



FÉDÉRATION CANADIAN
CANADIENNE WILDLIFE
DE LA FAUNE FEDERATION

**Causes et effets du déclin mondial des pollinisateurs
et les moyens d'y remédier**

par
Madeleine Chagnon

Pour le
**Bureau régional du Québec
de la
Fédération canadienne de la faune**

Décembre 2008

La reproduction de ce document est autorisée à des fins de dissémination, pourvu qu'elle soit intégrale, et que la source soit indiquée et citée comme suit :

Chagnon, M. 2008. Causes et effets du déclin mondial des pollinisateurs et les moyens d'y remédier. Fédération Canadienne de la Faune. Bureau régional du Québec.

Table des matières

1. LA POLLINISATION	1
1.1 Les fleurs et leurs pollinisateurs.....	1
1.2 Les pollinisateurs sauvages, indigènes, exotiques ou introduits	1
1.2.1 Les pollinisateurs sauvages et les pollinisateurs indigènes	1
1.2.2 Les pollinisateurs introduits	2
1.3 Les abeilles	2
1.3.1 Les abeilles solitaires.....	2
1.3.2 Les abeilles sociales et/ou grégaires	3
1.4 Préférences alimentaires.....	3
1.4.1 Efficacité des pollinisateurs : pollen ou nectar?.....	3
1.4.2 Types de butineurs	3
1.4.3 Comportement de butinage	4
1.5 La pollinisation des plantes	4
1.5.1 Types de pollinisation des plantes à fleurs.....	4
1.5.2 Les formes de reproduction sexuée des plantes à fleurs.....	4
2. LE DÉCLIN MONDIAL DES POLLINISATEURS.....	5
2.1 La perte de colonies d'abeilles mellifères	5
2.2 Le déclin des pollinisateurs sauvages	6
2.2.1 Estimation de la sévérité du déclin.....	6
2.2.2 Exemples d'études locales : des conclusions contradictoires.....	7
2.3 Répercussions sur les relations entre les plantes et leurs pollinisateurs	8
2.4 Variation génétique	8
2.5 Estimation du déclin au moyen du déficit de pollinisation	8
3. VALEURS ET SERVICES DES POLLINISATEURS	9
3.1 La valeur monétaire associée à la pollinisation des cultures.....	9
3.2 Estimation mondiale de la valeur de la pollinisation.....	10
3.3 Estimation de la valeur de la pollinisation pour quelques productions importantes au Canada	10
3.3.1 Culture des arbres fruitiers	13
3.3.2 Culture des petits fruits.....	13
3.3.3 Culture des cucurbitacées	15
3.4 Estimation de la valeur de la pollinisation pour quelques productions mondiales qui bonifient notre vie quotidienne.....	15
3.4.1 Les stimulants.....	15
3.4.2 Autres cultures	16
3.5 La valeur des pollinisateurs indigènes	16
3.5.1 Le renforcement des populations locales d'espèces indigènes.....	16
3.5.2 Pollinisateurs sauvages dans les agroécosystèmes québécois.....	17
3.5.3 La gestion des pollinisateurs indigènes.....	17
3.6 La valeur écologique des pollinisateurs en milieux naturels.....	19
3.6.1 La valeur des services écosystémiques	19
3.6.2 Valeur écologique	20
3.6.3 Importance pour les milieux riches en biodiversité (hot spot).....	20
3.6.4 La valeur intrinsèque des pollinisateurs	21
4. CAUSES POSSIBLES DU DÉCLIN DES POLLINISATEURS INDIGÈNES ET INTRODUIES	21

4.1 Les pesticides.....	21
4.1.1 Utilisation des pesticides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde	22
4.1.2 Les nouvelles molécules.....	23
4.1.3 Les cultures transgéniques (OGM).....	24
4.2 Fragmentation et perte d'habitats.....	25
4.2.1 Les impacts de l'agriculture	26
4.2.2 L'importance des ressources florales	27
4.2.3 L'urbanisation	29
4.2.4 Perte d'habitats associée aux loisirs	29
4.3 Les espèces exotiques	29
4.3.1 L'abeille mellifère.....	29
4.3.2 Autres pollinisateurs introduits.....	32
4.3.3 Les pathogènes	32
4.3.4 Incidence des plantes et des pollinisateurs exotiques sur les interactions entre les plantes et les pollinisateurs indigènes.	33
4.3.5 Effets des plantes envahissantes sur les pollinisateurs.....	34
4.3.6 Les abeilles africanisées	35
4.4 Les changements climatiques et la pollution	36
4.4.1 Facteurs abiotiques.....	36
4.4.2 Pollution atmosphérique (CO ₂ et rayonnement UV)	38
4.4.3 Les changements climatiques et le monde végétal.....	39
4.4.4 Les migrants	40
4.4.5 Les relations plantes-pollinisateurs	40
4.4.6 L'altitude	41
4.5 Causes du déclin des populations de Colibri.....	41
5. QUE POUVONS-NOUS FAIRE POUR FREINER LE DÉCLIN DES POLLINISATEURS ET AMÉLIORER LA SITUATION ?	42
5.1 Responsabilités des gouvernements.....	42
5.1.1 Législation.....	42
5.1.2 Aires de conservation.....	43
5.1.3 La communication et l'établissement de plans d'action	44
5.1.4 Le financement d'initiatives locales	44
5.2 Initiatives urbaines et responsabilités municipales.....	44
5.2.1 Valoriser la diversité indigène par la promotion de jardins et d'habitats.....	44
5.2.2 Restauration d'habitats.....	45
5.3 Initiatives communautaires et individuelles	45
5.3.1 Jardinage.....	45
5.3.2 Les insecticides.....	45
5.3.3 Apprendre à reconnaître et encourager les pollinisateurs.....	46
5.4 Intervention dans les agro écosystèmes.....	46
5.4.1 Connaître et diversifier les pollinisateurs des cultures	47
5.4.2 Connaître les plantes mellifères.....	47
5.4.3 Contrôle de l'usage des pesticides.....	48
5.4.4 Améliorer la gestion des parasites du bourdon (<i>Bombus impatiens</i>).....	48
6. RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE ET D'AVANCEMENT DES CONNAISSANCES	48
6.1. Développer une expertise en systématique des pollinisateurs	49
6.2 Identification des espèces de pollinisateurs indigènes utiles pour la production agricole.	49
6.3 Identifier des pollinisateurs indigènes qui pourraient être commercialisés.....	49

6.4 Étudier les relations entre les plantes et les pollinisateurs	50
6.5 Développer l'aménagement du paysage agricole	50
6.6 Protéger les sites de butinage et restaurer des habitats dégradés pour favoriser les pollinisateurs.....	51
6.7 Acquérir une meilleure compréhension de l'impact des pesticides.....	51
6.8 Étudier les pathogènes d'insectes pollinisateurs sauvages.....	51
6.9 Utiliser l'abeille mellifère comme bioindicateur	52
6.10 Étudier et suivre l'évolution des populations de colibris.....	52
6.11 Créer de nouveaux postes de recherche.....	52
7. CONCLUSIONS	53
8. RÉFÉRENCES	55

1. LA POLLINISATION

1.1 Les fleurs et leurs pollinisateurs

La pollinisation correspond au transfert du pollen sur le pistil, l'élément mâle d'une fleur, vers l'élément femelle. Le grain de pollen pénètre par le stigmate jusque dans l'ovaire pour féconder les ovules qui donneront des graines et des fruits. Chez les plantes dites supérieures, les phanérogames, l'appareil de reproduction est extérieur et visible. Plusieurs types de vecteurs peuvent assurer la fécondation d'une fleur: le vent, l'eau et les animaux, plus particulièrement, les insectes.

Dans le cas des plantes pollinisées par le vent, dites anémogames, les étamines et les pistils sont souvent de forme allongée. Un courant d'air ramasse le pollen de ces plantes pour le souffler vers une autre. Ne nécessitant pas l'aide de pollinisateurs, leurs pétales sont souvent de couleurs ternes, réduits ou même absents. Dans le cas de certaines plantes aquatiques hydrogames, le pollen est véhiculé essentiellement par l'eau. Leur pollen, de forme très allongée, est aisément transporté d'une plante à l'autre par le courant.

Beaucoup de fleurs sont zoogames, c'est-à-dire pollinisées par des animaux. Plus de 1 000 espèces de vertébrés seraient capables d'accomplir cette tâche. Les plus importants sont les mammifères, particulièrement les chauves-souris, les reptiles et, pour les oiseaux, les colibris. Depuis des dizaines de millions d'années, les plantes et leurs pollinisateurs ont développé des relations évolutives leur ayant permis de s'adapter les uns aux autres pour assurer le service mutuel qu'ils se rendent.

Les chauves-souris nectarivores sont des pollinisateurs importants des plantes de forêt tropicale humide, elles sont aussi les principaux pollinisateurs pour les forêts d'îles isolées du Pacifique. Leur langue longue et mince leur permet d'atteindre le nectar reposant profondément à l'intérieur de la fleur. À ces endroits, beaucoup de fleurs fleurissent la nuit et affichent de grands pétales blancs facilement visibles dans l'obscurité relative. Les fleurs pollinisées par les colibris sont, quant à elles, rouges, une couleur bien visible pour ces oiseaux, mais peu visible pour les insectes. Les oiseaux-mouches peuvent, même en vol stationnaire, atteindre le fond de la corolle d'une fleur profonde pour atteindre leur récompense en nectar. Comme la plupart des oiseaux-mouches ne disposent pas d'un odorat développé, ces fleurs ne dégagent généralement pas une forte odeur. Cinq espèces de colibris s'observent au Canada, mais une seule au Québec: le Colibri à gorge rubis (*Archilochus colubris*), qui est d'ailleurs l'espèce la plus répandue au Canada.

Les plantes entomogames sont pollinisées par les insectes, lesquels forment le groupe le plus vaste et le plus diversifié parmi les pollinisateurs. Comme dans le cas des mammifères et des oiseaux, les relations de mutualisme entre ce grand groupe de pollinisateurs et les fleurs qu'ils visitent sont extrêmement variées et raffinées. Les insectes pollinisateurs les plus connus sont les abeilles, les bourdons, les papillons, les mouches syrphidés et les coléoptères. Les insectes visitent les fleurs à la recherche de nourriture et, pour certains, de partenaires, d'abris ou de matériaux de construction pour leur nid.

Ainsi, une grande diversité d'animaux fréquente la flore à reproduction sexuée. Qu'ils récoltent du pollen de façon intentionnelle ou accidentelle lors de leurs visites aux fleurs, s'ils opèrent un transfert de pollen quand ils se déplacent d'une inflorescence à une autre, ils sont considérés comme des pollinisateurs.

1.2 Les pollinisateurs sauvages, indigènes, exotiques ou introduits

1.2.1 Les pollinisateurs sauvages et les pollinisateurs indigènes

Il faut distinguer entre les termes « pollinisateurs sauvages » et « pollinisateurs indigènes ». Une espèce pollinisatrice sera qualifiée de « sauvage » lorsque son habitat se retrouve dans un milieu naturel ou naturel sans l'intervention de l'homme. Les pollinisateurs sauvages regroupent les pollinisateurs indigènes et exotiques. Un pollinisateur est qualifié d'« indigène » lorsque cette espèce est inféodée et originaire du milieu et donc établie

depuis très longtemps. Les « pollinisateurs exotiques » sont, quant à eux, des pollinisateurs introduits, volontairement ou involontairement, dans un milieu dont ils ne sont pas originaires. Un pollinisateur peut donc être sauvage, sans être nécessairement indigène. Les pollinisateurs introduits (gérées) sont des espèces dont la reproduction et la survie sont contrôlées par l'homme.

1.2.2 Les pollinisateurs introduits

Les pollinisateurs introduits sont des espèces élevées par l'homme pour accroître la valeur commerciale des cultures et, dans le cas de l'abeille mellifère, pour la production de miel. Ces espèces ont la caractéristique essentielle de pouvoir être gardées, élevées et reproduites en masse.

Le pollinisateur introduit le plus largement utilisé à travers le monde pour la pollinisation de plusieurs cultures est l'abeille mellifère. La plupart nichent dans les ruches et la colonie contient quatre castes: la reine, les ouvrières d'intérieur, butineuses et les faux-bourçons. Le deuxième pollinisateur le plus utilisé est probablement le bourdon *Bombus terrestris*, qui fait l'objet d'un élevage industriel qui gagne en popularité. Un très petit nombre d'espèces d'abeilles solitaires sont de plus en plus élevées commercialement pour la pollinisation. Les plus connues sont l'abeille charpentière (*Xylocopa virginica*), l'abeille maçon (*Osmia lignaria*) et l'abeille à corne japonaise (*Osmia cornifrons*) et, enfin, la mégachile de la luzerne (*Megachile rotundata*), qui est facilement aménageable et qui peut être élevée d'année en année.

