l'occurrence en relation avec le transect en bande, il existe deux moyens fondamentaux d'identifier des occurrences.

1. On peut identifier les plantes simples ou des colonies de plantes beaucoup plus petites que la largeur d'un transect en bande à l'aide de points spécifiques, soit une paire de coordonnées E-O et N-S. Cependant, si on suppose la présence d'une zone d'influence entourant la plante qui contient des racines vivantes et des stocks semenciers dans le sol, il peut être sensé de définir ces petites occurrences dans le cadre de segments d'un transect plus vaste.

2. On peut identifier facilement des colonies d'au moins une plante plus larges que la largeur d'un transect en bande par les coordonnées de début et de fin d'un segment de transect. On définit automatiquement une zone d'occupation en multipliant la longueur du segment par la largeur fixe du transect en bande. On a employé cette approche pour surveiller les populations de cryptanthe minuscule dans la réserve de faune nationale de Suffield, et pour évaluer la taille de la population de la dalée velue dans les dunes de Dundurn.

CINQUIÈME TRUC D'EXPERT : Grâce aux transects orientés à une latitude, longitude, abscisse ou ordonnée constante, il est facile de marquer des segments d'occupation, parce qu'on n'a besoin que d'un seul chiffre pour les points de départ et de fin. On économise ainsi du temps, et on réduit les erreurs liées à la transcription manuelle. Cela simplifie la saisie numérique.

Les segments ne représentent pas toujours des colonies discrètes. Ce peut être tout simplement plusieurs lobes d'une seule colonie plus vaste croissant à côté d'un transect en bande. Ce n'est pas toujours un problème en ce qui a trait à la méthode de transect en bande, tandis que les calculs et la surveillance permettant de déceler des changements sont associés aux phénomènes mesurés uniquement dans le transect.

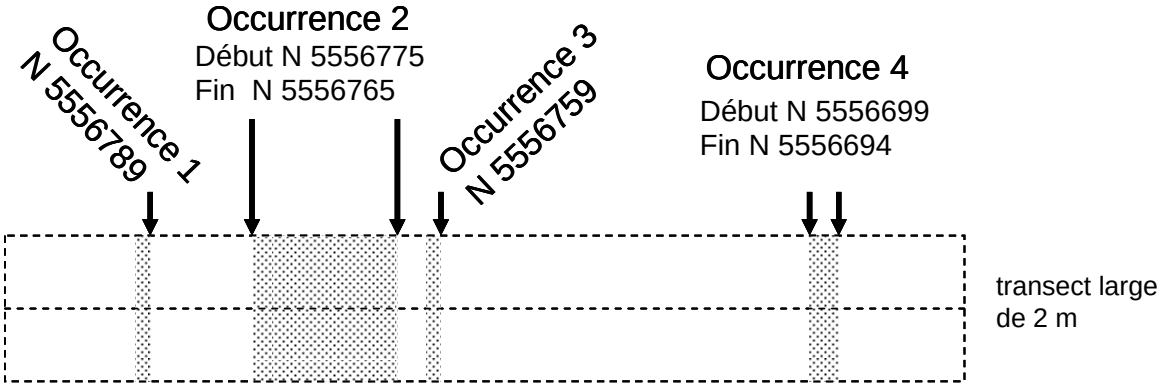


Figure 3.1 Représentation conceptuelle de l'utilisation des segments de transect pour identifier des occurrences lors de relevés fondés sur de longs transects en bande. Voici un exemple d'un transect d'une UTM abscisse constante. On ne note donc que les ordonnées pour décrire les segments.

3.4 CARTOGRAPHIE DES POINTS ET DES POLYGONES

La fonction de tracé offerte avec la plupart des appareils GPS est le moyen le plus efficace de marquer les limites des points et des polygones pour les occurrences de plantes rares. Cette fonction ne fait qu'enregistrer une séquence de points par temps (de 5 secondes à plusieurs minutes) ou par distance (5 mètres ou plus). Il est possible d'activer ou de désactiver cette fonction, afin de réduire les besoins en mémoire. Il faut prendre des décisions quant à la distance maximale entre les plantes, afin de pouvoir les cartographier comme appartenant au même polygone. On espère que cette décision est prise lorsqu'on définit une occurrence dans le cadre du projet. Même si on souhaite appliquer une zone tampon pour les restrictions d'évitement dans une aire industrielle, on peut regrouper les plantes dont la proximité est supérieure au double de la distance de la zone tampon. Réciproquement, lorsque les données visent plusieurs utilisateurs à des fins multiples, la cartographie doit être aussi précise que le permet l'équipement. On peut créer des polygones d'une taille aussi restreinte que 2 x 2 mètres.

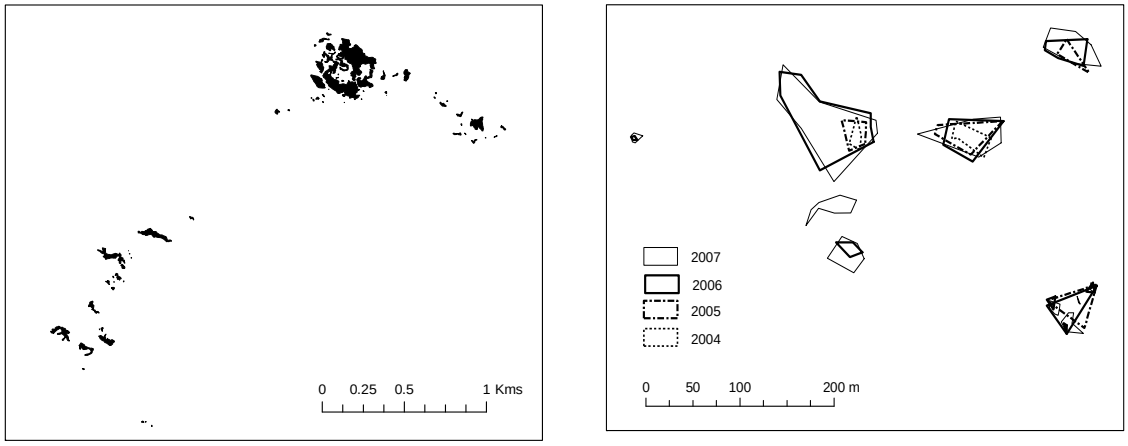


Figure 3.2 Des polygones créés à l'aide d'un appareil GPS apparaîtront de manière plus ou moins détaillée, selon la résolution souhaitée. L'image à gauche illustre des colonies de dalée velue où on a regroupé, dans des polygones, des plantes séparées par une distance de moins de 30 m les unes des autres. L'image à droite illustre des colonies d'halimobolos minces, durant différentes années, pour lesquelles on a regroupé, dans des polygones, des plantes séparées par une distance de moins de 2 m.

SIXIÈME TRUC D'EXPERT : Avant d'utiliser un appareil GPS pour cartographier le périmètre d'un polygone, il faut tout d'abord marquer le périmètre à l'aide de fanions lors d'une recherche systématique minutieuse des plantes sans appareil GPS. Ensuite, on peut mettre l'accent sur les données de l'appareil GPS pour vérifier la réception satellitaire et l'exactitude de la localisation, et s'assurer que la trace est enregistrée adéquatement pendant qu'on enlève les fanions durant le parcours de retour.

On peut télécharger les données obtenues sous forme de séquence de points. On peut les projeter dans un environnement peu technique (tableau MS Excel) ou très technique (couche de données géospatiales du SIG). Parmi les spécifications du système GPS recommandées, il y a :

1. Appliquer des délais en blocs de 5 à 10 secondes en marchant à une vitesse de 2 à 4 km/h. En prévoyant des délais plus longs ou une fonction de distance de >10 m, on obtient des représentations moins exactes avec des erreurs de **chevauchement** ou des **écarts** fréquents à l'endroit où on commence à cartographier les lignes de polygone et où on arrête.

2. Enregistrer les traces uniquement après que l'erreur de localisation se soit stabilisée à un maximum de 5 mètres, afin de réduire au minimum les mêmes erreurs de chevauchement ou écarts qui se produisent lorsque la réception passe d'un satellite à un autre. On s'attend à ces erreurs, mais elles doivent être raisonnables pour obtenir des localisations précises.

Il existe d'autres approches pour mesurer les occurrences et calculer la zone d'occupation. Cependant, on doit éviter de les utiliser, s'il y a lieu, pour les raisons suivantes :

SEPTIÈME TRUC D'EXPERT : Ne pas oublier de désactiver la fonction de tracé de l'appareil GPS, et ne pas enregistrer les traces. On peut consacrer trop de temps à traiter et à tenter de corriger les traces parce qu'on n'avait pas désactivé la fonction entre les points et polygones à enregistrer. La sauvegarde des traces utilise inutilement la mémoire et peut créer des jointures inexactes ou des fonctions de boucle fermée avec chaque suivi. Il est plus facile de se fier uniquement au fichier de traces enregistré automatiquement.

1. Les points de cheminement le long des limites des polygones exigent plus de temps et de mémoire, et limitent ce qu'on peut réaliser lors d'un relevé (p. ex. l'appareil E-trex Vista 2006 de Garmin peut enregistrer uniquement 250 points de cheminement, mais jusqu'à 10 000 points de tracé).

2. En parcourant les limites des polygones pour évaluer la zone d'occupation, on peut obtenir des erreurs d'observation semblables aux erreurs de l'appareil GPS. Cependant, le fait de marcher ne permet pas de recueillir des données géoréférencées sur les limites. De plus, en utilisant un appareil GPS, on enregistre les limites numériquement. Les calculs de la zone d'occupation peuvent aussi être faits de manière numérique. Ils sont donc plus précis.

3. L'équipement d'arpentage de la station totalisatrice (y compris l'appareil GPS) peut offrir les données les plus exactes et précises. Cependant, c'est le moyen le plus coûteux et vorace en temps pour recueillir des données. Il n'est pas pratique pour les projets de grande envergure.

4. Le dessin appliqué sur une photo aérienne ou une carte topographique est la méthode la moins souhaitable, en raison des erreurs d'observation, et du temps requis pour numériser les données afin que d'autres observateurs puissent les utiliser.

4.0 CONCEPTION DE LA DISPOSITION DES RECENSEMENTS : PETITE ZONE D'ÉTUDE

4.1 LES MÉTHODES DE RECHERCHE LINÉAIRE RÉDUISENT LES BIAIS

En raison de transects ou de parcelles qui se chevauchent ou se croisent, on peut mesurer à répétition les mêmes sujets ou colonies, ce qui augmente les estimations quant à la densité, en incluant des **erreurs de commission**. Cela comprend les parcours de recherche réalisés en serpentant ou en marchant aléatoirement qu'on préconise à l'occasion (figure 4.1). C'est une méthode impossible à reproduire. Elle ne permet pas de faire de calculs objectifs des efforts de recherche, parce que la fréquence et l'amplitude des méandres peuvent varier, ce qui peut entraîner des erreurs aléatoires et systématiques sur le plan de l'exactitude qui sont impossibles à corriger (Edwards *et al*., 2006). C'est pourquoi on recommande d'utiliser des transects linéaires, parallèles et adjacents dans presque tous les cas, afin de réduire les sources de biais qui entraînent un taux de détectabilité faible et une mauvaise qualité des résultats du relevé.

HUITIÈME TRUC D'EXPERT : Pour respecter les transects parallèles et adjacents, il faut utiliser des fanions pour marquer l'extérieur de la limite d'un transect en bande pendant la recherche. Lors du parcours de retour, il faut recueillir ces fanions pendant la recherche. Les lignes n'ont pas à être parfaitement droites. Cependant, cela aide à s'assurer qu'on n'a rien oublié, ce qui se produirait si on serpentait.

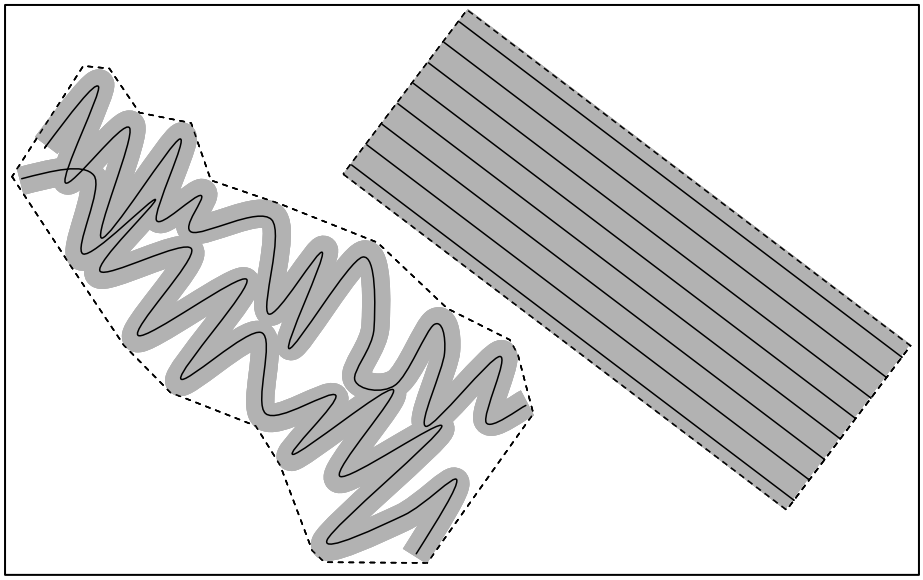


Figure 4.1 Représentation conceptuelle des erreurs de chevauchement et d'écarts aléatoires et systématiques créées par une fréquence et une amplitude non maîtrisées des « méandres » comparativement à des transects linéaires parallèles et adjacents.

4.2 RECENSEMENT DE PETITES COLONIES DE MOINS DE 1 HA ET DE CORRIDORS ÉTROITS DE MOINS DE 30 M DE LARGEUR

C'est le type de relevé de plantes rares le plus fréquemment réalisé lors d'évaluations environnementales de sites. Parmi les exemples de zones d'étude habituelles, il y a :

- Plateformes d'exploitation pétrolière d'environ 1 ha.
- Zones de conservation suburbaines d'environ 0,1 à 20 ha.
- Pipelines souterrains et corridors d'utilités publiques d'environ 1 à 30 m de largeur.
- Routes, sentiers, coupe-feux et fossés d'environ 3 à 30 m de largeur.

On recommande d'effectuer une recherche systématique le long des transects linéaires parallèles et adjacents qui couvrent la totalité de la zone (figure 4.1). Il est possible qu'on veuille exploiter l'ensemble de la zone d'étude, ce qui peut avoir des effets directs sur les espèces en péril. C'est donc le moyen de recherche le plus efficace. De plus, on recherche souvent plusieurs espèces dans la zone d'étude. Puisque chaque espèce a des besoins uniques en matière d'habitat, il faut fouiller tous les habitats. Parmi les exceptions à cette règle, il peut y avoir les habitats aquatiques où on ne cible aucune espèce aquatique, ou d'autres motifs semblables. En outre, il peut être nécessaire de faire plusieurs visites pour détecter des espèces à différentes périodes de l'année. Dans ce cas, ce type de dénombrement complet est restreint aux petits sites.

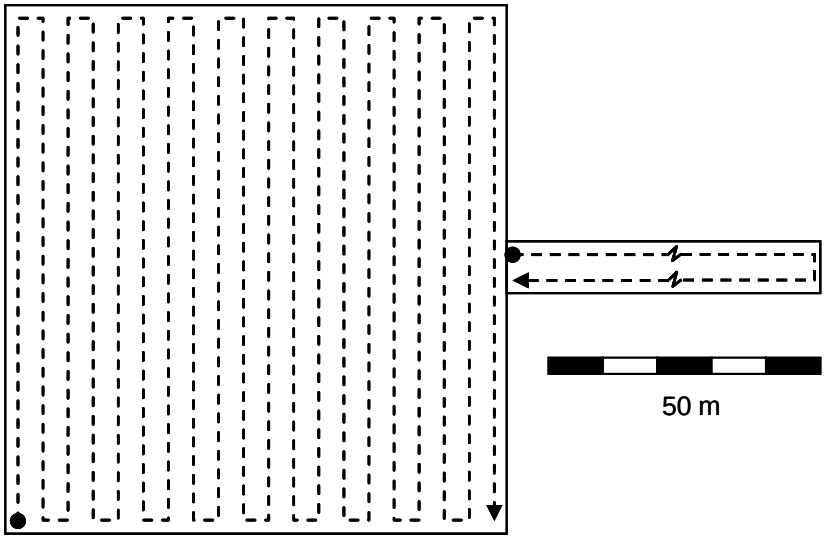


Figure 4.2 Présentation conceptuelle de transects linéaires parallèles et adjacents pour réaliser un recensement d'une plateforme d'exploitation et du droit de passage associé.

4.3 RECENSEMENT STRATIFIÉ DES PAYSAGES DE MOINS DE 100 HA

On peut faire un recensement des espèces simples dans des paysages plus vastes, y compris des parcelles de terres aussi larges que des quarts de section ou 64 ha. Pour ces zones de plus en plus élargies, il est plus efficace de créer une image de recherche pour une espèce simple, et d'appliquer une simple méthode de recherche d'un seul parcours. Le temps de recherche pour des zones d'étude aussi grandes qu'un quart de section peut varier. Il peut être aussi court que 40 heures-personnes et aller à plus de 100 heures-personnes si on suppose que l'espèce est absente ou qu'elle n'est pas décelée.

On recommande d'effectuer une recherche systématique le long des transects linéaires parallèles et adjacents qui couvrent la totalité de la zone. Habituellement, ce n'est pas la totalité de la zone qui est immédiatement menacée par l'exploitation. On peut donc prendre quelques jours, s'il y a lieu, pour réaliser le relevé de manière progressive.

À des fins d'efficacité, on peut exclure certains habitats qui sont clairement inadéquats de la recherche. On doit diviser la zone d'étude variable ou hétérogène en plusieurs petites unités d'habitat qui sont plus semblables ou homogènes à petite échelle (figure 4.2). C'est la stratification.

4.3.1 STRATIFICATION CONTRE BIAIS

La stratification diffère du biais d'importantes manières. Voici comment :

- La **stratification** est un effort conscient et préplanifié pour exclure, réduire ou augmenter l'intensité de la recherche dans les colonies qui diffèrent en ce qui a trait à certaines caractéristiques de l'habitat mesurées et observées à répétition. La stratification permet ainsi une estimation quantitative de différentes intensités de recherche, et une évaluation quantitative de leur incidence sur les résultats, et elle limite ou pondère correctement l'extrapolation des résultats aux parcelles d'habitat.

- Le **biais** est un terme qu'on réserve habituellement à des décisions, conscientes ou subconscientes, qui n'ont pas été planifiées, mais qu'on a prises sur les lieux quant à l'intensité de la recherche. Il est impossible de quantifier, de répéter ou d'extrapoler des résultats biaisés en ce qui a trait à la variabilité causés par une erreur d'observateur.

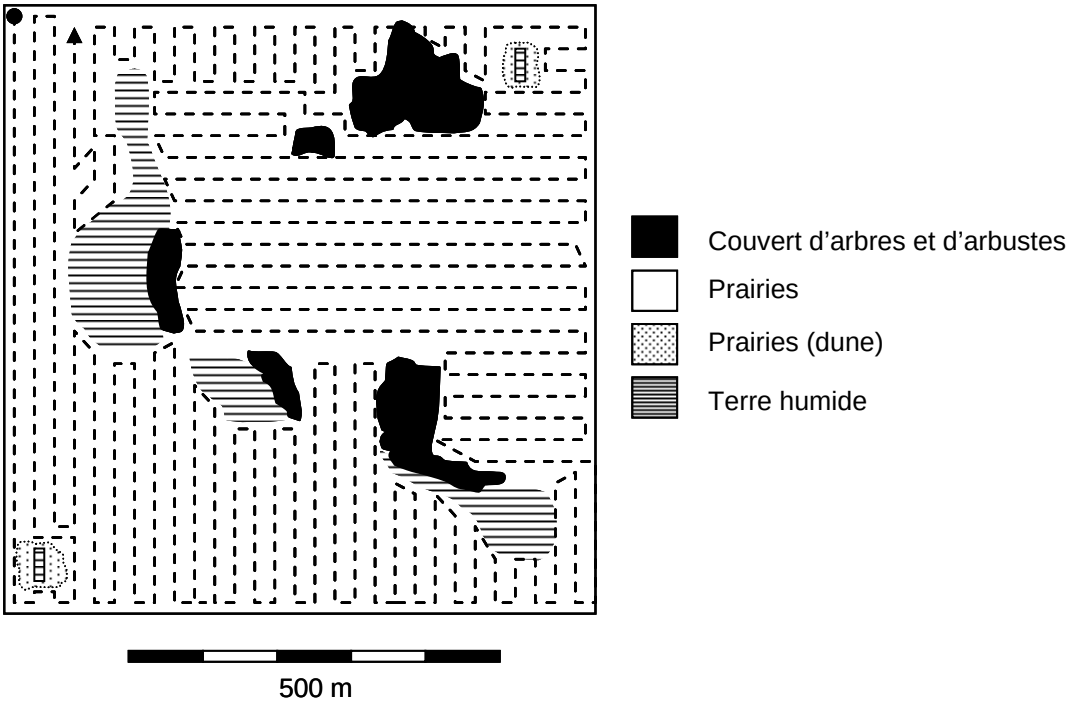


Figure 4.3 Présentation conceptuelle de transects linéaires parallèles et adjacents pour réaliser un recensement stratifié d'habitats de prairies situés dans un quart de section.