Lorsque des pollinisateurs sont importés dans une culture, il convient de faire une distinction entre la pollinisation libre, réalisée par les pollinisateurs sauvages présents dans les environs, de la pollinisation dirigée, réalisée par les pollinisateurs introduits.

1.3 Les abeilles

La plupart des plantes entomophiles sont pollinisées par des Hyménoptères de la super famille des Apidés. Six des sept familles d'abeilles reconnues (Colletidae, Andrenidae, Halictidae, Melittidae, Megachilidae et Apidae) s'observent au Canada, et plus abondamment les genres *Andrena*, *Perdita*, *Nomada*, *Dialictus*, *Halictus*, *Osmia*, *Megachile*, *Melissodes*, *Bombus* et *Colletes* (Krombein *et al.*, 1979). La septième famille, les Stenotritidae, forme la plus petite famille reconnue.

Toutes ces abeilles se nourrissent de pollen et de nectar et en collectent et en emmagasinent pour nourrir leur progéniture. Toutefois, certaines de ces abeilles ont un mode de vie solitaire alors que d'autres ont un mode de vie social.

1.3.1 Les abeilles solitaires

Les abeilles dites *solitaires* sont représentées par des femelles qui sont toutes fertiles et qui habitent généralement un nid qu'elles construisent elles-mêmes. La caste des abeilles ouvrières ne s'observe pas chez ces espèces. La plupart des abeilles solitaires creusent leur nid dans une galerie sous la terre alors que d'autres utilisent le creux d'un roseau ou d'une brindille ou encore des trous dans le bois mort. Quelques-unes de ces abeilles façonnent leur nid avec de la résine ou de la boue à laquelle des cailloux ont été mélangés. À l'intérieur du nid, les parois des cellules sont faites de sécrétions de cire ou construites avec des fragments de feuilles, des pétales ou de la résine. La femelle crée un compartiment, ou « cellule », qui sera scellé après qu'elle y ait déposé un œuf et des réserves de pollen pour la larve qui en sortira. Un nid peut compter de nombreuses cellules. Les modes de nidification sont souvent très variés, même au sein d'une même famille. Les abeilles solitaires ne produisent généralement ni miel, ni cire d'abeille. Elles ne sont pas parasitées par l'acariose et les acariens du genre *Varroa* ; elles ont toutefois leurs propres parasites, maladies et ravageurs.

1.3.2 Les abeilles sociales et/ou grégaires

Pour certaines espèces d'abeilles, plusieurs femelles vivent à l'intérieur du même nid dans lequel chacune fabrique et approvisionne ses propres cellules dans lesquelles elle déposera ses œufs. Ces abeilles sont des abeilles sociales. Quelques représentants des familles Halictidae et Anthophoridae et de nombreux représentants des Apidae ont ainsi un mode de vie grégaire. Pour les espèces qui ont adopté ce type d'organisation sociale, la colonie est divisée en castes d'individus fertiles, chargés de la reproduction, et d'individus non fertiles, chargés de l'approvisionnement et de la protection. Les colonies de bourdons (*Bombus* spp.) par exemple comptent trois castes: reines, mâles et ouvrières.

1.4 Préférences alimentaires

1.4.1 Efficacité des pollinisateurs : pollen ou nectar?

Certains insectes ne récolteront que le nectar des glandes nectarifères de la fleur, d'autres ne récolteront quant à eux que le pollen sur les étamines, et d'autres encore récoltent pollen et nectar. Le pollen est riche en protéines alors que le nectar est riche en glucides. La récolte de ces aliments sert à plusieurs fins : l'autoconsommation, la fabrication du nid, la préparation de la nourriture destinée à la progéniture et/ou la fabrication de miel et de cire. La récolte du pollen n'est pas aléatoire. Les insectes pollinisateurs opèrent un choix au sein de la flore locale. L'attractivité d'un pollen est due à son odeur, et à la présence de proline, un acide aminé présent en forte concentration dans la plupart des pollens, exercerait une influence sur leur choix.

Au sein du groupe des butineurs de nectar figurent l'abeille mellifère de même que les mâles et les femelles de la mégachile de la luzerne (*Megachile rotundata*) nouvellement sorties de leur cocon. Cette dernière butine exclusivement du nectar durant les trois premiers jours de sa vie pour accumuler des forces avant l'accouplement. Par la suite, elle construit des nids pour ses progénitures dans lesquels elle emmagasine une provision de nourriture composée à 64 p. 100 de nectar et à 36 p. 100 de pollen (Delaplane et Mayer, 2000). Au sein du groupe des butineurs de pollen figurent la mégachile femelle qui en est à l'étape de construction de ses nids, les bourdons fébriles reines et ouvrières (*Bombus impatiens*), et les reines des espèces indigènes des genres *Andrena*, *Halictus* et *Bombus*.

1.4.2 Types de butineurs

Chaque insecte est souvent spécialisé pour récolter le pollen d'une ou de quelques espèces végétales en particulier ; le pollen bénéficie donc souvent d'un transport ciblé jusqu'à une autre fleur de la même espèce. Il peut donc y avoir une hiérarchie dans les stimuli qui impliquent un choix de plantes et même parfois des exigences sélectives de certains pollinisateurs envers leur plante hôte. Au regard de tels comportements, les pollinisateurs sont qualifiés de monolectiques, d'oligolectiques ou de polylectiques (Pekkarinen, 1998).

Un pollinisateur polylectique est en quelque sorte un généraliste, car il exploite un grand nombre d'espèces de plantes à fleurs. La plupart des espèces de pollinisateurs sont polylectiques, y compris l'abeille mellifère (*Apis mellifera*), des espèces de bourdons (entre autres le *Bombus terrestris* (L.), le *Bombus pascuorum* (Scopoli) et le *Bombus lapidarius* (L.)), quelques abeilles solitaires et plusieurs espèces de papillons.

Lorsqu'un pollinisateur ne fréquente qu'un très petit nombre d'espèces de plantes à fleurs d'une même famille, il est qualifié d'oligolectique (Eickwort et Ginsberg, 1980). Très peu d'espèces sont oligolectiques, mais beaucoup d'abeilles solitaires le sont, notamment le *Bombus gerstaeckeri* (Morawitz), qui fréquente exclusivement des espèces du genre *Aconitum* (Ponchau *et al.*, 2002). Un pollinisateur oligolectique continuera de butiner une seule espèce de plante même si d'autres ressources de pollen sont disponibles (Waser, 1985).

Enfin, les espèces monolectiques se limitent strictement à une seule espèce de plante ou à quelques espèces très étroitement apparentées. Le monolectisme est encore beaucoup plus rare que l'oligolectisme. Il s'observe chez certains Hyménoptères pollinisateurs d'orchidées, chez le papillon pollinisateur des yuccas et chez des petites guêpes pollinisatrices des figuiers. La mégachile *Hoplitis adunca* ne visite que les fleurs de la vipérine commune, le mélittidé *Macropis julvipes* que les fleurs du lysimaque commun et le micropteryx du populage, un petit papillon nocturne, que les fleurs du bouton-d'or. Il convient de noter qu'une espèce peut être oligolectique dans sa recherche de pollen et polylectique dans sa recherche de nectar. Une fleur sera oligophile, polyphile ou monophile selon qu'elle est pollinisée par une espèce oligolectique, polylectique ou monolectique.

La constance et la fidélité sont deux autres notions utilisées pour caractériser la relation entre un pollinisateur et une espèce florale. La constance est un caractère comportemental liant le pollinisateur à la fleur d'une espèce de plante alors que la fidélité se rapporte à un comportement temporel qui va limiter le temps qu'un pollinisateur va demeurer sur une essence florale avant d'aller vers d'autres espèces (Wells et Wells, 1983).

1.4.3 Comportement de butinage

Les heures de disponibilité du pollen peuvent changer suivant la température, le degré d'hygrométrie et l'ensoleillement. Les abeilles récoltent donc le pollen des différentes plantes à différents moments de la journée. L'offre de pollen s'échelonne des premières heures de la matinée à la fin de l'après-midi. Pour un certain nombre d'espèces végétales, le pollen est disponible pendant la plus grande partie de la journée ; pour d'autres, le pollen est surtout présenté à certaines heures du jour, qui peuvent être variables et qui tendent à être caractéristiques d'une espèce donnée.

1.5 La pollinisation des plantes

Afin de bien mettre en valeur l'importance des pollinisateurs pour la reproduction des angiospermes, il convient de bien comprendre les différentes formes de reproduction chez les fleurs.

1.5.1 Types de pollinisation des plantes à fleurs

Deux types de pollinisation s'observent chez les plantes à reproduction sexuée : l'autopollinisation et la pollinisation croisée. L'autopollinisation s'effectue lorsque l'ovule d'une fleur est fécondé par du pollen provenant de la même fleur d'une même plante. La pollinisation croisée est le type de fécondation le plus fréquent : elle s'effectue avec le pollen d'une autre fleur appartenant au même plant ou à un plant différent d'une même espèce.

1.5.2 Les formes de reproduction sexuée des plantes à fleurs

Les fleurs hermaphrodites se composent à la fois des organes mâles (étamines) et femelles (pistil). Environ 70 p. 100 des plantes à fleurs sont hermaphrodites. Les fleurs unisexuées sont des fleurs qui ne renferment que des étamines (fleurs mâles) ou un pistil (fleurs femelles).

Dans le cas de plantes monoïques, chaque plant présente à la fois des fleurs exclusivement mâles et des fleurs exclusivement femelles. La pollinisation, toujours croisée, peut se faire entre deux fleurs du même plant ou de deux plants différents. Dans le cas des plantes dioïques, il y a séparation des sexes : un pied possède des fleurs uniquement mâles ou uniquement femelles. Dans leur cas, la pollinisation est obligatoirement croisée.

Les fleurs unisexuées peuvent être produites par des plantes monoïques et même par des plantes à fleurs hermaphrodites. Par exemple, il peut parfois y avoir variabilité entre le temps d'ouverture de la fleur et l'ouverture des anthères libérant le pollen. Cet hermaphroditisme successif, nommé dichogamie, est un processus évolutif stratégique de la reproduction des plantes à fleurs pour éviter l'autofécondation. Un nombre assez important d'espèces, appartenant aux familles les plus diverses, sont stériles avec leur propre pollen, mais fécondes avec le pollen

d'un autre individu de la même espèce. Ce mécanisme peut avoir une grande importance génétiquement. Lorsque la fécondation directe se produit dans une même fleur ou entre deux fleurs d'un même plant, les constitutions génétiques sont identiques ou à tout le moins voisines. La pollinisation croisée favorise un mélange de caractères héréditaires et l'adaptation de l'espèce, autrement dit la sélection naturelle. Le brassage génétique est extrêmement favorable à la diversification des organismes et à la création de lignées nouvelles. La pollinisation croisée d'espèces cultivées a pour effet d'augmenter la valeur commerciale des productions agricoles par une amélioration de la qualité et de la quantité des fruits. De plus, le développement des fruits est plus important, ces fruits se conservent plus longtemps, il y a moins de malformations qui nuisent à la commercialisation et la teneur en sucres et en acides des fruits est supérieure à celle des fruits mal pollinisés.

Certaines cultures augmenteront peu ou pas leur rendement lorsqu'elles sont pollinisées par les insectes ; d'autres montreront une augmentation importante de leur rendement et d'autres encore ne produiront que peu, voire pas du tout, de fruits et de graines si elles ne sont pas pollinisées par les insectes. La valeur de la pollinisation ne sera donc pas la même selon les différentes cultures.

2. LE DÉCLIN MONDIAL DES POLLINISATEURS

Au cours des deux dernières décennies, la réduction apparente de l'abondance des pollinisateurs de toutes sortes a suscité des inquiétudes dans le monde entier. Des baisses de populations ont été signalées sur pas moins de quatre continents. Selon un comité d'experts chargés d'estimer le déclin des pollinisateurs, la situation des populations de pollinisateurs varierait d'un taxon à un autre. Des programmes de suivi et de conservation ont démontré le déclin de plusieurs espèces de pollinisateurs vertébrés, plus particulièrement les chauves-souris dans au moins une partie de leur aire de distribution connue. Selon John Karges, un biologiste du Nature Conservancy, la population de Grandes chauves-souris à long nez du Mexique (*Leptonycteris nivalis*) des États-Unis serait passée de 10 000 individus en 1967 à 1 000 en 1983. L'espèce se nourrit du nectar de l'agave, utilisée dans la production d'un édulcorant et de la tequila.