4.3.2 ÉCHELLES D'UNITÉS CARTOGRAPHIQUES MINIMALES POUR LA STRATIFICATION

La stratification des habitats dans l'écozone des Prairies peut être simple ou difficile selon la complexité et l'échelle.

1. On recommande la stratification simple et à échelle grossière qu'on peut reproduire, parce que l'habitat d'espèces végétales rares n'est pas toujours bien connu. Par exemple, la cryptanthe minuscule et l'halimobolos mince croissent toutes les deux dans les sols grossiers et secs des prairies mixtes. Dans ce cas, toutes les prairies ayant un sol grossier qui ne sont pas des terres humides ou des forêts peuvent représenter un habitat. On suggère des unités de cartographie minimales de 1 à 0,25 ha.

2. Il est idéal d'utiliser une stratification moyennement complexe et d'échelle moyenne qui sépare les habitats en fonction de quelques critères simples. Par exemple, le ptérygoneure de Kozlov ne se trouve qu'à la limite des milieux humides alcalins, et la dalée velue ne croît que dans des sols légers des dunes ou près de celles-ci, où la couverture est exempte d'arbustes ou en compte quelques-uns. On suggère des unités de cartographie minimales de 0,25 à 0,01 ha.

3. Les strates compliquées, à échelle fine, qui séparent les colonies en fonction de espèces végétales dominantes ou d'assemblage d'espèces, malgré une structure de la végétation, un type de sol et un climat semblables, sont difficiles à séparer avant un relevé, et à justifier sauf si on comprend bien les effets concurrentiels détaillés et spécifiques à des espèces ou d'autres effets fonctionnels. Même si on utilise fréquemment des listes d'espèces pour les occurrences de plantes rares, on emploie rarement ces données pour les raisons ci-dessus. On ne recommande pas une stratification de moins de 0,01 ha pour les relevés d'occupation.

5.0 CONCEVOIR LA DISPOSITION DES ÉCHANTILLONNAGES : GRANDE ZONE D'ÉTUDE

5.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX D'ÉCHANTILLONNAGE

Lorsqu'on doit étudier des superficies terrestres plus grandes, les techniques de recensement sont moins pratiques. On doit donc employer un plan d'échantillonnage pour évaluer le nombre d'occurrences et la zone d'occupation. Voici trois principes d'échantillonnage des habitats qui servent à réduire le nombre d'estimations biaisées :

1. **Randomisation** des unités d'échantillonnage. On peut choisir au hasard l'emplacement des unités d'échantillonnage en sélectionnant des chiffres d'une table de chiffres au hasard, qui produit numériquement des chiffres de manière aléatoire, ou à l'aide des fonctions d'emplacement au hasard d'un **système d'information géographique (SIG)**.

2. **Indépendance** des unités d'échantillonnage. Habituellement, des unités indépendantes sont équivalentes en termes de zone et de forme. Elles ne se chevauchent pas. De plus, on fait les prélèvements au même moment dans la mesure du possible. Les transects linéaires en bande devraient toujours être parallèles, afin d'éviter tout chevauchement ou croisement. On doit éviter que tous les types de placettes d'échantillonnage partagent des limites lorsque le chevauchement représente une grande possibilité.

3. **Reproduction** des unités d'échantillonnage. Grâce à la reproduction, on peut évaluer la variabilité et les tendances centrales des données. Le nombre minimal de reproduction requis variera en fonction du temps et des ressources disponibles, de la taille des unités d'échantillonnage choisies, et de certains critères mathématiques prédéterminés pour les erreurs minimales acceptables.

Pour déterminer la taille minimale de l'échantillon requis, il existe deux moyens généraux qui sont axés sur la statistique déductive. Consulter un document sur la statistique pour obtenir des recommandations quant aux équations et aux logiciels.

5.1.1 SEUIL DE LA TAILLE DE L'ÉCHANTILLONNAGE STRATIFIÉ REPRÉSENTATIF

Souvent, on ne souhaite que savoir si on a reproduit suffisamment d'unités d'échantillonnage de manière aléatoire pour représenter la répartition proportionnelle de l'habitat dans la zone d'étude. On veut le savoir avant de réaliser un relevé en se fondant uniquement sur des données cartographiques (MacKenzie et Royle, 2005). Cela se révèle particulièrement vrai dans une zone où on n'a jamais réalisé de relevé, et pour laquelle on ne dispose d'aucune donnée biologique sur les préférences d'habitat de l'espèce cible.

1. Tout d'abord, il faut obtenir la répartition attendue en se fondant sur la répartition proportionnelle de tous les habitats stratifiés et éventuellement évalués dans la zone d'étude.

2. Ensuite, il faut obtenir au moins une répartition observée en se fondant sur la répartition proportionnelle de toutes les strates de l'habitat contenues dans au moins un échantillonnage

aléatoire des unités d'échantillonnage. Si on suppose une probabilité de détection de plus de 50 %, il faut que l'échantillon contienne au moins deux unités d'échantillonnage.

3. Puis, il faut utiliser un test de **validité de l'ajustement** ou du **chi carré** itératif pour déterminer à quel point la taille de l'échantillon observé qui devient de plus en plus grand crée une répartition observée qui n'est plus différente de la répartition attendue de l'habitat. Selon le nombre de strates créées ou la taille des unités d'échantillonnage, le taux d'erreur de type 1 peut varier de 10 % à 1 % ($\alpha = 0{,}1$ à 0,01), et le test statistique ne fonctionne qu'avec un échantillon de plus de 4 unités d'échantillonnage.

On peut automatiser ce processus dans les applications SIG si on connaît la taille et la forme de l'unité d'échantillonnage. Si on est encore incapable d'évaluer des habitats parmi les plus rares, on peut choisir, de manière délibérée, ces habitats pour améliorer la représentation. Dans les applications SIG, il est possible de choisir un nombre minimal d'échantillons par strate pour améliorer la représentation, tout en minimisant les biais.

5.1.2 Puissance et taille minimale de l'échantillon

Si on souhaite spécifiquement évaluer la taille de la population, la densité de l'occurrence ou la zone d'occupation d'une espèce végétale rare, on a besoin de données tirées d'études antérieures. De plus, on doit fixer quelques critères spécifiques.

1. Trouver ou évaluer la **variation** pour la taille d'un échantillon donné en se fondant sur des études antérieures ou une expertise professionnelle. C'est souvent les données les plus difficiles à recueillir ou à évaluer pour une espèce rare sur laquelle on dispose de peu de renseignements.

2. Choisir préalablement des seuils acceptables pour la précision des estimations. Les limites statistiques de fiabilité ne doivent pas être équivalentes à zéro. La variation de l'échantillon doit donc être faible. S'il y a lieu, aucune unité d'échantillonnage ne doit avoir de valeur équivalente à zéro. On peut utiliser la probabilité de détection pour éviter que les limites de fiabilité soient à zéro. Souvent, il est préférable d'obtenir un taux d'**erreur de type 1** maximum de 10 %, ou $\alpha = 0{,}1$.

3. Choisir préalablement des seuils acceptables pour déceler des tendances ou des différences au fil du temps ou entre des habitats. Cette **ampleur de l'effet** doit être supérieure à l'erreur causée par le biais non contrôlé de l'observateur (mauvaise identification, omission, erreurs de commission) et une variation de l'environnement. Souvent, on considère qu'un seuil minimal de l'ampleur de l'effet de 20 % à 40 % est raisonnable.

4. Choisir préalablement des seuils acceptables pour un taux d'**erreur de type 2** et la **puissance du test** (1 – erreur de type 2). Par puissance, on entend la probabilité qu'une différence existe réellement et que les données suffisent à déceler cette différence. Dans le cas d'espèces rares où les risques de ne pas déceler une tendance à la baisse ou à la hausse peuvent être élevés sur les plans biologique, juridique et économique, la puissance doit être aussi élevée (plus de 70 %). Une analyse rétrospective de la puissance qui se fonde sur des données décrites aux points 1 à 3 ci-dessus permettra d'évaluer la puissance actuelle atteinte. Sinon, en choisissant la puissance désirée d'avance, on peut évaluer la taille minimale de l'échantillon requise.

Habituellement, la puissance augmente lorsque la taille de l'échantillon, l'ampleur de l'effet ou le taux d'erreur de type 1 est à la hausse, et que la variation est à la baisse. Consulter un document sur la statistique ou un progiciel pour obtenir de plus amples renseignements.

5.2 ÉCHANTILLONNAGE STRATIFIÉ OU ALÉATOIRE DANS DES ZONES TAMPONS DE MOINS DE 300 M DE LARGEUR

On recommande une fouille systématique le long des transects linéaires parallèles et adjacents couvrant l'ensemble de la zone d'exploitation (voir la section 4.2). Cependant, dans certains cas, un échantillonnage additionnel peut être nécessaire dans les zones tampons où on impose une distance de recul autour de la zone d'exploitation. Les efforts jumelés pour faire un recensement dans la zone d'exploitation et assurer un échantillonnage dans la zone tampon doivent servir à maximiser la détectabilité grâce à une intensité d'échantillonnage adéquate.

Dans le cas des espèces dont on connaît bien les affinités sur le plan de l'habitat, une intensité d'échantillonnage raisonnable variera en fonction de la répartition de ces habitats et du fait que la zone d'étude se trouve dans une zone d'occurrence connue (figure 5.1). Par exemple, dans des polygones de sable de dunes tirés de levés des sols dans l'écozone des Prairies, en moyenne, de 3 % à 5 % du paysage est constitué de terres stériles ou de dunes à couverture végétale clairsemée (analyses non publiées d'Environnement Canada). Ce sont les habitats préférés de plusieurs espèces végétales en péril.

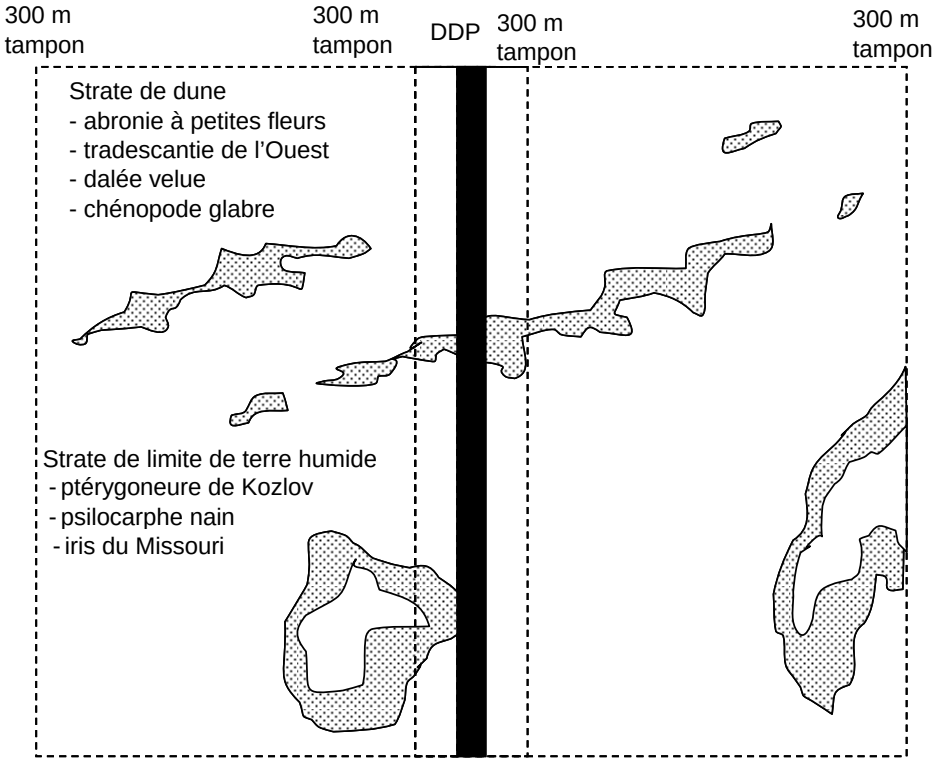


Figure 5.1 Présentation conceptuelle d'un échantillonnage stratifié pour des espèces dont on connaît bien les préférences d'habitat dans des zones tampons d'exploitation entourant un projet de droit de passage, où on a défini une distance de recul pour les espèces en péril.

Dans le cas des espèces dont on ne connaît pas ou dont on connaît mal les affinités sur le plan de l'habitat, on recommande un seuil minimal de stratification et d'échantillonnage. Un échantillonnage aléatoire de 3 % à 5 % du paysage devrait permettre de déceler des espèces qui occupent une superficie aussi petite que de 0,2 % à 0,3 % de la zone étudiée. Dans le cas des espèces de prairies croissant dans des milieux secs, il peut s'avérer plus efficace de stratifier et d'exclure des terres humides et des forêts de l'étude, puis d'évaluer aléatoirement les zones de prairies restantes (figure 5.2). Parmi les exemples où cet échantillonnage aléatoire a donné de bons résultats, il y a :

- Dans la réserve nationale de faune de Suffield, le personnel d'Environnement Canada a décelé la cryptanthe minuscule le long de un transect en bande aléatoire sur 15 (500 x 2 m) dans une zone d'étude de 260 km^2 où on sait que l'espèce croît. On estimait aussi que cette espèce occupe 0,13 %, ou 338 ha, de la zone d'étude.

- Dans la région des Great Sand Hills, en Saskatchewan, on a fouillé une répartition stratifiée aléatoire de 117 placettes d'échantillonnage (circulaires de 100 m de diamètre, ou 0,78 ha) pour chercher des plantes rares dans une zone d'étude de 1943 km^2. On a ainsi obtenu des fiches d'occupation objectives pour l'halimobolos mince (6 occurrences, ou 5 % des échantillons) et le chénopode glabre (18 occurrences, ou 15 % des échantillons) (gouvernement de la Saskatchewan, 2007). On pourrait extrapoler ces données pour suggérer que l'halimobolos mince occupe 97 km^2 de cette zone d'étude, et que le chénopode glabre en occupe 291 km^2.

- Dans la réserve nationale de faune des Prairies, le personnel d'Environnement Canada a surveillé l'halimobolos mince pendant plusieurs années. Un échantillonnage aléatoire simulé montre qu'une zone de recherche collective de 3,5 % devrait permettre de déceler l'espèce près de 99 % du temps lorsqu'elle occupe 0,5 % du paysage. Ce seuil de détectabilité diminue rapidement si l'intensité d'échantillonnage ou la zone d'occupation est inférieure.

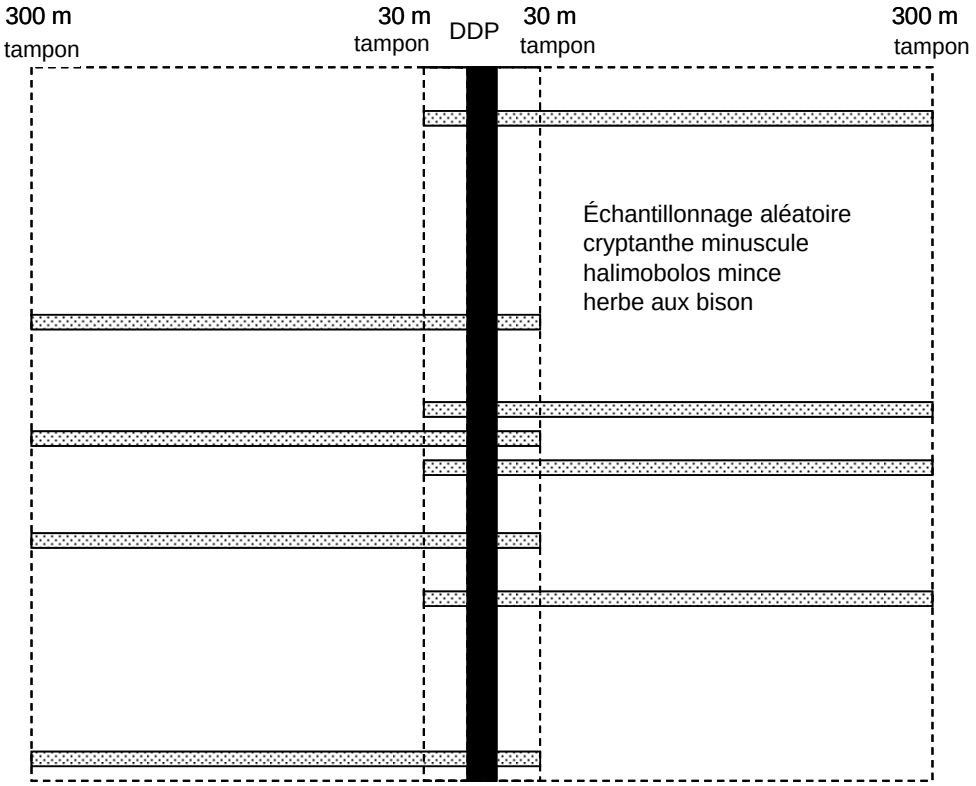


Figure 5.2 Présentation conceptuelle d'un échantillonnage aléatoire pour les espèces dont on comprend mal les préférences d'habitat dans des zones tampons d'exploitation entourant un projet de droit de passage, où on a défini une distance de recul pour les espèces en péril.

La mise en application des méthodes ci-dessus devrait nécessiter environ une journée-personne par kilomètre linéaire de droit de passage, si on suppose des distances de recul pour les espèces végétales de 30 m et de 300 m pour différentes zones d'exploitation. Lorsqu'on s'attend à trouver plus d'une espèce, et que les tendances phénologiques diffèrent de manière à ce qu'une seule visite ne permette probablement pas de déceler deux espèces, deux visites seront requises. Les espèces dont la période de détection est la plus courte sont l'halimobolos mince (28 jours, de la mi-mai à la mi-juin) et la tradescantie de l'Ouest (28 jours durant juillet). Dans ce cas-ci, une superficie de 28 km linéaires serait la zone de recherche maximale par personne, par année. L'accessibilité et la disponibilité de la main-d'œuvre pourraient restreindre encore plus la distance couverte.

5.3 ÉCHANTILLONNAGE STRATIFIÉ ET ALÉATOIRE DES PAYSAGES OU RÉGIONS

On a décrit les approches quant à la stratification dans la section 5.1 ci-dessus. En présence de parcelles de terrain plus vastes, après la stratification de l'habitat, il est très important de tenir compte de la disposition des unités d'échantillonnage dans le paysage.

5.3.1. PAYSAGES DONT LA STRUCTURE N'EST PAS RÉGULIÈRE

Les paysages qui semblent ne pas avoir de structure régulière, même s'ils sont simples ou complexes sur les plans topologique ou écologique, sont idéaux pour l'échantillonnage aléatoire. Les unités d'échantillonnage les plus faciles à créer, à déplacer et à reproduire sont les transects linéaires en bande. Il faut concevoir et répartir ces transects en gardant les critères suivants à l'esprit :

1. Les transects longs vont probablement croiser des limites entre les types d'îlots d'habitat dans une strate. Ils proposent donc la meilleure couverture représentative.

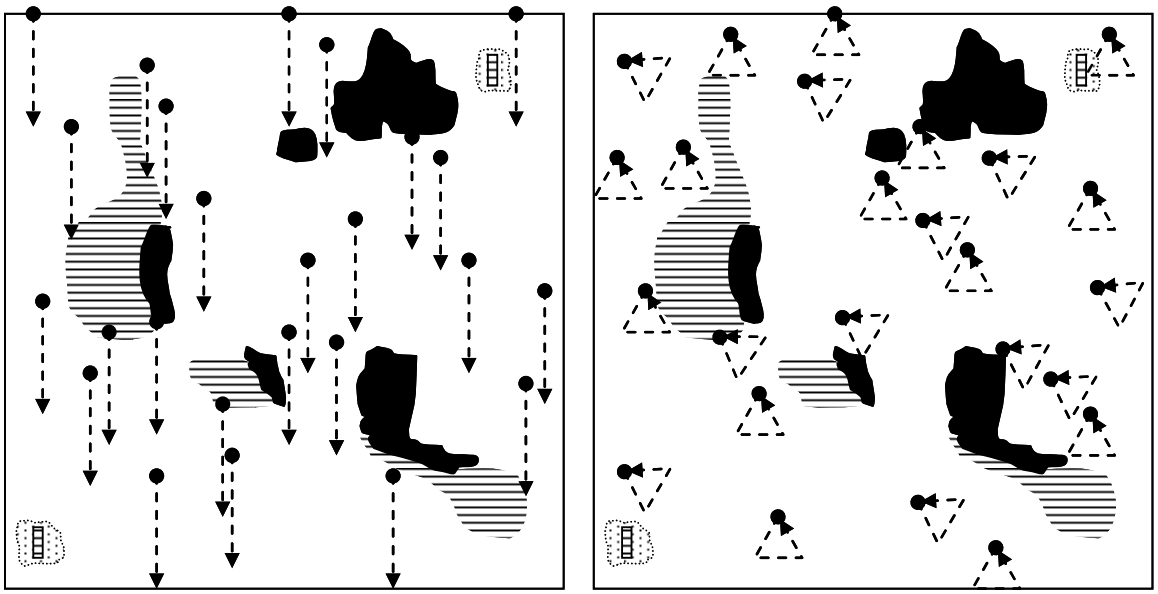


Figure 5.3 Présentation conceptuelle de transects parallèles ou triangulaires en bande qui évaluent, de manière aléatoire, des habitats des prairies dans un quart de section. Voir la figure 4.3 pour obtenir la légende.