Des études à long terme réalisées par des chercheurs, des enquêteurs individuels et des Programmes Héritage régionaux fournissent aussi des preuves de déclin et, pour quelques cas, d'extinction possible, parmi les populations de bourdons, d'abeilles et de papillons. Parallèlement à ces observations, partout sur la planète, l'abeille mellifère (*Apis mellifera*) a connu une chute dramatique de ses populations.

2.1 La perte de colonies d'abeilles mellifères

À la fin des années 1990, aux États-Unis, au Canada et partout ailleurs dans le monde, le varroa, un acarien parasite retrouvé dans le couvain des colonies d'abeilles mellifères, fut identifié comme la cause principale des pertes de colonies d'abeilles. Différentes maladies virales et microbiennes, associées ou non avec le varroa, sont venues envenimer davantage la situation. S'est ajouté à cela le problème du champignon unicellulaire *Nosema Cerena*, la mauvaise utilisation des pesticides toxiques pour les butineuses exposées et, aux États-Unis, la compétition avec l'abeille africanisée. L'industrie de l'apiculture a été vite frappée de problèmes de pertes majeures en nombre de ruches viables et en production de miel.

La recherche scientifique et l'industrie des pesticides ont rapidement cherché des solutions pour combattre le varroa dans les colonies d'abeilles. Une bonne gestion des ruches axée sur le contrôle du parasite au moyen d'applications planifiées d'un agent de répression devait permettre aux apiculteurs de bien contrôler ce problème. Toutefois, ils ont vite vu apparaître le phénomène de résistance des parasites acariens à l'égard des produits homologués. Le succès fut donc mitigé, et les incidences de pathogènes associés aux acariens continuaient d'augmenter.

Durant cette lutte, est apparu dans les colonies un autre parasite du couvain, un coléoptère cette fois. *L'Athenia tumida*, connu sous le nom anglais de Small hive beetle, devient vite un nouveau facteur de pertes au sein des

colonies d'abeilles mellifères aux États-Unis. Malheureusement, ce parasite a fait son entrée au Québec en 2008 et il a été détecté particulièrement en Montérégie.

Parallèlement, un autre problème encore plus grave a commencé à être observé en Europe et aux États-Unis : le syndrome de l'effondrement des colonies ou CCD (colony collapse disorder). L'alerte a été donnée dès les années 2000 en Europe puis vers 2006 aux États-Unis. La particularité de ce syndrome est que les colonies se vident de leurs abeilles. L'apiculteur ouvre sa ruche pour n'y retrouver que la reine, du couvain et quelques abeilles. Les autres se sont volatilisées ! Ce phénomène dont l'ampleur est vite devenue épidémique reste inexpliqué. Les études en cours ne permettent à ce jour que de supposer une synergie entre plusieurs causes. En 2006, les apiculteurs américains ont perdu entre 30 et 40 p. 100 de leur cheptel ; environ 2 millions de ruches auraient disparu et vingt-sept états étaient touchés. Une aggravation du phénomène en 2007 aurait causé la perte de jusqu'à 70 p. 100 des abeilles aux États-Unis. Au Canada, les pertes en ruches ont été estimées à 40 p. 100, mais, au dire du Conseil canadien du miel (CCM), le syndrome d'effondrement des colonies, tel que décrit pour d'autres pays, n'aurait pas encore atteint nos frontières. Au Québec, 40 p. 100 des colonies auraient été perdues en 2007, alors qu'on rapporte des chiffres allant jusqu'à 70 p. 100 en Ontario, la moyenne étant de 35 p. 100. En 2008 les pertes ont été, en moyenne, de 19 % pour le Québec alors que la moyenne canadienne était de 35 % (CAPA).

Toute cette série de problèmes dévastateurs cause actuellement des pertes énormes pour l'industrie de l'apiculture. Cependant, ce qui est encore plus inquiétant, c'est l'ampleur des pertes d'abeilles mellifères en leur titre de pollinisateurs dans l'environnement. La domestication d'*Apis mellifera* permet de comptabiliser les pertes associées à cette espèce. Mais qu'en est-il des abeilles sauvages?

2.2 Le déclin des pollinisateurs sauvages

La situation des insectes pollinisateurs sauvages au chapitre de la conservation est moins bien connue. Cette situation préoccupe de nombreux scientifiques, car les insectes sont de loin le groupe de pollinisateurs le plus important. Les populations d'insectes pollinisateurs sont souvent de petite taille et peuvent diminuer subtilement, jusqu'à l'extinction locale.

Durant les années 1990, certains chercheurs ont avancé la possibilité d'une baisse généralisée de l'abondance des insectes pollinisateurs en Amérique du Nord. L'hypothèse d'une perte de diversité d'espèces dans les communautés de pollinisateurs a aussi été avancée (Buchmann et Nabhan 1996, Allen-Wardell *et al.*, 1998). Des études conduites par Banazak (1995) et des chercheurs européens (Matheson *et al.*, 1996) ont examiné les recensements d'abeilles sauvages, plus particulièrement dans des transects établis à l'intérieur d'agroécosystèmes.

Les chercheurs européens rapportent des pertes graves au chapitre de la diversité des espèces d'abeilles : une perte estimée à 40 p. 100 en Grande-Bretagne et à 60 p. 100 dans les Pays-Bas depuis 1980. Selon Stephen Buchmann, les Européens tiennent plus de registres détaillés sur les populations de pollinisateurs que les Américains, en partie parce qu'ils comptent plus de taxinomistes amateurs qui, par leur apport en données, permettent de maintenir un suivi.

2.2.1 Estimation de la sévérité du déclin

Les experts en écologie de la pollinisation semblent confirmer que les problèmes de pertes de colonies d'abeilles mellifères en Amérique du Nord ont fait chuter le nombre de pollinisateurs en dessous des niveaux observés depuis les 50 dernières années. La gestion et la protection des pollinisateurs sauvages revêtent donc plus que jamais une importance primordiale pour notre système d'approvisionnement alimentaire. Il existe des données permettant de conclure que 1 200 pollinisateurs vertébrés sauvages pourraient être à risque. Cependant, la situation de la plupart des pollinisateurs invertébrés n'est pas claire, car les études pouvant établir les faits sont souvent manquantes (Allen-Wardell *et al.* 1998).

En 1999, des chercheurs des États-Unis et du Canada se sont réunis dans le cadre d'un atelier au National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS), à Santa Barbara (Californie), afin d'évaluer la possibilité d'une baisse généralisée des invertébrés pollinisateurs et d'une perte de diversité pour les espèces composant la communauté de pollinisateurs en Amérique du Nord, telles que signalées par Buchmann et Nabhan en 1996 ainsi que Allen-Wardell et 17 de ses collaborateurs en 1998.

Selon les spécialistes présents à ces ateliers, on ne dispose pas d'assez de données pour prédire l'ampleur d'une possible perturbation de l'activité des pollinisateurs. Cependant, le potentiel d'une progression significative de pertes de diversité biologique irréparables, par suite d'extinctions en cascade, est bien réel. Par ailleurs, bien que la notion de perturbation mondiale des systèmes de pollinisation ne soit pas soutenue par des preuves empiriques à l'heure actuelle, on soupçonne que les observations bien documentées de baisses locales dans les populations sont symptomatiques d'une perte de diversité biologique à une plus grande échelle.

En utilisant différentes techniques de recensement, plusieurs études ont révélé des changements considérables dans l'effectif des populations et la composition des communautés, d'une année à l'autre. On a trouvé que, dans l'ensemble, les conclusions de ces travaux étaient fiables, malgré la variété des techniques d'échantillonnage utilisées. La qualité de ces études résidait dans le fait qu'elles tentaient toutes d'englober le plus efficacement possible les variations spatio-temporelles dans les populations, du moins à l'échelle locale (Roubik, 1996 ; Roubik, 1996 b).

Ainsi, on a trouvé, de façon comparable, des changements de l'abondance de trois populations d'abeilles de milieux tropicaux et de cinq populations de milieux tempérés (en Californie ; Frankie et al. 1998). Les études à court terme (échelonnées sur 2 à 4 ans) et celles à plus long terme (échelonnées sur 17 à 21 ans) ont révélé, pour 59 espèces de pollinisateurs parmi lesquelles des abeilles solitaires, sociales et hautement sociales, une variation de l'abondance allant d'un facteur de 2,06 dans le cas d'abeilles des régions tempérées à 2,16 dans le cas d'abeilles des régions tropicales. Les effectifs « habituels » des populations d'abeilles pouvaient diminuer ou doubler en une année. Les données à plus long terme ne sont disponibles que pour les régions tropicales. Les variations stochastiques et les limites des méthodes de surveillance indiquent que les suivis devraient s'échelonner sur au moins quatre ans pour être considérés comme valables. Des études à plus long terme sont donc encore nécessaires avant de pouvoir avoir un aperçu significatif des changements naturels à l'intérieur des populations de pollinisateurs (Roubik, 2001).

Les chercheurs soulèvent donc une lacune importante dans les suivis des populations d'abeilles sauvages : un manque d'informations essentielles sur les variations spatio-temporelles et saisonnières de plusieurs espèces dans leur milieu naturel.

2.2.2 Exemples d'études locales : des conclusions contradictoires

Des études ont révélé des baisses dans les populations des espèces qu'elles étudiaient alors d'autres n'ont pas observé ce problème. À titre d'exemple, l'étude de Roubik (1996), réalisée dans le Parque Soberania, au Panama, démontre clairement qu'il n'y avait pas eu de baisses dans les populations d'abeilles euglossines depuis plus de 20ans, et que, au contraire, l'abondance de ces abeilles semble s'accroître. Alors que quatre espèces euglossines montrent une baisse statistiquement significative de leur abondance, 32 autres ont augmenté ou sont demeurées stables. De façon générale, l'abondance des abeilles euglossines pourrait donc être de plus grande dans le Parque Soberania. Marlin et Laberge (2001) ont constaté que la diversité de l'apifaune avait été remarquablement persistante à Carlinville, en Illinois (États-Unis) lorsqu'elle a été rééchantillonnée près d'un siècle après l'inventaire exhaustif de Charles Robertson à la fin du 19^e siècle.

En revanche, il a été observé que les bourdons (*Bombus* spp.) avaient diminué dans de nombreuses régions tempérées de l'Ancien Monde. Malgré leur importance écologique, les bourdons de l'Amérique du Nord n'ont pas fait l'objet de nombreuses études et leur situation en matière de conservation est largement inconnue. Des recensements effectués de 2004 à 2006 par Colla et Packer (2008) dans le sud de l'Ontario ont été comparés à ceux ayant été

effectués de 1971 à 1973 dans les mêmes sites. Les changements dans la composition de la communauté ont été examinés. L'ampleur de la baisse pour le *Bombus affinis* a été estimée par l'arpentage de 43 sites dans l'ensemble de son aire de répartition connue dans l'est du Canada et des États-Unis. L'étude révèle un appauvrissement de la communauté de bourdons dans le sud de l'Ontario au cours des 35 dernières années. Le *Bombus affinis*, plus particulièrement, semble avoir subi une forte diminution de son abondance non seulement dans le sud de l'Ontario, mais dans l'ensemble de son aire de répartition. Ces résultats sont inquiétants, car la perte, ne serait-ce que d'une seule espèce de bourdon, pourrait, par un effet de cascade, avoir des effets sur la faune et la flore et réduire la production agricole.

2.3 Répercussions sur les relations entre les plantes et leurs pollinisateurs

L'une des préoccupations associées au déclin local de pollinisateurs dans un milieu est l'impact possible sur les plantes qui en dépendent. En fait, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) prévoit que 20 000 espèces de plantes à fleurs vont disparaître dans les décennies à venir. Bien que la diminution des effectifs de pollinisateurs ne soit pas la seule cause de ces extinctions de plantes, on admet que certaines associations plantes-pollinisateurs sont réellement en danger. La perte de plantes à fleurs, autant que la perte de pollinisateurs, est susceptible d'entraîner une perte en cascade dans les deux groupes.