2. Les transects qui vont le long d'une constante suivant la direction d'un point cardinal, d'un azimut ou d'une abscisse ou d'une ordonnée M.T.U. simplifient l'orientation sur le terrain et la projection sur des cartes.

3. Des transects parallèles évitent les erreurs de chevauchement qui ne respectent pas l'hypothèse d'indépendance.

Voici une autre approche remplaçant les transects en ligne droite. Les transects triangulaires en bande sont très efficaces, puisque l'observateur commence et termine une recherche au même point (figure 5.3). Lorsqu'un observateur se sert d'un véhicule ou d'un VTT pour se déplacer d'une unité d'échantillonnage à une autre dans un paysage de grande envergure, on peut privilégier les transects triangulaires en bande. L'orientation sera plus difficile. Il faudra éliminer les erreurs de chevauchement avec les unités d'échantillonnage attribuables aux points de départ aléatoires ou restreindre la procédure de randomisation pour éviter tout chevauchement.

5.3.2 PAYSAGES DONT LA STRUCTURE EST RÉGULIÈRE

Les paysages dont la structure topographique ou écologique est répétée exigent un échantillonnage spécial nécessitant des techniques différentes. Parmi les exemples de tels paysages à structure régulière, il y a les moraines frontales en crête, les complexes de dunes, les lignes de rivages glacio-lacustres et les fens structurés. L'autocorrélation de la disposition d'unités d'échantillonnage à la structure sous-jacente du paysage peut, de manière non intentionnelle, sous-évaluer ou surévaluer un type d'habitat, et ne pas respecter l'hypothèse de randomisation. Pour éviter ce problème en présence de paysages à structure régulière, on recommande les approches suivantes :

1. Lorsqu'on comprend mal les exigences relatives à l'habitat, les transects parallèles en bande devraient être, de manière délibérée, perpendiculaires à la structure du paysage, afin de diviser en parties égales tous les habitats possibles en proportion avec leur occurrence (figure 5.4).

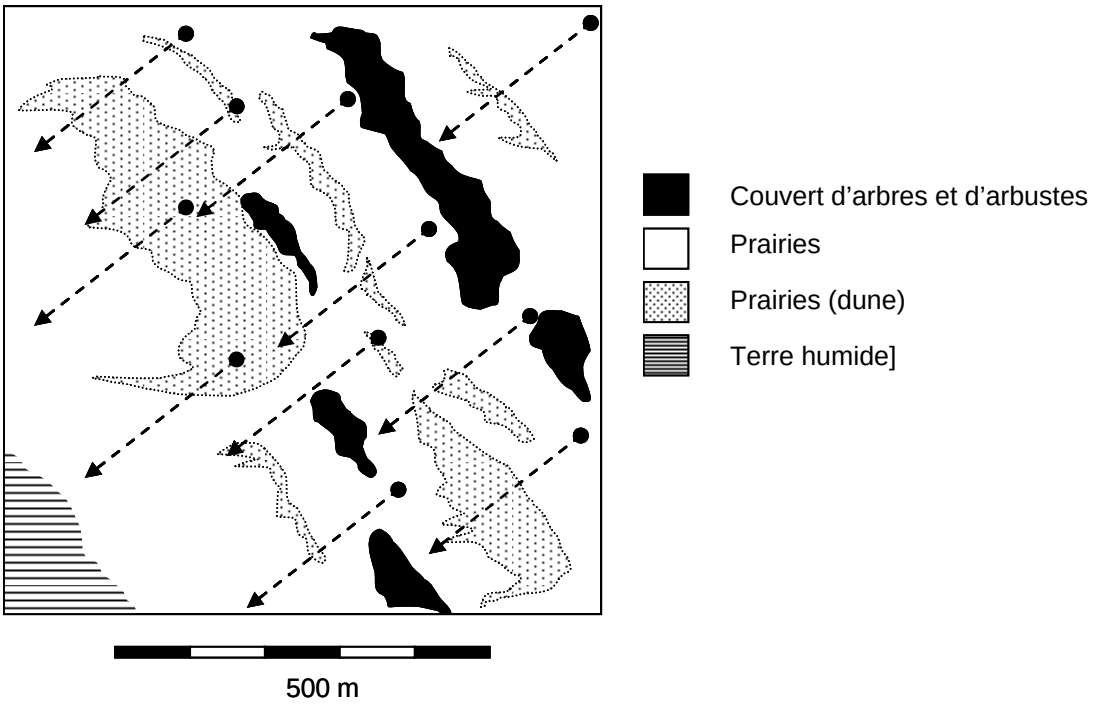


Figure 5.4 Présentation conceptuelle des unités d'échantillonnage perpendiculaires à la structure sous-jacente du paysage constitué de dunes (échantillons de prairies et de dunes) dans un quart de section.

2. Lorsqu'on comprend très bien les exigences relatives à l'habitat, on peut restreindre l'échantillonnage uniquement aux habitats préférés. Les transects en bande peuvent être parallèles à la structure, ou le recensement peut être réalisé dans un échantillon aléatoire de polygones d'habitat.

Naturellement, on peut être tenté de chercher les structures les plus évidentes et les plus faciles à identifier du paysage. Cependant, on suppose ainsi que l'observateur a d'excellentes connaissances des préférences d'habitat de l'espèce cible. Une espèce qui ne vit que dans les dunes peut croître sur

un sol dénudé causé par des buttes façonnées par des animaux ou être disséminée avec d'autres espèces végétales dans des creux. Cependant, personne ne le saura si on n'étudie pas l'habitat.

5.3.3 COMPLEXES DE VALLÉE OU DE MILIEU HUMIDE

Les complexes de vallée renferment bon nombre d'habitats qui varient quant au versant, à l'inclinaison de la pente, à l'élévation et aux matériaux originels du sol géologiques. Les milieux humides sont, de plus, touchés par les régimes hydrologiques, la salinité et la présence permanente d'eau. Lorsqu'on évalue une espèce rare, il faut tenir compte du degré d'incertitude lié aux données sur les préférences d'habitat, ainsi que de la tendance naturelle des observateurs qui n'ont pas de direction détaillée.

1. Lorsqu'on comprend mal les préférences d'habitat, il est préférable de créer des placettes d'échantillonnage qui comprennent toute la zone ou des strates des pentes ou milieux humides (figure 5.5). Dans la placette, on devrait fouiller des transects parallèles et adjacents perpendiculaires à l'inclinaison de la pente ou du milieu humide. Les observateurs peuvent ensuite refaire le parcours, du haut vers le bas de la pente, pour simplifier le déplacement et réduire l'incidence sur l'érosion (relativement à la montée et à la descente).

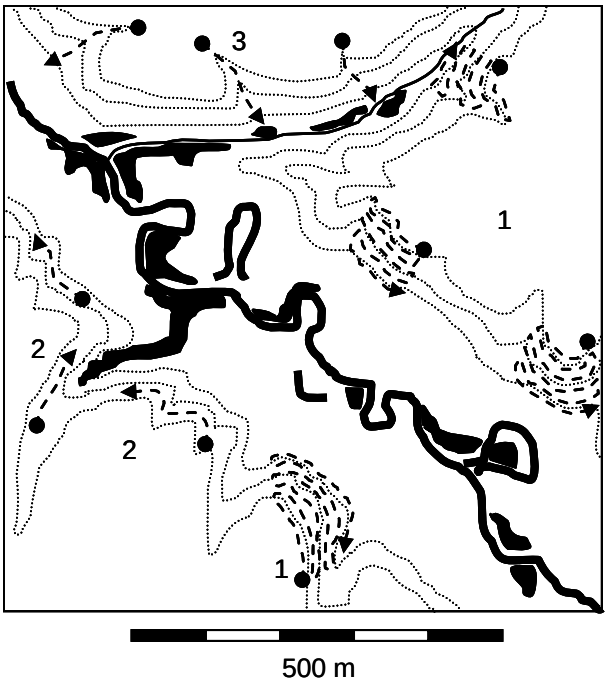


Figure 5.5 Présentation conceptuelle d'unités d'échantillonnage dans un complexe de vallée qui occupe un quart de section. Les chiffres renvoient aux stratégies décrites à la section 5.3.3.

2. Si une espèce occupe, de façon constante, une strate géologique exposée particulière ou un milieu humide, il est évident qu'on doit fouiller des transects dans ces strates, perpendiculaires à l'inclinaison de la pente ou du milieu humide. La structure de recherche est facile à parcourir et a une incidence minimale sur l'érosion (relativement à la montée et à la descente).

3. Si une espèce occupe, de façon constante, des dépôts colluviaux ou alluviaux dans un complexe de vallée (comme l'herbe aux bisons), ou des étendues alcalines avec des halophytes indicateurs (comme le ptérygoneure de Kozlov), il est évident qu'on doit fouiller des transects dans ces strates seulement.