Les abeilles ne sont pas les seuls invertébrés pollinisateurs en déclin pour qui le potentiel de pollinisation est mal compris. Kearns (2001) croit que les diptères (mouches) de la famille des Syrphidés sont des pollinisateurs qui ne sont pas considérés à leur juste valeur quant à leur rôle écologique dans un milieu. Ils visitent les fleurs d'une manière persistante, en particulier celles qu'elles peuvent facilement utiliser et manipuler et, malgré leur pilosité relativement réduite, ils sont susceptibles d'être des pollinisateurs importants de certaines espèces florales dans certains écosystèmes. Un examen des relations rattachant les diptères syrphidés et leurs plantes hôtes a été effectué en Grande-Bretagne et aux Pays-Bas dans divers emplacements selon différents assemblages. Celui-ci révèle des baisses de pollinisateurs plus fréquentes dans l'habitat floral d'espèces univoltines et/ou dans les parcours d'espèces migratrices. En liaison avec ces éléments de preuve, il a été observé que les espèces végétales qui dépendaient des pollinisateurs en baisse avaient elles-mêmes diminué par rapport à d'autres espèces végétales. L'ensemble de ces résultats donne fortement à penser qu'il y a un lien de causalité entre l'extinction de certaines plantes et la diminution des effectifs des espèces qui les pollinisent (Biesmeijer *et al.*, 2006).

2.4 Variation génétique

Une chute de l'abondance au sein de la population d'une espèce de pollinisateurs peut accélérer son déclin voire même sa disparition. La diminution de l'abondance s'accompagne souvent d'une diminution de la variabilité génétique attribuable à une dérive génétique; ceci augmenterait la probabilité que les populations, et même les espèces, disparaissent (Barrett et Kohn, 1991).

Packer et Owen (2001) ont comparé la variation génétique parmi les espèces de deux taxons supérieurs d'invertébrés pollinisateurs, soit les abeilles et les lépidoptères. Les abeilles sont reconnues pour leur faible variabilité génétique naturelle du fait, entre autres, de leur système génétique haplodiploïde, de l'agrégation de leurs lieux de nidification, de leurs habitudes alimentaires centralisées en un lieu, de la structure de leurs populations et, peut-être aussi, de leur mode de vie social. Selon Packer et Owen, les populations d'abeilles pourraient donc être plus résistantes génétiquement face à une diminution de la taille de leurs populations que ne le sont les papillons diurnes et nocturnes.

2.5 Estimation du déclin au moyen du déficit de pollinisation

Il importe de faire la distinction entre une pénurie de pollinisateurs dans un milieu et leur déclin. La pénurie et le déclin sont deux phénomènes distincts et non nécessairement liés. Les pénuries entraînent une insuffisante

d'individus nécessaires pour satisfaire la demande en pollinisation, selon des normes reconnues. Les déclin sont des tendances vers la diminution de la taille d'une population ou de sa diversité de sa communauté dans le temps.

L'examen des déficits en pollinisation a été proposé comme une nouvelle méthode moins directe de rechercher des preuves d'un déclin de pollinisateurs dans un milieu (Kearns et al. 1998 ; Buchmann et Nabhan 1996).

Cette méthode repose sur les prémisses suivantes : des recherches donnent à penser que les systèmes naturels intacts devraient parvenir à un équilibre en ce qui concerne l'évolution de la reproduction des plantes, équilibre qui serait limité de façon égale par la pollinisation et par les ressources du milieu. Autrement dit, les plantes devraient avoir évolué de façon à pouvoir atteindre leur seuil possible de pollinisation. D'importants déficits de pollinisation pourraient donc indiquer que le service de pollinisation d'une population d'une plante à fleurs a diminué, à partir d'un niveau plus élevé dans le passé. Si les pollinisateurs sont en déclin, nous devrions alors être capables de mesurer les résultats de leur absence - la réduction du nombre de fruits produits par exemple, ou de la production de semences – et ce, autant dans des écosystèmes naturels qu'agricoles.

Thomson (2001) critique cette idée et certains des travaux qui ont été utilisés pour la soutenir. Il a été trouvé que dans 62 p. 100 des cas, les productions naturelles de fruits ou de semences étudiées sont au moins parfois limitées par le manque de pollen. Ceci veut dire que dans certains cas, la fleur aurait le potentiel de produire une plus grande mise à fruit, mais qu'elle n'aurait pas reçu assez de milieu, des insuffisances occasionnelles de pollinisation doivent être prévues, même à l'équilibre. Il conclut que les attentes envers une pollinisation optimale sont vraiment plus complexes qu'on ne pourrait le croire et que, bien qu'informatives lorsque menées correctement, les études utilisant les déficits en pollinisation pour plaider la cause du déclin des pollinisateurs doivent être interprétées avec prudence.

3. VALEURS ET SERVICES DES POLLINISATEURS

3.1 La valeur monétaire associée à la pollinisation des cultures

Depuis plusieurs années, on tente de quantifier la valeur monétaire de ce manque à gagner, entraîné par un déficit de pollinisation (Robinson *et al.*, 1989 ; Morse et Caldron 2000; Losey et Vaughan, 2006)

Il a été estimé que 87 des 124 principales espèces cultivées pour la consommation humaine dans 200 pays du monde dépendent, à différents niveaux, de la pollinisation par les insectes (Klein *et al.*, 2007). Les pollinisateurs sont essentiels à 13 de ces cultures, 30 en dépendent fortement et 27 en dépendent modérément. Cependant, en volume de production, seulement 35 p. 100 (23×10^8 TM) de la nourriture produite à l'échelle mondiale est dépendante de la pollinisation croisée par les insectes car certaines cultures importantes telles que le riz, le maïs et le blé sont pollinisées par le vent. Les services de pollinisation fournie par les pollinisateurs introduits et sauvages assurent, d'autre part, un rendement optimal des cultures qui procurent de la diversité au régime alimentaire humain ainsi qu'un bon apport d'éléments nutritifs.

La pollinisation entomophile assure aussi la production de semences des plantes fourragères et des grandes cultures telles que le foin, la luzerne et le trèfle qui sont utilisés pour nourrir les animaux qui, à leur tour, la fournissent de viande et des produits laitiers. Les pollinisateurs assurent aussi la production du coton, essentielle à l'industrie du textile. Même les cultures auto fécondes tel que le colza, le lin, les haricots, les pois, le soja et les arachides pourraient bénéficier à divers degrés de la pollinisation par les insectes.

Plusieurs plantes qui dépendent ou bénéficient de la pollinisation des insectes, y compris plusieurs espèces d'oléagineuses, ont tendance à être d'une grande valeur économique. Par exemple, plus de la moitié des graisses et huiles végétales proviennent du colza, du tournesol, de l'arachide et de la noix de coco.

Toutefois, l'impact économique à l'échelle mondiale d'une perte de rendements potentiels, par un manque de pollinisation, demeure incertain. Kevan et Philips (2001) concluent, suite à une modélisation, qu'il existe d'amples informations propres à suggérer l'existence d'une baisse de pollinisateurs qui touche la productivité agricole. Ils ont

également montré que, lorsqu'il existe des liens commerciaux entre différents pays, ces baisses ont des impacts économiques sur les producteurs et les consommateurs dans les pays importateurs et exportateurs. En 2008, des chercheurs ont tenté de quantifier la valeur monétaire de la pollinisation par les insectes pour une centaine de plantes utilisées à travers le monde pour la consommation humaine (Gallai *et al.*, 2008). Leurs résultats montrent que la valeur de ce service, effectués principalement les abeilles, s'élèvent à plus de 239 milliards de dollars canadiens (153 milliards d'euros). Cette valeur serait équivalente à 9,5 p. 100 de la valeur de la production agricole utilisée pour l'alimentation humaine à l'échelle planétaire en 2005. De plus, ces calculs ne couvrent que les cultures produites pour la consommation humaine et ne tiennent pas compte la production de cultures destinées à la consommation animale, particulièrement le bétail. On n'a pas non plus comptabilisé l'importance des cultures pour la fabrication des biocarburants ni celles pour la production de semences et la culture des plantes ornementales. Si on en avait tenu compte, la valeur totale des services de pollinisation dans l'économie mondiale serait certainement beaucoup plus élevée (Gallai *et al.*, 2008).

Ce « manque à gagner » en absence de pollinisation s'avère plus grand pour des cultures de haute valeur économique. Ainsi, la production d'une tonne des cultures provenant de la catégorie qui ne dépend pas des pollinisateurs est en moyenne de 236 \$CAN (€ 151) alors que celle des cultures qui dépendent de la pollinisation est en moyenne de 1189 \$CAN (€ 761). Selon les calculs de Gallai *et al.* (2008), les céréales et le maïs, par exemple, qui représentent 60 p. 100 de la production agricole mondiale, ne dépendent pas des pollinisateurs, et ne souffriraient donc pas de leur disparition.

D'autre part, dans certaines régions tropicales, la pollinisation des graminées sauvages ou cultivées serait un phénomène commun. À l'intérieur des zones de savanes immenses, ces cultures constitueraient souvent la seule ressource de pollen pour les abeilles. Au Cameroun, Tchuengem Fohouo *et al.*, (2002) ont observé que chacune des 35 espèces d'abeilles indigènes présentes dans la culture de maïs transportait du pollen de cette plante. Dans un tel contexte, les Apoïdes vecteurs de pollen aurait donc un impact positif sur le rendement en grain du maïs.

3.2 Estimation mondiale de la valeur de la pollinisation

Afin de déterminer la vulnérabilité des différentes cultures à un manque de pollinisation, Gallai *et al.*, (2008) ont regroupé les cultures par catégories de production. Les catégories qui semblent les plus sensibles à une perte de pollinisateurs seraient les stimulants (café, cacao) avec une vulnérabilité de 39 p. 100, les noix 31 p. 100, les fruits 23,1 p. 100, les oléagineux 16,3 p. 100 et les légumes 12,2 p. 100.

Une compilation qualitative des dépendances des cultures à la pollinisation a été faite plus en détail par divers auteurs et pour différents pays ou régions du monde tropique. Par exemple, Roubik (1995) a estimé que la valeur de la pollinisation pour 1330 cultures des tropiques s'élevait à 70 p. 100, alors qu'en Europe Williams (1994) a trouvé que 84 p. 100 des 264 cultures examinées dépendaient aussi de la pollinisation.

Des études plus précises ont utilisé des coefficients de dépendance à la pollinisation pour estimer la valeur monétaire de ces services pour diverses cultures. La méthode utilisée est de multiplier la valeur de cette culture par son coefficient de dépendance. Cette méthode ne tient pas compte de la valeur qualitative ajoutée aux fruits et légumes qui sont améliorés, du point de vue esthétique, par un taux de pollinisation plus élevé. Une grande hétérogénéité a été retrouvée dans les ratios de dépendance de plusieurs cultures. Les facteurs de variation sont probablement les cultivars utilisés dans différentes régions du monde, les conditions environnementales du milieu ainsi que les méthodes utilisées par divers chercheurs.

3.3 Estimation de la valeur de la pollinisation pour quelques productions importantes au Canada

Selon Agriculture et Agroalimentaire Canada et de l'Association canadienne des professionnels en apiculture (CAPA), la valeur de la pollinisation par les abeilles au Canada pourrait s'élever à 1 à 1,2 milliard, ou plus, par année.

Aux États-Unis, le chiffre avancé est de plus de 15 milliards (Morse et Caldron, 2000). Au Québec, l'exercice a été fait par de Oliveira (2005) en utilisant des données provinciales pour les valeurs des cultures ainsi que des études québécoises, en partie, pour estimer l'importance de la pollinisation. Selon ces données, 84 p. 100 de la production de 9 cultures importantes au Québec seraient dépendantes des pollinisateurs. On a calculé qu'en 2005, un manque à gagner dans ces cultures pouvait s'élever à 103 millions de dollars. L'auteur estime toutefois que seulement 70 p. 100 de ce montant serait attribuable à l'abeille mellifère, l'autre 14 p. 100 provenant des services gratuits des pollinisateurs indigènes.

En utilisant la moyenne des coefficients de dépendance estimés par divers auteurs (Louvreau, 2004 ; Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 2001 ; Morse et Caldron, 2000 ; de Oliveira, 2005), la valeur monétaire des services de la pollinisation pour les principales cultures du Québec a été estimée selon les superficies et les valeurs des cultures en 2008 (Tableau 1). Les résultats calculés montrent que ce chiffre s'élève à 166 millions de dollars canadiens.

Au Québec, ainsi que dans le reste du Canada atlantique, ce sont les cultures fruitières qui dépendent le plus des pollinisateurs, principalement la pomme, la fraise, la canneberge et le bleuet nains. Les deux tiers des colonies d'abeilles mellifères loués pour la pollinisation sont destinés à ces cultures. En Ontario, les cultures de la cerise et de la poire dépendent également d'une pollinisation entomophile. Les cultures légumières qui requièrent les services de la pollinisation sont surtout les curcubitacés et quelques autres cultures maraîchères. La valeur économique de la pollinisation de ces cultures sera ici examinée de façon particulière.