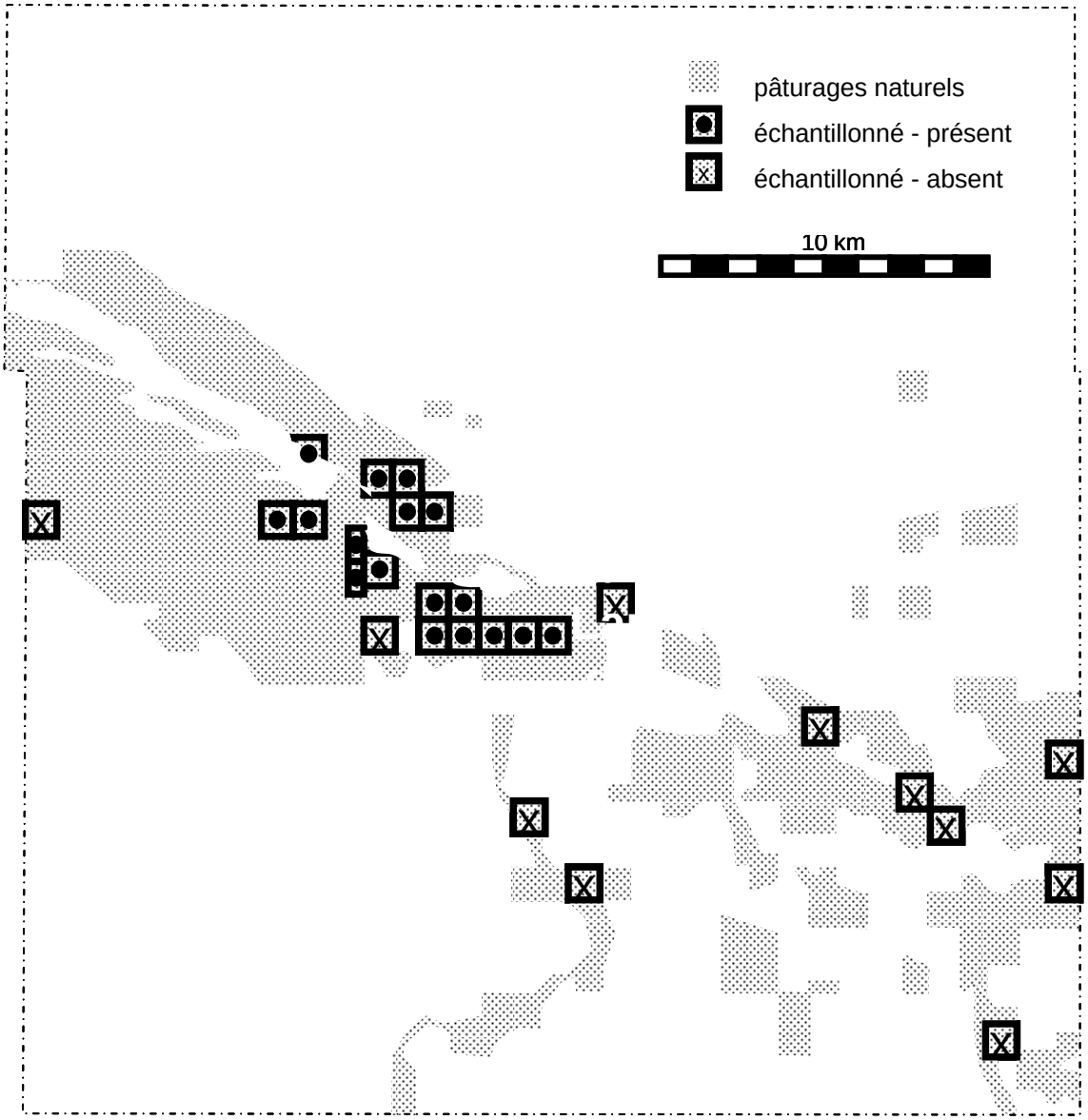


Figure 5.6 Échantillonnage par grappes de quarts de section dans lesquelles on a fait un recensement pour vérifier la présence ou l'absence d'espèces dans un habitat de la prairie indigène disponible de la zone d'étude de 100 km^2. L'échantillonnage par grappes est incomplet, et se poursuivra pendant des années, jusqu'à ce qu'on puisse définir la zone d'occurrence.

5.4 ÉCHANTILLONNAGE PAR GRAPPES ADAPTÉ OU PROGRESSIF DES PAYSAGES

Les zones d'étude très vastes sont associées à un certain nombre de défis sur le plan logistique qui exigent des considérations spéciales pour s'assurer que les objectifs du projet sont réalistes et que les efforts pour réaliser le relevé sont adéquats. Parmi les solutions simples à ce problème, il y a le fait de réduire la portée de la zone d'étude, ou de sous-diviser cette zone d'étude ou la cueillette d'unités d'échantillonnage, et de réaliser le projet en phases échelonnées sur plusieurs années.

Souvent, les limitations à la dispersion d'espèces végétales rares entraînent une répartition régionale en grappes. On a créé des méthodes d'échantillonnage pour tenir compte de cette réalité. L'échantillonnage par grappes adaptif comporte une étape d'échantillonnage aléatoire suivie par une étape d'échantillonnage par grappes (Thompson, 1991; Acharya *et al*., 2000), qui révèle plus rapidement la zone d'occurrence et la zone d'occupation d'une espèce végétale rare (Smith *et al*., 2004).

1. À la première étape, on réalise un échantillonnage aléatoire de la zone d'étude. Si on ne trouve aucune occurrence, on peut augmenter l'intensité de l'échantillonnage aléatoire en ajoutant d'autres unités d'échantillonnage choisies au hasard. Si on trouve une occurrence, on met un terme à l'échantillonnage aléatoire, et on commence l'échantillonnage par grappes.

2. À la deuxième étape, on place délibérément des unités d'échantillonnage additionnelles à côté et autour des unités d'échantillonnage contenant les occurrences. Si on trouve d'autres occurrences dans ces unités d'échantillonnage adjacentes, on poursuit ce processus adaptif jusqu'à ce qu'on crée un cercle périphérique d'unités d'échantillonnage ne contenant aucune occurrence.

Si on étudiait une très petite proportion du paysage ou de la région, le processus pourrait se poursuivre grâce à un échantillonnage aléatoire, jusqu'à ce qu'on trouve une autre occurrence. On poursuivrait ensuite avec un échantillonnage par grappes additionnel.

Lorsqu'il est très important de trouver toutes les occurrences pour les protéger d'une menace immédiate, l'échantillonnage par grappes adaptif peut être l'outil le plus efficace. Pour accroître l'efficacité, une fois qu'on trouve une occurrence dans une unité d'échantillonnage, il n'est pas nécessaire de fouiller le reste de cette unité. Il est plus efficace de passer à une unité d'échantillonnage adjacente, afin d'accroître le nombre de connaissances sur la zone d'occurrence et la zone d'occupation (Smith *et al*., 2004). On a mis en œuvre cette approche à l'échelle d'une municipalité de 100 km^2 dans le sud-est de la Saskatchewan pour trouver de l'herbe aux bisons (*Buchloe dactyloides*) à une échelle d'unités d'échantillonnage de quart de section (figure 5.6). Des travaux additionnels pour réaliser des relevés sont effectués chaque année, afin de mettre à jour les relevés précédents. Chaque année, on a pu ainsi accroître la zone d'occurrence et la zone d'occupation connues.

6.0 DOCUMENTATION DE L'ACTIVITÉ DE RECHERCHE ET DES DONNÉES D'ABSENCE

6.1 DOCUMENTATION SIMPLE

On peut calculer en partie les activités de recherche avant la réalisation du relevé, en documentant tout d'abord la taille et la superficie des unités d'échantillonnage. Ensuite, il faut tout simplement recueillir le temps de début et de fin de l'échantillonnage de chaque unité. Finalement, on recueillera suffisamment de données pour calculer une zone d'étude par temps-unité (p. ex. m^2/minute ou hectares/heure), ou par le temps requis pour fouiller une superficie-unité (p. ex. secondes/m^2, ou heures/hectare). Même s'il existe plusieurs unités d'échantillonnage, il est aussi possible de calculer les mesures de la tendance centrale, de la plage et de la variation.

Il est plus facile de calculer les données d'absence comme suit : la superficie de toutes les unités d'échantillonnage moins la superficie des occurrences de plantes. Lorsqu'on constate, lors d'un relevé, qu'il n'y a pas de nouvelles occurrences de plantes rares, l'ensemble du relevé représente un ensemble de données d'absence comprenant des coordonnées pour les limites de transects ou de placettes. Lors des relevés futurs, on peut choisir d'étudier à nouveau les mêmes transects, afin d'estimer la détectabilité ou les changements à la répartition au fil du temps. Il est donc absolument important d'obtenir une description et des documents approfondis, sans égard au fait qu'on a trouvé une plante ou non lors de la première évaluation.

6.2 FONCTIONS GPS AUTOMATISÉES POUR LA DOCUMENTATION

Les tracés peuvent servir à mesurer et à enregistrer efficacement les données sur l'absence et les activités de recherche. Voici les avantages particuliers de cette approche :

1. Calcul automatique des activités de recherche. On peut utiliser le code de temps associé aux points de tracé ou les points de début et de fin d'un tracé, en plus de la distance parcourue, afin d'évaluer la moyenne de la vitesse de recherche et la variation. Lorsqu'on applique une largeur connue pour l'aire de recherche sur le terrain, on peut la convertir en temps de recherche par unité de surface ou par surface par unité de temps.

NEUVIÈME TRUC D'EXPERT : Lorsqu'on dispose d'un seul appareil GPS pour réaliser un relevé, le fait d'utiliser celui-ci pour enregistrer un tracé le long des parcours du relevé afin de calculer les activités de recherche peut compliquer l'enregistrement d'occurrences additionnelles. Le cas échéant, on devrait se servir de la fonction de tracé de l'appareil GPS principalement pour enregistrer les points d'occurrence, les segments ou polygones, au lieu d'unités d'échantillonnage entières.

2. Documentation officielle des recherches réalisées. Lorsque le contrôle de la qualité est un problème, ou le client a besoin de preuves à l'effet que la recherche a été réalisée, les tracés

proposent des preuves directes qu'une personne a vraiment respecté un parcours pour réaliser le relevé.

3. Création de marqueurs virtuels pour des placettes d'échantillonnage ou des transects permanents. Si une erreur de précision est inférieure à la largeur d'un transect en bande ou d'une placette d'échantillonnage, on peut suivre et répéter le tracé comme toute autre placette d'échantillonnage permanente. L'avantage? Aucun traceur ou pieu n'est installé sur le terrain. Ce peut être important, lorsque l'esthétique d'une zone protégée ou la dissimulation de lieux où se trouvent des espèces végétales en péril sont des priorités en matière de gestion des terres.

4. Identification de problèmes logistiques avec des transects en ligne droite préplanifiés. Dans certains cas, il sera impossible de respecter un transect linéaire préplanifié, parce que des dangers ou obstacles empêchent les observateurs de suivre le parcours. On peut déterminer ces problèmes pour rajuster les plans futurs visant à étudier à nouveau la zone, ou pour exclure précisément des zones qui ne seront jamais étudiées à des fins de confirmation de l'extrapolation analytique.