Taux de dépendance aux pollinisateurs

Culture	Références				Valeur de la culture				Valeur attribuable aux pollinisateurs
	Poutreau ¹	Morse et Calderone ²	Agri. Agro. Canada ³	de Oliveira ⁴ Moyenne	Superficie Qc/ha	Produit brut/ha	Références	Valeur brute	
Bleuets		1	1	0,89	12 400	1 995	5 et 6	24 738 000 \$	23 830 940 \$
Canneberge		1	1	0,80	1 619	24816	9	40 177 104 \$	37 498 630 \$
Canola/Colza	0,10		0,20	0,46	21 000	982	5 et 6	20 622 000 \$	5 224 240 \$
Citrouille		0,90	1	1,00	647	12 150	5 et 8	7 861 050 \$	7 599 015 \$
Concombre		0,90	1	0,60	809	10 636	5 et 7	8 604 524 \$	7 170 437 \$
Courge Zucchini		0,90	1	0,95	647	20 930	5 et 6	13 541 710 \$	12 864 625 \$
Fraise		0,20	0,30	0,36	1 477	30 627	5 et 6	45 236 079 \$	18 772 973 \$
Framboise			0,90	0,38	526	24 206	5 et 6	12 732 356 \$	8 148 708 \$
Poivrons		0,20		0,65	587	25 200		14 792 400 \$	6 286 770 \$
Pomme	0,70	1	1	1	4 961	8 361	5 et 6	41 478 921 \$	38 368 002 \$
Raisins		0,1		0,10	301	12 600	1 et 2	3 792 600 \$	379 260 \$
Total								233 576 744 \$	186 143 599 \$

1 Poutreau, A. 2004. Les insectes pollinisateurs. Eds. Delachaux et Niestlé, Paris 189 p.

2 Morse, R. et Calderone, N., 2000. The Value of Honey Bees as Pollinators of U.S. Crops in 2000. <http://www.bee-culture.com/bee-culture/pollination2000/pg1.html>

3 Agriculture et Agroalimentaire Canada - 2001. The Value of Honeybee Pollination in Canada. <http://www.honeycouncil.ca/users/folder.asp?FolderID=5174>

4 de Oliveira, D. 2005. Évaluation économique de l'abeille domestique, en 2005, au Québec. Congrès SEQ 2005

5 Évolution des superficies cultivées en fruits et légumes au Québec de 2002 à 2008 nouveauté

6 Références économiques du CRAAQ

7 La Financière agricole :

8 Adgex 1987*, prix marché MTL oct 2008

9 Jacques Painchaud MAPAQ, Centre du Québec

3.3.1 Culture des arbres fruitiers

La pomme

Pour la culture de la pomme, il est considéré qu'une bonne production est totalement dépendante du transfert de pollen par les insectes. Presque toutes les variétés de pommes sont autostérile et exigent une autre variété afin d'obtenir un rendement adéquat. La majorité des variétés disponibles ont un chevauchement dans leurs périodes de floraison ce qui permet la pollinisation d'une variété par une autre. Les fleurs de pommier produisent plus de nectar que la plupart des espèces fruitières et sont très attractives pour les abeilles ayant un habitat dans un verger ou à proximité. Plusieurs abeilles sauvages ont été identifiées comme pollinisateurs importants de la pomme (Brault et de Oliveira, 1995). Cependant, puisqu'un grand nombre de pollinisateurs est nécessaire pour polliniser toutes les fleurs d'un verger, on fait habituellement appel à la location de ruches d'abeilles mellifères pour assurer une bonne production. Au Québec, en 2008, la valeur de la production de la pomme attribuable aux insectes pollinisateurs serait de 38,3 millions de dollars (tableau 1).

La cerise

Deux espèces de cerisiers sont cultivées : la cerise douce (*Prunus avium*) et la cerise acide (*Prunus cerasus*).

La presque totalité des variétés de cerises douces est autostérile et la pollinisation croisée n'est pas seulement souhaitable, mais indispensable. Leur taux de dépendance est donc de 100 p. 100. On doit prévoir la plantation de variétés pollinisatrices compatibles et l'introduction d'abeilles mellifères pour polliniser adéquatement les fleurs.

Les variétés de cerises acides sont en grande partie autofertiles. Il est possible d'obtenir de bonnes récoltes lorsque les fleurs sont pollinisées avec leur propre pollen. Cependant, on a trouvé que la présence des abeilles pendant la floraison permet d'accroître la pollinisation et le rendement. On considère à 70 p. 100 la dépendance de cette culture aux insectes pollinisateurs.

Les abeilles butinent les fleurs du cerisier pour le nectar et de pollen. On a trouvé que 75 p. 100 des insectes qui visitaient les fleurs étaient des abeilles et que ces dernières ont tendance à être constantes sur des fleurs au cours des différents voyages de butinage. Ce phénomène est appelé « Fidélité à la fleur ». La fidélité des abeilles mellifères butineuses est différente selon les cultures. Il a été estimé que 43 à 53 p. 100 des charges transportées par les pollinisateurs exposées à cette culture contenaient du pollen pur des cerisiers acides. La cerise est peu cultivée au Québec à cause des exigences climatiques de ces arbres fruitiers.

La poire

La dépendance aux pollinisateurs pour cette culture varie entre 70 p. 100 et 100 p. 100 selon les variétés. Presque toutes les variétés de poiriers sont autostériles. La fructification et le rendement sont assurés par une fécondation croisée grâce à la présence de bonnes variétés pollinisatrices compatibles. Les fleurs du poirier ne sont pas aussi attractives pour les abeilles que celles d'autres fruits. Il faudra donc une grande densité de pollinisateurs à l'acre pour atteindre un rendement similaire à celui obtenu auprès d'autres fruits. La poire n'est pas cultivée au Québec à cause des exigences climatiques de cette culture.

3.3.2 Culture des petits fruits

La fraise

La fleur du fraisier est auto féconde et peut être pollinisée par le vent. Toutefois, pour obtenir une fraise présentant une formation régulière et complète, il faut que tous les carpelles de la fleur soient fécondés. Le dépôt d'un grain de pollen sur tous les pistils est donc nécessaire. Chez les cultivars commerciaux, le capitule des premières fleurs est d'un grand diamètre et la pollinisation anémophile n'est pas toujours suffisante. Plusieurs passages d'insectes pollinisateurs sont alors nécessaires pour obtenir un fruit bien développé (Chagnon *et al.*, 1989). D'autre part, la

fleur du fraisier est peu attractive pour les abeilles car la production de nectar est plutôt faible (0,6 à 0,8 mg) ainsi que sa teneur en sucre (18 à 25 p. 100). Elle constitue donc une source nutritive de faible qualité. Dans les fraisières à l'abri du vent, l'action pollinisatrice des insectes peut augmenter le rendement d'au moins 30 p. 100. Au Québec, en 2008, la valeur de la production de la fraise attribuable aux insectes pollinisateurs serait de 18, 8 millions de dollars (tableau 1).

La framboise

Le framboisier est considéré comme auto fertile, mais un vent inférieur à 11 km / h n'apporte aucun avantage pour sa pollinisation. Le framboisier dépend donc à différents degrés (35 à 90 p. 100) de la pollinisation entomophile, selon les conditions climatiques. Les abeilles sont très attirées par les fleurs du framboisier à cause de son abondance en nectar et en pollen. Elles seraient responsables de plus de 90 p. 100 des visites aux fleurs. Le nombre et le poids des drupéoles sont sensiblement plus élevés suite à une pollinisation entomophile (Chagnon *et al.*, 1991). La floraison est longue et le pollen très abondant, assurant ainsi une bonne pollinisation croisée. La plantation de plusieurs variétés peut augmenter la fructification de 20 p. 100. Au Québec, en 2008, la valeur de la production de la framboise attribuable aux insectes pollinisateurs serait de 8, 15 millions de dollars (tableau 1).

Le bleuet

Le rendement des cultures de bleuet est limité par une pénurie de pollinisateurs et sa dépendance aux insectes pour la pollinisation serait de 70 p. 100 à presque 100 p. 100. Les abeilles sauvages peuvent fournir de la pollinisation, mais dans des cultures extensives, les effectifs sont souvent trop faibles.

Un manque de pollinisation dans cette culture va entraîner une mise à fruit réduite et le développement d'un plus petit nombre de graines (Aras *et al.*, 1996). Le volume de la récolte sera alors réduit, car un grand nombre de graines développées est nécessaire pour obtenir un gros fruit. Selon les mêmes auteurs, la maturation des fruits bien pollinisés est aussi plus hâtive que ceux qui ne le sont pas. Ils ont trouvé que le temps de développement pouvait être réduit de 28 p. 100, passant de 58 jours (de zéro à 1 abeille visite/fleur) à 53 jours (nombre illimité de visites d'abeilles). À part l'abeille mellifère, d'autres espèces d'abeilles sont aménagées et introduites dans les bleuetières pour la pollinisation (Payette, 2004).

Les osmies (*Osmia spp.*), les bourdons (*Bombus spp.*) et l'abeille découpeuse de la luzerne (*Megachile rotundata*) seraient des pollinisateurs plus efficaces de la fleur du bleuet que l'abeille mellifère (Payette, 2004). Au Québec, en 2008, la valeur de la production du bleuet attribuable aux insectes pollinisateurs serait de 23, 8 millions de dollars (tableau 1).

La canneberge

Le pollen de la fleur de canneberge est difficile d'accès pour les abeilles. Les abeilles récoltent activement le pollen des fleurs de canneberge par « tambourinage » ou caresses des anthères. À cause de ce comportement sur la fleur, les insectes qui récoltent le pollen sont de meilleurs pollinisateurs que ceux qui récoltent le nectar (Cane et Schiffhauer, 2003). Chez l'abeille mellifère, il y a possibilité de faire une sélection génétique des reines pour favoriser la proportion d'ouvrières d'une ruche qui récoltent le pollen. Cette culture est en progression rapide au Québec, car les superficies en culture sont passées de 87 hectares en 1990 avec 2 producteurs, à 1330 hectares en production en 2006 avec 45 producteurs, dont 13 en production biologique (Rioux, 2004; ACPQ, 2008). Au Québec, la valeur de la production de canneberge attribuable aux insectes pollinisateurs serait de 37,5 millions de dollars (tableau 1).

Le kiwi ou Actinidia

Kiwi est une plante dioïque, les fleurs mâles et femelles sont portées par des pieds différents. Il est donc nécessaire de planter au minimum un couple. Pour les grandes plantations, il faut compter 1 pied mâle pour 6 pieds femelles. Le travail des pollinisateurs aide au transport de pollen et à la fécondation des plants femelles. Le vent constitue un

agent pollinisateur certain, mais les fruits obtenus par sa seule action sont de petites tailles et le taux de nouaison est plus faible. On considère la dépendance de cette culture aux pollinisateurs à 90 p. 100. Le rôle prépondérant des insectes a été mis en évidence par Palmer-Jones et Clinch (1975) et l'abeille mellifère demeure l'agent pollinisateur le mieux adapté pour répondre aux besoins de production de cette culture.

3.3.3 Culture des cucurbitacées

Les cucurbitacées (courge, concombre, cantaloup, melon d'eau, citrouille) ont tous les trois types de fleurs. La plupart des cantaloups et des melons produisent des fleurs mâles ainsi que des fleurs hermaphrodites, alors que la plupart des variétés de concombres et de pastèques ont à la fois des fleurs mâles et femelles. Le pollen est lourd et collant et la pollinisation par le vent est presque inexistante. Chez ces cultures, le transfert de pollen par les insectes est essentiel à la production de fruits.

L'insuffisance de la pollinisation occasionne un sous-développement des fruits. Dans le cas de concombres et d'autres cultures où les fleurs sont de sexe séparé, il n'y aura pas de fruits à moins qu'il y ait présence d'insectes pollinisateurs pour effectuer la pollinisation croisée.

Chez la plupart des cultures de cucurbitacées, les fleurs sont ouvertes seulement pendant une brève période de temps. Les fleurs mâles apparaissent généralement en premiers, suivie par la production de la fleur femelle qui se développera en fruit. Le synchronisme de l'acte de la pollinisation est donc déterminant. Chez les melons, les fruits produits plus près de la couronne de la plante sont souvent plus doux, plus grands, et meilleure forme que ceux produits ailleurs sur la même vigne. Pour obtenir les meilleurs fruits, il est nécessaire de prévoir un nombre suffisant d'insectes pollinisateurs pour assurer le transport de pollen.