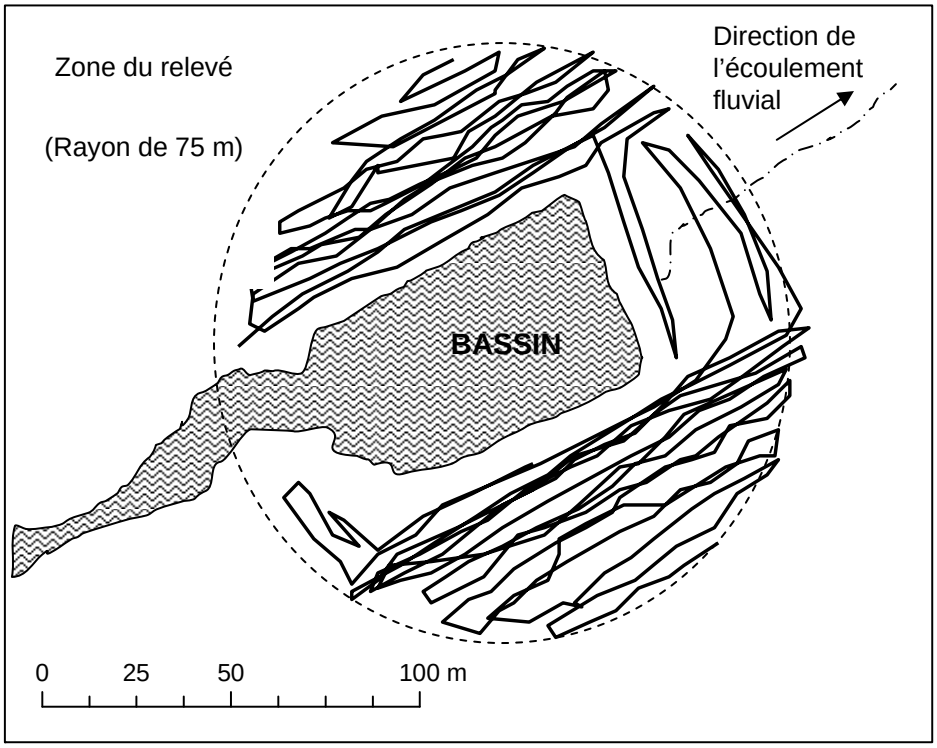


Figure 6.1 Tracé d'un relevé entourant un milieu humide construit (bassin artificiel d'une coulée) dans le sud-est de la Saskatchewan. On voulait réaliser un recensement de l'herbe aux bisons dans un terrain accessible à un maximum de 75 m du point central de chaque bassin ou milieu humide semblable. La tendance suit des pentes de coulée en lacet escarpées allant vers la limite du milieu humide, et traverse l'aval au fond de la coulée du bassin. Les erreurs de chevauchement sont attribuables à une réception satellitaire changeante, tandis que les observateurs sur le terrain utilisent des fanions pour éviter de manière définitive ces erreurs, et parcourir des lignes droites (source de données : Environnement Canada).

7.0 GESTION ET DÉCLARATION DES DONNÉES DE PROJET

7.1 STRUCTURE DES DONNÉES ET TABLES RELATIONNELLES

Chaque relevé de plante rare permettra de produire plusieurs types de données qu'on peut conserver dans des fichiers ou tableaux de données séparés. En gardant ces fichiers de données séparés, mais quand même liés, il est plus facile de reproduire des projets à des fins de vérification ou de surveillance, ou de les étendre à un nombre supérieur d'espèces ou à des zones élargies à l'avenir. On ne suggère aucun logiciel. Cependant, les fichiers de base de données créent des fiches plus sécurisées qui sont difficiles à trier de manière accidentelle ou à modifier d'une manière qui les rend inutiles. On suggère le contenu suivant pour les fichiers de données de projets :

1. **Renseignements de l'observateur :** On doit attribuer à chaque personne réalisant des relevés un code d'observateur unique pour le lieu de recensement ou d'échantillonnage qu'elle visitera (voir ci-dessous). On peut ensuite relier ce code au tableau de données de l'observateur, dans lequel on pourra entrer les coordonnées et les aptitudes de l'observateur à des fins de référence ultérieure.

2. **Limites de la zone d'étude :** Ce peut être une couche spatiale (p. ex. un fichier de formes du SIG) ou une liste tabulaire des coordonnées d'un polygone de la zone d'étude (p. ex. feuille de calcul). Cela peut devenir la carte de base ou le masque pour tout projet de SIG associé au relevé.

3. **Lieu de la station d'échantillonnage ou de recensement :** Ce peut aussi être des données spatiales ou tabulaires (points, lignes, polygones), et représenter les unités les plus petites à évaluer pour une espèce donnée, dans les limites de la zone d'étude. Dans le cas d'un recensement, ce peut être des cellules d'un quadrillage ou des polygones rectangulaires adjacents. Dans le cas d'un échantillonnage, on peut utiliser des placettes d'échantillonnage discrètes, des transects en bande ou des transects linéaires qui ne partagent pas de limites. Différents observateurs peuvent visiter chaque station à plusieurs reprises. Dans chaque station, les occurrences de plante rare peuvent apparaître, disparaître, s'élargir ou diminuer au fil du temps.

4. **Visites :** On doit indiquer ces données uniquement dans le cadre d'un projet nécessitant plusieurs échantillonnages des mêmes unités. Les réponses peuvent être aussi simples qu'un oui ou un non pour une année donnée, ou aussi détaillées qu'un fichier de tracé GPS qui documente le parcours de recherche réel dans chaque unité, à chaque intervalle.

5. **Occurrences :** De nombreuses options peuvent être utilisées pour enregistrer les données sur les occurrences.

    a) Lorsque le lieu des stations d'échantillonnage ou de recensement est petit, il peut être suffisant, lors de chaque visite, d'indiquer la présence ou l'absence de la plante à l'aide d'un seul chiffre (0 ou 1). Cette solution est préférable lorsque les unités d'échantillonnage sont plus petites que la taille typique de la colonie.

b) Lorsqu'au moins un des segments d'un seul transect en bande contient ou croise une ou plusieurs occurrences, il peut être suffisant d'indiquer les coordonnées de départ et de fin de chaque segment dans chaque transect lors de chacune des visites. En présence de transects parallèles et adjacents lors d'un recensement, les coordonnées définiront automatiquement les limites du polygone de chaque occurrence.

c) Lors de l'échantillonnage, l'occurrence peut chevaucher un territoire qui n'est pas visé par le relevé de chaque côté d'un transect en bande ou d'une placette d'échantillonnage. Selon les objectifs du projet, deux options sont offertes :

   1. Pour extrapoler l'occurrence à l'aide de données de présence et d'absence dans les unités d'échantillonnage, il est important d'inscrire le segment peuplé en utilisant la méthode décrite au point 5.b) ci-dessus.
   2. À l'occasion, le projet d'échantillonnage est un moyen pour trouver des occurrences. Son objectif véritable est de cartographier les limites des occurrences à l'intérieur et à l'extérieur de l'unité d'échantillonnage initiale. Ces données peuvent nécessiter plusieurs lignes pour les coordonnées d'un vecteur ou des cellules d'un polygone de trame. On peut aussi les identifier par un nom de fichier de forme unique situé ailleurs. La superposition de ces données permettrait aussi d'atteindre l'objectif du point 5.c)1. ci-dessus.

Relié à un tableau séparé décrivant la zone d'étude

Relié à un tableau séparé décrivant l'observateur

Abscisses de début et de fin décrivant les segments d'un transect en bande peuplé

ÉTUDE	STATION	OBSERVATEUR	VISITE	ESPÈCES	ABS. DÉBUT	ABS. FIN
SUFFIELD	NWA004	DCH	12/06/08	CRYMIN	560870	560890
SUFFIELD	NWA004	DCH	06/06/09	CRYMIN	560875	560885
SHILO	E1006	CLN	16/08/06	DALVIL	456090	456095

Relié à un tableau séparé décrivant le lieu de la station d'échantillonnage

Saisie automatique ou reliée à un tableau séparé du tracé

Code pour l'espèce végétale rare cible

Figure 7.1 Exemple d'un tableau de données d'occurrence dont les champs comportent de l'information sur la zone d'étude, la station, l'observateur et les visites contenue dans des tableaux de données séparés, mais reliés.

7.2 ENSEMBLE DE DONNÉES MINIMAL À DÉCLARER

Pour illustrer qu'un projet de relevé a été conçu de manière aussi objective que possible, qu'il est décrit de manière suffisamment détaillée pour pouvoir répéter le travail, et que les résumés de données proposent des données significatives en vue de la mise à jour de l'évaluation de la situation et des futures initiatives de surveillance, il faut déclarer un ensemble minimal de données.

La section sur les matériaux et les méthodes doit comprendre ce qui suit :

- une carte de la zone d'étude, les strates et la disposition des parcours de relevé dans la zone d'étude;
- des tableaux avec les coordonnées délimitant la zone d'étude, les strates et les limites du relevé (voir la section 7.1);
- des équations ou des références pour tous les calculs faits;
- les unités pour les valeurs numériques déclarées, y compris les chiffres significatifs s'il y a lieu;
- les dates courantes de tous les relevés réalisés sur le terrain;
- la définition d'une occurrence dans le cadre de l'étude.

La section des résultats doit comprendre tous les éléments suivants ou seulement certains s'il y a lieu :

- les activités de recherche (en temps) par unité de surface ou par surface par unité de temps. Il faut inclure des estimations statistiques appropriées pour la tendance centrale, la plage et les écarts des données de l'activité de recherche;
- le nombre d'occurrences. Il faut inclure des estimations pour la tendance centrale, la plage et les écarts;
- le nombre de fiches d'occurrences d'éléments des relevés précédents associés aux occurrences trouvées et décrites dans le présent relevé;
- la zone d'occupation. Il faut inclure des estimations pour la tendance centrale, la plage et les écarts;
- la probabilité de détection en pourcentage ou en décimales. Il faut inclure des estimations pour la tendance centrale, la plage et les écarts.

8.0 REMERCIEMENTS

L'équipe de rétablissement des espèces végétales en péril dans les provinces des Prairies a déterminé qu'il était nécessaire de créer des protocoles de dénombrement et de surveillance normalisés lors de plusieurs réunions entre 2004 et 2006. Cette équipe comptait Dean Nernberg et Candace Neufeld (Environnement Canada), Jason Greenall (ministère de la Conservation du Manitoba), Robin Gutsell et Joel Nicholson (Alberta Sustainable Resource Development), Sue McAdam (ministère de l'Environnement de la Saskatchewan), Chris Nykoluk (Direction générale des services agroenvironnementaux), Peggy Strankman (Canadian Cattlemen's Association) et Cheryl-Ann Beckles, Delaney Boyd et Sherry-Lynn Punak-Murphy (ministère de la Défense nationale).

Jennifer Neudorf a déployé des efforts pour créer des lignes directrices concernant la détectabilité propre à des espèces en 2005. En 2006, cette initiative s'est transformée en un projet conjoint, en compagnie de Darcy Henderson, pour créer des lignes directrices concernant le dénombrement et la surveillance. En 2007, Bob Godwin (Saskatchewan Research Council), Jennifer Rowland (ministère de la Défense nationale), Jennifer Doubt (Musée canadien de la nature), Joyce Gould (Alberta Sustainable Resource Development), Bret Ward (Administration du rétablissement agricole des Prairies), Wade Sumner (MDH Solutions Inc.), Diana Bizecki-Robson (Musée manitobain de l'homme et de la nature), Renny Grilz et Cary Hamel (Conservation de la nature Canada), Catherine Foster (ministère de la Conservation du Manitoba), Richard St. Pierre (Ressources phytogénétiques du Canada), et Lisa Matthias (Alberta Sustainable Resource Development) ont examiné la première version.

Les résultats de ces examens, et l'application des méthodes sur le terrain avec les entrepreneurs et les stagiaires d'été en 2007 et en 2008, ont servi à modifier et à améliorer les deuxième et troisième versions de plusieurs manières. On tient à remercier Candace Neufeld, Monika Tan, Robin Bloom, Rachel Banting, Bob Godwin, Anna Leighton et Beryl Waite pour leurs commentaires utiles.