Les abeilles sauvages sont des pollinisateurs importants de ces cultures. Winfree *et al.* (2007) ont étudié les pollinisateurs des cultures de melon d'eau dans 23 exploitations agricoles du New Jersey et de la Pennsylvanie (États-Unis). Les résultats d'une simulation prédisent que les abeilles sauvages fourniraient, à elles seules, une pollinisation suffisante dans 90 p. 100 des exploitations étudiées. En outre, les dépôts de pollen sur les fleurs étaient corrélés avec les visites des abeilles sauvages, mais non avec celles des abeilles mellifères. Au Québec, les cucurbitacées les plus largement cultivés sont le concombre (cornichon), la citrouille, la courge et le zucchini. Des études effectuées sur le concombre (Gingras *et al.* 1999) et la citrouille (Barrette, 1999) ont montré une augmentation de 60 p. 00 et de 100 p. 100, respectivement, pour ces cultures. La valeur de la production des cucurbitacées attribuable aux insectes pollinisateurs serait, au total, de 27,6 millions de dollars (tableau 1).

3.4 Estimation de la valeur de la pollinisation pour quelques productions mondiales qui bonifient notre vie quotidienne

3.4.1 Les stimulants

Le café

Quoique certaines variétés de café soient autofertiles, de 30 à 40 p. 100 pour cent de la production des haricots peut être attribuable à la pollinisation par les insectes. Les abeilles sont les principaux insectes visiteurs de cette culture.

Le thé (Camellia sinensis)

Dans cette culture, 90 p. 100 du rendement en semences peuvent être attribuables à la pollinisation par les abeilles mellifères.

Le cacao

La pollinisation du cacaotier requiert un transport actif de pollen entre les fleurs, car les anthères et stigmates sont distancés par des barrières végétales à l'intérieur de sa fleur (Kaufmann, 1975). En outre, les fleurs sont souvent auto incompatibles (Pandey, 1960). Les fleurs du cacaotier sont pollinisées par les moucheron. Les principaux groupes

de pollinisateurs sont de la famille des Ceratopogonidae et des Cecidomyiidae (Young, 1986). Dans les plantations, pour assurer le transfert du pollen, on a habituellement recours à la pollinisation manuelle qui peut atteindre jusqu'à 250 fleurs par butineur et par jour (Soria, 1981). Cette intervention est nécessaire, car habituellement, moins de 5% de la pollinisation des fleurs est atteinte lorsque les arbres matures sont laissés à des pollinisateurs (Alvim, 1984).

3.4.2 Autres cultures

Les amandes

Toutes les variétés d'amandiers sont autostériles, la fécondation croisée est indispensable. Contrairement à ce qui a parfois été admis, les amandiers à amande amère ne sont pas autofertiles.

Le coton

Pour le coton, l'augmentation de la production serait de 30 p. 100 cent alors que pour les semences elle serait de 20 p. 100. Les abeilles butinent sur les fleurs mâles stériles en plus grand nombre que sur les fleurs mâles fertiles. La plupart des butineurs sur les fleurs mâles fertiles recueillent du nectar des fleurs plutôt que du pollen.

3.5 La valeur des pollinisateurs indigènes

Les pollinisateurs des cultures les plus importants sont des membres de la famille des Apoïdes qui, au niveau mondial, comprend quelque 17 000 espèces (Michener, 2000), dont 3 500 environ en Amérique du Nord. Au moins 1000 de ces espèces seraient présentes au Canada (Goulet et Huber, 1993). Les pollinisateurs des cultures les plus reconnus sont l'abeille mellifère (*Apis mellifera*), une demi-douzaine d'espèces de bourdons (*Bombus* spp.), quelques espèces d'abeilles solitaires et, sur les fleurs plus ouvertes, parfois quelques mouches, des coléoptères, des papillons ou des thrips. Il est souvent difficile d'évaluer contributions relatives des différentes espèces à la production agricole. Lorsqu'ils ne sont pas présents en grand nombre sur les fleurs d'une culture, il peut devenir nécessaire d'intervenir pour accroître leur présence.

Il existe deux façons d'augmenter les populations d'abeilles indigènes dans un milieu. La première façon est par le renforcement et le maintien des populations locales. La deuxième méthode est de faire l'élevage et la gestion d'espèces sélectionnées à cet effet, par le développement des techniques d'aménagement d'habitats (Corbet *et al.*, 1991).

3.5.1 Le renforcement des populations locales d'espèces indigènes

Les pollinisateurs indigènes sont susceptibles de fournir une forme d'« assurance biologique » pour les services actuellement fournis par des espèces domestiquées (Winfree *et al.*, 2007). Cependant, les espèces d'abeilles n'ont pas toutes les mêmes affinités pour les plantes, ni la même la capacité de les polliniser adéquatement. En plus, elles diffèrent dans leurs exigences de nidification. Ces préférences sont, en partie, génétiquement déterminées, ainsi que leurs contraintes physiologiques et comportementales. Ceci explique pourquoi quelques espèces sont meilleures que d'autres pour pollinisateurs une culture en particulier (Free et Williams, 1973).

Chaque pollinisateur a ses forces et ses faiblesses. Le défi est d'arriver à bien déterminer lesquels des pollinisateurs naturels présents dans un milieu pourront fournir une pollinisation supplémentaire qui permettra d'atteindre un taux de pollinisation économiquement optimal pour une culture en particulier. L'efficacité du pollinisateur est donc l'atout recherché. Trois composantes de l'efficacité d'un pollinisateur ont été identifiées 1) son taux de visite aux fleurs, 2) le pourcentage de fleurs visitées avec contact stigmatique et donc transfert de pollen et 3) la quantité de pollen déposé sur le stigmate par l'insecte (Javorek *et al.* (2002).

Torchio (1990) propose un ensemble d'actions et de pratiques pouvant mener à l'identification de pollinisateurs efficaces dans un milieu et au renforcement de leur population. Il faut 1) observer les pollinisateurs sur les fleurs

d'une culture, 2) étudier leur biologie, 3) estimer leur efficacité pollinisatrice, 4) déterminer leurs besoins pour la nidification afin d'augmenter leur succès de reproduction et finalement, 5) faire un suivi des populations pour estimer le succès des interventions.

3.5.2 *Pollinisateurs sauvages dans les agroécosystèmes québécois*

L'observation des pollinisateurs indigènes sur les fleurs constitue donc la première étape pouvant mener à un renforcement des populations d'espèces pollinisatrices dans un milieu. Plus de 350 espèces de pollinisateurs sauvages auraient été recensées pour le Québec (Payette, 2003). L'importance de la diversité des Apoïdes dans les agroécosystèmes québécois a été démontrée par Payette et de Oliveira (1989) lors d'un inventaire réalisé dans le sud du Québec. Les 4184 abeilles sauvages ont été récoltées sur 70 espèces florales et dans 5 biotes différents. L'étude distingue chacune des 103 espèces (7 familles, 25 genres) selon sa préférence végétale et sa période de butinage, soit printanière, estivale, automnale ou encore à butinage de longue durée (printemps à l'automne). L'étude a été poursuivie durant plusieurs années dans différents habitats, dont des forêts, des boisés, des haies, des talus bordant des routes, des voies ferrées, des bordures de fossé et de ruisseaux, de fossés des friches, des prairies, des monocultures à interface de champs. On a trouvé que plusieurs espèces d'abeilles pouvaient compléter une partie de leur cycle de vie (stade de butinage des adultes) durant la période de floraison d'une culture particulière. D'autres espèces, qui ont des périodes de butinage plus longues que la floraison de la culture cible, doivent butiner sur une plus grande variété botanique qu'elle soit indigène ou cultivée. Il est donc essentiel de connaître ces variétés botaniques et d'assurer leur présence à proximité des cultures (Payette, 2004).

L'ensemble de ces informations confirme qu'un renforcement de population pour une culture en particulier exigerait une connaissance approfondie de l'entomofaune pollinisatrice locale afin de pouvoir identifier l'espèce pollinisatrice cible idéale pour un renforcement de population. Par la suite, un aménagement et une gestion adéquate de l'habitat à proximité des cultures en vue d'encourager la reproduction et la survie des pollinisateurs seraient essentiels, particulièrement dans les systèmes agricoles intensifs.

3.5.3 *La gestion des pollinisateurs indigènes*

L'agriculture canadienne dépend principalement de quatre groupes d'abeilles qui sont gérés commercialement pour la pollinisation des cultures. Ce sont l'abeille mellifère, le mégachile de la luzerne, le bourdon et l'abeille maçon. Il existe cependant des espèces d'abeilles sauvages pourraient être « gérées » pour la pollinisation au Canada et ailleurs, tel que les pollinisateurs de diverses légumineuses, pommes, poires et cerises qui sont plus efficaces et plus fiables que les pollinisateurs domestiqués. Ainsi, quelques abeilles solitaires sont d'importants pollinisateurs des cultures et ces abeilles indigènes ont un potentiel commercial qui reste encore inconnu. L'importance de leur rôle est mal comprise et très peu d'efforts ont été faits pour tenter d'estimer la valeur des services qu'ils fournissent. Pourtant, la supériorité pollinisatrice de plusieurs espèces d'abeilles (*Megachile*, *Nomia*, et *Osmia*) comparativement à l'abeille mellifère a été démontrée, particulièrement sur des cultures de luzerne et d'arbres fruitiers (Torchio, 1987; Parker *et al.*, 1987).

Il y a eu certains efforts de gestion visant à obtenir un renforcement du nombre d'individus dans les populations naturelles en Europe, (Heemert *et al.* 1990). Au Japon, *Osmia cornifrons* (Radoszkowski) a été encouragée avec succès à l'échelle commerciale comme pollinisateur de la pomme (Maeta, 1978). En Amérique du Nord, un succès a été obtenu avec l'abeille des terres alcalines (*Nomia melanderi*), ainsi qu'avec diverses abeilles maçonnées (*Osmia spp.*) dont principalement *Osmia lignaria* conçu comme un pollinisateur pour l'amande, la pomme, la cerise, la poire, la prune et d'autres (Torchio, 1987). Une autre abeille indigène en Amérique du Nord, *Osmia ribifloris*, a été utilisée plus récemment avec succès comme un moyen très efficace et gérable pour la pollinisation dans les bleuets. On peut aussi nommer le cas d'*Osmia cornuta*, un pollinisateur établi de la pomme et des amandes en Europe (Espagne) qui

a été testé avec succès aux États-Unis. Le plus grand succès est celui de l'abeille découpeuse de la luzerne, (*Megachile rotundata*) (Richards, 1993).

Mégachile de la luzerne (*Megachile rotundata*)

Les espèces de la famille des Mégachilides sont communes et diversifiées et ils peuvent être retrouvés sur tous les continents. La mégachile découpeuse de la luzerne, *Megachile rotundata*, fait l'objet d'un important élevage commercial. C'est le pollinisateur le plus largement élevé et utilisé pour la pollinisation des semences de luzerne. Elle est utilisée comme pollinisateur dans l'ouest des États-Unis et au Canada, ainsi que dans divers autres pays. Le Canada est le plus grand producteur et exportateur mondial de cocons de *Megachile rotundata*. Le système de gestion qui a été mis au point permet aux agriculteurs de récolter leurs cocons d'année en année et de les échantillonner afin d'estimer avec précision le nombre de cocons d'abeilles femelles et de détecter les parasites et les maladies. En plus, cette espèce peut vivre dans divers habitats modifiés par l'homme, par exemple des terrains de remplissage ou des bordures de route, où elle trouve de la nourriture et des sites de nidification. Il peut donc y avoir un renforcement de populations naturelles à partir des échappés d'élevage commerciaux. Un tel phénomène a été observé par André Payette en 2006 dans les cannebergières (Payette, communication personnelle). Ce dernier a récolté des spécimens de *Megachile rotundata* à plusieurs kilomètres du lieu où l'espèce avait été introduite pour la pollinisation, l'année précédente.

La mégachile de la luzerne a l'avantage d'être bien adaptée, par sa taille et son comportement de butinage, aux fleurs de ces cultures de vaccinium (bleuet et canneberge). Au Québec, l'insecte est commercialisé pour la pollinisation du bleuet, principalement au Lac St-Jean. Ce pollinisateur s'est également avéré efficace pour la pollinisation de la canneberge dans le Centre du Québec. Cependant, un problème de gestion de l'hyménoptère parasite (*Pteromalus sp.*) au sein des élevages est venu freiner la popularité de son usage. Il s'agit pourtant d'une industrie bien développée, qui a trouvé des moyens pour faire face aux parasites et aux maladies.