9.0 RÉFÉRENCES

Acharya, B., B. Bhattarai, A. de Gier et A. Stein. *Systematic adaptive cluster sampling for the assessment of rare tree species in Nepal*, Forest Ecology and Management 137: 65-73, 2000.

Alberta Native Plant Council. *Plant collection guidelines for researchers, students and consultants*, 2e version, Edmonton, Alberta, Alberta Native Plant Council, 2006.

Archaux, F., F. Gosselin, L. Berges, R. Chevalier. *Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses*, Journal of Vegetation Science, 17: 299-306, 2006.

Archaux, F., S. Camaret, J.-L. Dupouey, E. Ulrich, E. Corcket, L. Bourjot, A. Brethes, R. Chevalier, J.-F. Dobremez, Y. Dumas, G. Dume, M. Foret, F. Forgeard, M. Lebret-Gallet, J.-F. Picard, F. Richard, J.-M. Savoie, L. Seytre, J. Timbal, J. Touffet. *Can we reliably estimate species richness with large plots? An assessment through calibration training*, Plant Ecology, 203: 303-315, 2009.

Argus, G.W. et White, D.J.. *Les plantes vasculaires rares de l'Alberta*, syllogeus nº 17, Ottawa, Ontario, Musée canadien de la nature, 1978.

Bizecki-Robson, D. *Guidelines for rare plant surveys*, Saskatoon, Saskatchewan, Native Plant Society of Saskatchewan, 2000.

California Native Plant Society. *CNPS botanical survey guidelines*, p. 38-40 dans D.P. Tibor (éd). California Native Plant Society's inventory of rare and endangered vascular plants of California, sixième édition. Publication spéciale nº 1, Sacramento (Californie), California Native Plant Society, 2001.

COSEPAC. *Processus et critères d'évaluation du COSEPAC*, Ottawa, Ontario, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Service canadien de la faune, Environnement Canada, 2006.

Edwards, T.C. Jr., D.R. Cutler, N.E. Zimmermann, L. Geiser et G.G. Moisen. *Effects of sample survey design on the accuracy of classification tree models in species distribution models*, Ecological Modeling, 199: 132-141, 2006.

Elzinga, C.L., D.W. Salzer, J.W. Willoughby. *Measuring and monitoring plant populations*, Denver, Colorado, U.S. Bureau of Land Management Technical Reference 1730-1, 2001.

Fancy, S.G. *Guidance for the design of sampling schemes for inventory and monitoring of biological resources in National Parks*, National Park Service Inventory and Monitoring Program, 2000.

Godwin, B., Thorpe, J. *Targeted surveys for plant species at risk in Elbow, Dundurn, and Rudy-Rosedale AAFC-PFRA Pastures, 2006,* Saskatoon, Saskatchewan, Saskatchewan Research Council Publication nº 11997-1E07, 2007.

Gouvernement de la Saskatchewan. *The Great Sand Hills Regional Environmental Study: Final Report*, Rapport 2007-104 du gouvernement de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan) 2007.

Gouvernement du Canada. *Loi sur les espèces en péril*, Lois du Canada, 2002, chapitre 29, Loi concernant la protection des espèces sauvages en péril au Canada, Projet de loi C-5. Sanctionné le 12 décembre 2002, Ottawa, Ontario, 2002.

Johnson, S.E., E.L. Mudrak, E.A. Beever, S. Sanders et D.M. Waller. *Comparing power among three sampling methods for monitoring forest vegetation*, Canadian Journal of Forest Research, 38: 143-156, 2008.

Joseph, L.N., S.A. Field, C. Wilcox et H.P. Possingham. *Presence-absence versus abundance data for monitoring threatened species*, Conservation Biology 20: 1679-1687, 2006.

Kercher, S.M., C.B. Frieswyk, J.B. Zedler. *Effects of sampling teams and estimate methods on the assessment of plant cover*, Journal of Vegetation Science, 14: 899-906, 2003.

Kershaw, L., J. Gould, D. Johnson et J. Lancaster. *Rare vascular plants of Alberta*, Edmonton, Alberta, University of Alberta Press, 2001.

Kery, M. *Extinction rate estimates for plant populations in revisitation studies: importance of detectability*, Conservation Biology, 18: 570-574, 2004.

Kirk, D. *Guidance for inventory and monitoring of species at risk on Environment Canada federal lands*, Service canadien de la faune, 2004.

Klimes, L. *Scale-dependent variation in visual estimates of grassland plant cover*, Journal of Vegetation Science, 14: 815-821, 2003.

Lancaster, J. *Guidelines for rare plant surveys*, Alberta Native Plant Council, Edmonton, Alberta, 2000.

MacKenzie, D.I., et J.A. Royle. *Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort*, Journal of Applied Ecology, 42: 1105-1114, 2005.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle et C.A. Langtimm. *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*, Ecology 83: 2248-2255, 2002.

Maher, R.V., G.W. Argus, V.L. Harms et J.H. Hudson. *Les plantes vasculaires rares de la Saskatchewan*, syllogeus nº 20, Ottawa, Ontario, Musée canadien de la nature, 1979.

McDonald, L.L. *Sampling rare populations*, p. 11-42 dans W.L. Thompson (éd.). Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters, Covelo, Californie, Island Press, 2004.

Menges, E.S., E.O. Jr. Guerrant et S. Hamze. *Effects of seed collection on the extinction risk of perennial plants*, p. 305-324 dans E.O. Jr.Guerrant, K. Havens et M. Maunder (éd). Ex situ plant conservation: Supporting species survival in the wild, Society for Ecological Restoration International and Center for Plant Conservation, Covelo (Californie), Island Press, 2004.

Milberg, P., J. Bergstedt, J. Fridman, G. Odell, L. Westerberg. *Observer bias and random variation in vegetation monitoring data*, Journal of Vegetation Science 19: 633-644, 2008.

Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique. *Species inventory fundamentals: standards for components of British Columbia's biodiversity No. 1*, groupe de travail sur les écosystèmes terrestres, Comité sur l'inventaire des ressources, le ministère, Victoria (Colombie-Britannique), 1998.

Moerman, D.E., et G.F. Estabrook. *The botanist effect: Counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists*, Journal of Biogeography, 33: 1969-1974, 2006.

NatureServe. *NatureServe benchmark data content standards*, NatureServe, Arlington (Virginie), 2004.

Pollock, K.H., H. Marsh, L.L. Bailey, G.L. Farnsworth, T.R. Simons et M.W. Alldredge. *Separating components of detection probability in abundance estimation: An overview with diverse examples*, p. 43-58 dans W.L. Thompson, (éd.) Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters, Covelo (Californie), Island Press, 2004.

Rondinini, C., K.A. Wilson, L. Boitani, H. Grantham et H.P. Possingham. *Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning*, Ecology Letters, 9: 1136-1145, 2006.

Smith, D.R., J.A. Brown et N.C.H. Lo. *Application of adaptive sampling to biological populations*, p. 77-122 dans W.L. Thompson (éd.) Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters, Covelo (Californie), Island Press, 2004.

Stohlgren, T. J. *Measuring plant diversity; lessons from the field*, New York, Oxford University Press, 2006.

Thompson, S.K. *Adaptive cluster sampling: Designs with primary and secondary units*, Biometrics, 47: 1103, 1991.

Thompson, W.L. (éd.). *Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*, Covelo (Californie), Island Press, 2004.

Vesely, D., B.C. McComb, C.D. Vojta, L.H. Suring, J. Halaj, R.S. Holthausen, B. Zuckerberg, P.M. Manley. *Development of Protocols To Inventory or Monitor Wildlife, Fish, or Rare Plants*, Gen. Tech. Rep. WO-72. U.S. Department of Agriculture – Forest Service, (Washington D.C.), 2006.

Vittoz, P., A. Guisan. *How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers*, Journal of Vegetation Science, 18: 413-422, 2007.

Wallis, C. *Proposed protocols for inventories of rare plants of the Grassland Natural Region*, Alberta Species at Risk Report No. 21, Edmonton, Alberta, Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Service, 2001.

White, D.J., K.L. et Johnson. *Les plantes vasculaires rares du Manitoba*, syllogeus nº 27, Ottawa (Ontario), Musée canadien de la nature, 1980.

10.0 ANNEXE A : RESSOURCES POUR LES ESPÈCES VÉGÉTALES EN PÉRIL

Espèces végétales en péril dans l'écozone des Prairies protégées par la *Loi sur les espèces en péril*.

Nom commun	Nom scientifique	Situation - 2007	Cycle biologique et forme de vie
Gérardie rude	*Agalinis aspera*	En voie de disparition	Annuelle
Gérardie de Gattinger	*Agalinis gattingeri*	En voie de disparition	Annuelle
Abronie à petites fleurs	*Tripterocalyx micranthus*	En voie de disparition	Annuelle
Cypripède blanc	*Cypripedium candidum*	En voie de disparition	Vivace, herbacée
Cryptanthe minuscule	*Cryptantha minima*	En voie de disparition	Annuelle
Platanthère blanchâtre de l'Ouest	*Platanthera praeclara*	En voie de disparition	Vivace, herbacée
Herbe aux bisons	*Buchloë dactyloides*	Menacée	Vivace, herbacée
Dalée velue	*Dalea villosa* var. *villosa*	Menacée	Vivace, herbacée
Halimobolos mince	*Halimobolos virgata*	Menacée	Bisannuelle
Chénopode glabre	*Chenopodium subglabrum*	Menacée	Annuelle
Yucca glauque	*Yucca glauca*	Menacée	Vivace, persistante
Iris du Missouri	*Iris missouriensis*	Menacée	Vivace, herbacée
Aster soyeux	*Symphyotrichum sericeum*	Menacée	Vivace, herbacée
Tradescantie de l'Ouest	*Tradescantia occidentalis*	Menacée	Vivace, herbacée

COSEPAC (en apprendre davantage sur le processus d'évaluation canadien des espèces en péril)
www.cosewic.gc.ca

Registre public de la LEP (pour tous les rapports de situation, les programmes de rétablissement, les permis et politiques)
www.sararegistry.gc.ca

NatureServe Canada (en apprendre davantage sur le processus et les ressources concernant la cote de conservation)
www.natureserve-canada.ca

Centre de données sur la conservation du Manitoba (fiches d'occurrence d'élément au Manitoba)
http://web2.gov.mb.ca/conservation/cdc

Centre de données sur la conservation de la Saskatchewan (fiches d'occurrence d'élément en Saskatchewan)
www.biodiversity.sk.ca

Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Alberta (fiches d'occurrence d'élément en Alberta)
http://tpr.alberta.ca/parks/heritageinfocentre/default.aspx