Son avantage pour la pollinisation des cultures est que son rayon de déplacement est de courte distance (200m) et qu'elle ne peut donc pas se déplacer vers des plantes compétitrices, telle que l'abeille mellifère, qui peut aller butiner jusqu'à 4 kilomètres de la ressource visée. Cependant, *Megachile rotundata*, est très sensible aux mauvaises conditions climatiques. Elle ne vole pas sous 18°C et cesse son activité sous 244 Watt/m² de radiation solaire (Girard, 2008). Plusieurs autres espèces indigènes ont été recensées sur la canneberge et leur efficacité pollinisatrice potentielle est souvent plus grande que celui de l'abeille mellifère (Barrette, 2001).

Le Canada abrite 30 espèces d'abeilles coupeuses de feuilles telles que *Megachile rotundata* ainsi que 2 espèces introduites dont la biologie est encore mal connue (Kevan *et al.* 2008). Il pourrait exister au sein de ces espèces, des candidats aussi efficaces pour la pollinisation de certaines cultures que *Megachile rotundata*, mais mieux adaptés aux conditions locales qui sévissent au moment de floraison de cultures ciblées.

Les abeilles maçonnes (*Osmia spp.*)

En plus des espèces du genre *Megachile*, la sous-famille des Mégachilines regroupe les osmies (genre *Osmia*) aussi appelées abeilles maçonnes parce qu'elles fabriquent des cellules avec de la boue dans des nids construits dans des cavités (Payette, 2005). Ces Apoïdes peuvent être élevées et relâchées de façon concentrée sur les cultures de fruits à floraison printanière. L'espèce la plus commune sous nos latitudes est *Osmia lignaria*. Cette abeille utilise des crevasses protégées et des tiges creuses pour faire son nid. Elle est capable de polliniser efficacement plusieurs espèces végétales et commence son activité à des températures assez faibles (15-16°C), elle est donc bien adaptée aux régions plus fraîches. On l'utilise pour la pollinisation de vergers qui fleurissent très tôt au printemps.

Certaines espèces d'*Osmia* arrivent même avant la floraison du pommier. Il est possible d'aménager un habitat en vue de conserver ces espèces printanières dans un milieu. Des résultats étonnants sont souvent obtenus au début de

leur utilisation. Malheureusement, les parasites et les maladies s'installent souvent après un an ou deux, ce qui a pour effet de décourager les cultivateurs. De plus, les abeilles maçonnes sont généralement peu avantageuses pour la pollinisation des cultures maraîchères (légumes) parce qu'elles sont en dormance au moment de leur floraison. Des efforts de recherche pour contrer ces problèmes sont encore nécessaires avant de pouvoir les commercialiser au Canada.

D'autres genres de la sous-famille des Mégachilines se retrouvent au Québec. Les plus communs, outre *Megachile* et *Osmia*, sont *Heriades*, *Hoplitis* et *Coelioxys* (Payette, 1989). Le potentiel d'élevage de ces espèces demeure inconnu.

Les bourdons et son comportement de pollinisation de type vibratile

Les bourdons ont des particularités morphologiques et comportementales qui les distinguent des autres pollinisateurs. Du point de vue anatomique, ils sont plus gros et plus velus que les autres espèces. De plus, lors de sa visite aux fleurs, ils font vibrer les muscles de leurs ailes à une fréquence qui déclenche la libération du pollen des anthères. Ce processus est appelé « buzz pollinisation » ou pollinisation par vibration. Très peu d'espèces sont capables d'adopter ce comportement essentiel à la pollinisation de nombreuses plantes.

Les bourdons sont utilisés dans une trentaine de pays pour polliniser quelque 25 cultures différentes. On estime à plus de 300 000 le nombre de colonies utilisées dans les serres en Europe et aux États-Unis (Henkes, 1997). Ils sont meilleurs que les abeilles pour polliniser les fleurs à corolle profonde, telle que le trèfle rouge, parce que ces dernières n'ont la langue pas assez longue pour atteindre les nectaires. De plus, ils butinent à des températures plus basses que plusieurs autres pollinisateurs. Selon Peat et Goulson (2005) la proportion de pollen et de nectar récolté serait dépendante de la température.

Toutefois, les bourdons sont coûteux à gérer et ils ne peuvent pas être concentrés à bas prix en champs et dans les vergers où de grandes quantités de pollinisateurs sont nécessaires. Ils sont cependant utilisés de façon rentable dans des cultures à grande valeur qui exigent la spécialisation comportementale et physiologique de ce pollinisateur. Au Québec, ils sont utilisés en serre pour la production de tomates et de poivrons et ils sont introduits en champs dans les cultures de bleuets et de canneberges comme pollinisateurs complémentaires à l'abeille mellifère. Ils ont la capacité de butiner en temps venteux, à ciel couvert et à de plus basses températures que l'abeille mellifère.

Il existe une vingtaine d'espèces de bourdons au Québec, qui se retrouvent dans divers habitats incluant les forêts, les champs et les tourbières. Les espèces les plus fréquentes sont *Bombus impatiens*, *B. rufocinctus*, *B. ternarius*, *B. terricola* et *B. vacans* (Payette, 1996). Ils sont communs dans les habitats tempérés, sous des climats frais, là où fleurissent les plantes nectarifères.

L'abeille de la citrouille (*Peponapis pruinosa*)

L'abeille de la citrouille est une espèce solitaire et terricole qui est bien adaptée aux cultures de cucurbitacées (concombre, melon, citrouille, courge, gourde). Cependant, elle est généralement absente de nombreuses régions agricoles, parce qu'elle est très sensible à l'abus de pesticides. L'espèce a été identifiée pour la première fois au Québec en 2001 par André et Marc Payette (2003) sur plusieurs espèces florales. Aucun système d'élevage en but de domestication pour cette abeille ne semble exister. Un aménagement en milieu naturel ou semi-naturel à proximité des champs de cucurbitacées pourrait aider à augmenter la pollinisation de la production des cultures.

3.6 La valeur écologique des pollinisateurs en milieux naturels

3.6.1 La valeur des services écosystémiques

Les services des systèmes écologiques sont essentiels pour le fonctionnement du système terrestre de soutien de la vie. Les propriétés de différents écosystèmes et leurs processus de fonctionnement contribuent au bien-être humain, à la fois directement et indirectement, et représentent donc une partie de la valeur économique totale de la planète.

Illustrons ce concept par l'exemple de l'action de précieuse de la chauve-souris à long nez qui joue un rôle primordial dans l'équilibre écologique de la forêt tropicale humide. Ces petits mammifères sont les principaux pollinisateurs de forêts dans des îles isolées du Pacifique. Un grand nombre de plantes, y compris le clou de girofle, la banane, la mangue, l'avocat, l'eucalyptus, l'ébène, l'acajou et les arbres de noix de cajou, dépendent exclusivement des chauves-souris pour la pollinisation et la dispersion des graines. Les adaptations morphologiques de plusieurs espèces de plantes ont coevolué pour faciliter la pollinisation spécifique par chauves-souris. Si ces précieuses espèces venaient à disparaître, aucun autre pollinisateur ne pourrait remplir leur rôle. En plus, la présence active de la chauve-souris sur ces îles du Pacifique permet de contrôler les moustiques, vecteurs de la malaria. Les services écosystémiques fournis par ces animaux se retrouvent autant au niveau de la pollinisation que de la lutte biologique pouvant entraîner une amélioration de la santé chez les humains.

Costanza *et al.*, (1997) ont tenté de mettre un prix à divers services écosystémiques qu'ils ont regroupés en 17 grandes catégories, dont la pollinisation. D'après leur modèle, basé sur des données de 1994, la valeur économique de la pollinisation par les abeilles serait estimée à un total de 117\$US par hectare par année (prairies 26\$US/ ha/an et agroécosystèmes 14\$US/ha/an).

Tel que discuté par Ghazoul (2007), le concept de service écosystémique est important pour l'éveil de la conscientisation des législateurs, des professionnels en environnement et du public en général. Il apporte des arguments anthropiques pour démontrer l'importance de la conservation des espèces pollinisatrices. Cependant, ce concept ne tient pas nécessairement compte de la complexité de la sauvegarde d'un écosystème pouvant assurer son fonctionnement à long terme. La productivité d'un système écologique pour le bénéfice de l'homme et sa valeur environnementale et écologique ne vont pas toujours de pair.

3.6.2 Valeur écologique

La valeur écologique des pollinisateurs et la prévision des conséquences de leurs pertes sont beaucoup plus difficiles à estimer que leur valeur économique en agriculture. Ces estimations sont compliquées par le nombre d'espèces concernées et par le manque relatif d'informations disponibles pour la plupart de ces espèces, en particulier celles de communautés naturelles.

Une grande proportion de la flore dans les communautés terrestres non cultivées du Canada, comme partout au monde, compte sur les pollinisateurs, à différents degrés, pour leur survie. Beaucoup de ces espèces forestières dépendent largement ou exclusivement des abeilles sauvages pour assurer leur fécondation. On peut donner comme exemple des essences forestières telles que les érables, certaines rosacées (ex. le sorbier), les cornouillers, des éricacées (bleuets) et d'autres espèces ligneuses, et aussi des herbacées comme les orchidées. Seules les abeilles, en réalisant une pollinisation croisée, contribuent à réduire les risques de dégénérescence de ces populations par érosion génétique. Les plantes qui bénéficient de la pollinisation peuvent servir d'abris, de nourriture et de site de reproduction pour diverses espèces animales. Les pollinisateurs assurent donc la survie de plusieurs espèces végétales et de toute la vie sauvage (oiseaux, rongeurs, mammifères) qui leur est associée. Ainsi, un manque de pollinisation peut affecter tous les maillons de la chaîne trophique. Par exemple, l'ours noir canadien a besoin de bleuets pour s'alimenter, les bleuets eux, ont besoin des abeilles pour la pollinisation.

3.6.3 Importance pour les milieux riches en biodiversité (hot spot)

Passant en revue plus de 1000 études de cas où la pollinisation a été limitée, l'équipe Vamosi *et al.* (2006) a constaté que les espèces botaniques qui se produisent dans les communautés floristiques riches en biodiversité (hot spot) pourraient être plus sujettes à une limitation de pollen en raison de la compétition interspécifique pour les pollinisateurs. Le succès de reproduction serait donc réduit et ces espèces pourraient courir un risque plus élevé d'extinction. La combinaison d'une limitation de pollen plus élevée et de la destruction de l'habitat représente un double risque pour les plantes tropicales qui n'ont pas encore été identifiées.

Les points chauds de la biodiversité se retrouvent notamment en Amérique du Sud, au Sud-Est asiatique et dans les forêts et les terres arbustives riches de l'Afrique du Sud. Selon l'OMS, jusqu'à 80 p. 100 des personnes en Afrique australe font usage des médicaments traditionnels tirés à partir des plantes sauvages. On peut donc associer la valeur d'usage de ces plantes traditionnelles à celle des pollinisateurs qui assurent leur survie.

3.6.4 La valeur intrinsèque des pollinisateurs

Alors que la plante fleurit pour attirer les pollinisateurs et non pour notre bénéfice personnel, les hommes, et surtout les femmes, attribuent une grande valeur aux différents types d'inflorescences, que ce soit pour leur beauté visuelle ou pour le parfum de leur arôme. Les valeurs esthétique et odorante des fleurs, quoique largement commercialisées, demeurent des valeurs inhérentes offertes gratuitement par la nature. Mais au-delà de la valeur inhérente d'une espèce, il y a sa valeur intrinsèque.

Peu importe les types de services inestimables que les pollinisateurs nous procurent, il faut souligner un respect pour leur valeur intrinsèque. On parle ici non pas du sens économique de terme « valeur intrinsèque » mais du sens philosophique tel que décrit par Callicott (1989). Ainsi, un organisme vivant a le droit d'une reconnaissance en soi et pour soi, indépendamment de son utilité pour les gens. Cette valeur naturelle, parce qu'elle ne possède aucun prix, ne représente pratiquement rien au regard des bénéfices économiques matériels considérables que procurent le développement et l'exploitation des pollinisateurs. Même s'il est vrai qu'il n'y a pas dans la nature de valeur intrinsèque objective non anthropocentrique, il faut tout de même reconnaître cette valeur à tous les animaux pollinisateurs et aux fleurs qu'ils pollinisent, indépendamment de l'usage instrumental qu'il est éventuellement possible d'en faire.

4. CAUSES POSSIBLES DU DÉCLIN DES POLLINISATEURS INDIGÈNES ET INTRODUIITS

La détermination des causes possibles du déclin des pollinisateurs introduits, et plus particulièrement de l'abeille mellifère, a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche, de publications et d'activités de sensibilisation auprès du public. Les chercheurs et les apiculteurs ont avancé de nombreuses hypothèses pour expliquer ce déclin. Bien que plusieurs causes possibles aient été examinées, aucune n'a encore été clairement identifiée comme une cause principale. On a montré du doigt des pathogènes viraux, des parasites et des champignons de même que divers stress écosystémiques attribuables à la dégradation de leur environnement : les pesticides, les polluants, les antennes de téléphonie cellulaire, les changements climatiques et la raréfaction des ressources florales. Dans le cas des abeilles mellifères, on s'entend cependant pour dire que le déclin pourrait être attribuable à une combinaison de ces facteurs, qui surpasseraient la capacité de résistance des abeilles. Nous retrouvons ici même le principe de la bioindication : un organisme vivant peut devenir sensible à l'accumulation de divers stress environnementaux alors qu'il pourrait supporter chacun de ces stress pris séparément. Un pollinisateur pourrait, de cette manière, supporter les effets d'une maladie, d'une mauvaise alimentation ou d'un empoisonnement aux pesticides, mais lorsque tous les facteurs se conjuguent, il arrive un moment où sa limite de résistance est atteinte.

L'abeille mellifère est depuis longtemps reconnue comme un excellent bioindicateur de la qualité de l'environnement dans lequel elle évolue. Nous allons donc examiner de plus près les différentes causes possibles du déclin de l'abeille mellifère en se souvenant que ce pollinisateur introduit est un témoin observable des pressions environnementales et des autres stress anthropiques subis par les pollinisateurs indigènes. Parallèlement à cet examen, nous allons aussi tenter de cerner différentes causes du déclin spécifique à la faune pollinisatrice sauvage.

4.1 Les pesticides

Les pesticides constituent une menace majeure pour les pollinisateurs. Il est démontré depuis longtemps que l'application de pesticides pour la répression des ravageurs agricoles peut avoir des répercussions négatives sur les colonies d'abeilles mellifères (Johansen et Mayer, 1990). Depuis des décennies, des mortalités massives d'abeilles sont observées partout là où l'agriculture et l'apiculture coexistent. Les mortalités d'abeilles sont souvent le résultat

de manipulations et d'applications imprudentes d'un produit phytosanitaire ou encore d'un mauvais suivi des recommandations d'usage inscrites sur l'étiquette d'un produit. Même lorsque son application est conforme aux recommandations, le pesticide constitue inévitablement un danger important pour tous les pollinisateurs, autant introduits que sauvages.

En effet, les répercussions négatives des insecticides sur les colonies d'abeilles mellifères donnent à penser que les populations de pollinisateurs sauvages pourraient être affectées de façon similaire. Appliqués négligemment, ils peuvent atteindre des zones non visées et ainsi augmenter leur impact. Par exemple, dans le cas des applications aériennes, un facteur comme la force du vent peut exercer une influence importante sur la zone de couverture du pesticide appliqué, mettant en danger les pollinisateurs sauvages se trouvant dans les zones jouxtant les champs agricoles (Buchmann et Nabhan, 1996). Ce problème souligne l'importance de l'aménagement de bandes tampons dans les zones agricoles, non seulement comme un habitat essentiel pour les pollinisateurs, mais aussi comme protection contre la dérive des pesticides.

Les pesticides ont le potentiel de nuire à beaucoup d'espèces pollinisatrices et même d'éliminer un certain nombre des populations des espèces d'un écosystème (Nabhan et Buchmann, 1997). Kevan *et al.* (1997) croient cependant que si la disponibilité de fleurs sauvages demeure inchangée, les populations d'abeilles sauvages sont susceptibles de se remettre une fois que l'application de pesticide cessée, sauf si les populations sont éliminées sur un très grand secteur. La présence et l'abondance des ressources florales appropriées dans un milieu sont donc importantes. À cet effet, l'usage d'herbicides peut donc affecter indirectement les pollinisateurs d'un milieu en éliminant ou en diminuant les effectifs des espèces végétales importantes au maintien de populations (Kevan, 1975). En plus de leurs effets indirects, certains herbicides sont aussi toxiques pour les abeilles et, potentiellement, pour les autres pollinisateurs, notamment le glyphosate.

4.1.1 Utilisation des pesticides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde

La question des effets des pesticides sur l'abondance des populations d'insectes pollinisateurs a commencé à se poser au début des années 1950. Depuis, l'utilisation des pesticides en Amérique du Nord a doublé au cours des quarante dernières années et de plus, depuis maintenant plus de 50 ans d'utilisation, les pesticides touchent tous les pays. De plus, les capacités de production des pays en voie de développement sont en pleine expansion. Les premiers problèmes majeurs ont été observés aux États-Unis en 1967 alors que 70 000 colonies d'abeilles mellifères furent anéanties par suite d'applications de carbaryl dans des champs de coton. La même année, 33 000 colonies ont connu un sort identique dans l'État de Washington par suite d'applications du même pesticide dans des champs de blé.

Au Québec, comme partout ailleurs au Canada et dans le monde, l'industrialisation de l'agriculture favorise un mode de production agricole qui requiert de plus en plus de produits phytosanitaires pour être concurrentiel. Plusieurs des cultures nécessitent parallèlement les services de la pollinisation pour obtenir des rendements supérieurs. De ce fait, les apiculteurs placent leurs ruches là où l'agriculture est la plus intensive, mais aussi là où les quantités de pesticides déversées sont les plus importantes.

Les ruches du Québec sont aussi touchées par les pesticides, particulièrement dans la région de la Montérégie où les cultures voraces en pesticides, par exemple le maïs, gagnent en superficie. Un grand nombre des pesticides utilisés, entre autres le Furadan (un carbamate), sont reconnus comme des substances présentant un risque élevé pour les abeilles et sont tout de même utilisés abondamment dans le maïs, le poivron et la laitue et autres productions maraîchères. Les abeilles mellifères ne sont pas les seuls pollinisateurs affectés par les insecticides. Selon Plowright et Rodd (1980), les populations de guêpes (Vespidae), d'andrènes (Andrenidae), d'halicites (Halictidae) et de bourdons (dont le *Bombus terricola*) sont fortement réduites après des arrosages de fénitrothion, un insecticide utilisé dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En vue d'atténuer les problèmes découlant de l'épandage de pesticides, l'utilisation de ces produits a été restreinte aux périodes durant lesquelles les pollinisateurs

ne butinent pas. Cette pratique a été adoptée au Canada, aux États-Unis et dans plusieurs autres pays. (Adey *et al.*, 1986; Johansen et Mayer, 1990).

Au Québec, une entente visant à réduire les pertes d'abeilles mellifères liées à l'intoxication chimique a été signée entre les apiculteurs et les utilisateurs de produits phytosanitaires (industrie et producteurs agricoles) dans les années 1980. Cette entente soulignait l'importance de restreindre les heures d'application aux périodes durant lesquelles les abeilles ne butinaient pas : lorsque la culture n'est pas en fleurs et en dehors des heures de forte intensité lumineuse (donc lors des journées pluvieuses et tôt le matin ou tard le soir). Partout au Canada, grâce aux efforts des ministères de l'Agriculture fédéral et provinciaux, on a vu s'accroître le nombre de mesures incitatives à la réduction de l'utilisation des pesticides dans les milieux agricoles. Parallèlement, sont nés des réseaux de dépistage de ravageurs des cultures et des Clubs conseils agricoles qui ont permis aux utilisateurs de mieux juger et gérer la pertinence des traitements insecticides. De telles initiatives de sensibilisation du milieu ont permis de faire diminuer de beaucoup les quantités de pesticides appliquées. Cependant, en dépit de cette tendance récente au Canada vers la réduction de l'utilisation des pesticides en agriculture et en sylviculture et vers le renforcement de la sensibilisation sur les impacts de ces substances sur pollinisateurs, on est loin d'avoir réduit l'empoisonnement des pollinisateurs par les pesticides. En effet, les pesticides sont une des composantes de la lutte intégrée contre les ravageurs des cultures agricoles et sylvicoles et continueront de l'être dans un avenir prévisible.

4.1.2 Les nouvelles molécules

Malheureusement, les pesticides utilisés aujourd'hui démontrent souvent de principes actifs bien plus puissants et insidieux que dans le passé. C'est le cas d'une classe relativement nouvelle d'insecticides systémiques d'utilisation répandue, les néonicotinoïdes. Les insecticides du groupe des néonicotinoïdes sont fortement toxiques pour les insectes, dont des abeilles, à de très faibles concentrations. Les néonicotinoïdes, qui incluent l'imidaclopride, le thiaméthoxam, la clothianidine et quelques autres, sont largement utilisés comme enrobages de semences, en plus d'être appliquées par épandage de façon traditionnelle. Ces produits systémiques ont la capacité d'être absorbés par les racines, puis d'être diffusés par la sève dans toute la plante pendant sa croissance. Ceci assure à la plante non seulement une protection contre les ravageurs des racines, mais aussi contre les ravageurs des parties aériennes de la plante. Puisqu'ils sont efficaces jusqu'au stade de floraison de la plante, ils peuvent être récoltés par les pollinisateurs dans le pollen et le nectar.

L'imidaclopride est employé intensivement pour l'enrobage des semences des espèces horticoles et de grandes cultures, en particulier le maïs, le tournesol et le canola. Dans ces cultures, il a été détecté dans les sols, dans les tissus végétaux et dans le pollen. Il se caractérise par ailleurs par une rémanence importante dans les sols (demi-vie de 120 jours ou plus). Cela constitue un important avantage pour la phytoprotection, mais un risque pour l'abeille, car le produit risque de réapparaître l'année suivante et de lessiver dans les bordures vers le système racinaire des plantes sauvages. Cet insecticide est soupçonné d'induire des effets neurologiques chez l'abeille. Les effets sublétaux des pesticides systémiques sur le comportement de butinage des abeilles ont été décrits par (Pham-Delegue *et al.*, 2002). En Europe par exemple, des chercheurs ont rapporté qu'une exposition à l'imidaclopride inhibait les capacités de butinage et de navigation des butineuses. Bien que plusieurs études démontrent les effets nocifs de l'imidaclopride pour l'abeille (Suchail *et al.*, 2006), d'autres études démontrent le contraire, sinon des effets négligeables seulement (Maus *et al.*, 2003). Pour plusieurs de ces études cependant, les chercheurs ne se sont concentrés que sur la DL50 en laboratoire (Bailey *et al.*, 2005) et n'ont pas pris en considération les impacts sur le fonctionnement global de la colonie. Les impacts de l'imidaclopride et des autres néonicotinoïdes sur les abeilles sont encore l'objet de débats. Commercialisés en France sous le nom de Gaucho, ils y ont été interdits dans le traitement des champs de tournesols en 1999 après avoir causé des mortalités massives d'abeilles. Cinq ans plus tard, la France les interdisait également dans le traitement du maïs. Bayer, le fabricant de l'imidaclopride et des autres néonicotinoïdes, assure que cette substance est sans danger pour les abeilles si elle est correctement appliquée.

Il y a quelques années, au Canada, a été homologuée une semence de maïs traitée avec un nouvel insecticide neurotoxique systémique dont l'ingrédient actif est le clothianidine (ou Poncho 600). Ce produit est aussi un néonicotinoïde; la molécule et le mode d'action sont les mêmes que pour l'imidaclopride. En France, la demande de Bayer pour réglementer le clothianidine a été rejetée par les autorités. En Allemagne, en Italie et dans d'autres pays, l'utilisation du clothianidine, au même titre que les autres pesticides néonicotinoïdes, a été interdite ou suspendue. Selon l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada et l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, le clothianidine est « fortement toxique » pour les abeilles. Pourtant, en 2008, plus de 95 p. 100 du maïs semé au Québec était traité avec ce produit. L'usage des semences enrobées comporte l'avantage pour le producteur d'éviter le travail supplémentaire du traitement insecticide fait apart. De plus, on prône l'avantage que les arrosages aériens et la dérive subséquente sur les organismes non visé sont ainsi évités. Malheureusement, puisque les pollinisateurs ingèrent le nectar et de pollen des plantes, ces derniers ne sont pas épargnés de l'exposition.

Plus récemment, l'ARLA a approuvé une demande d'homologation du thiaméthoxam (ou Cruiser 350FS) comme insecticide pour lutter contre l'altise dans le canola et la moutarde en traitement des semences. Fabriqué par le groupe agrochimique suisse Syngenta, cet insecticide neurotoxique qui agit sur les récepteurs nicotiques des insectes devrait également être utilisé sur les semences de maïs, cette fois pour lutter contre les taupins (*Agriotes spp.*), des coléoptères souterrains qui s'attaquent aux racines. Les néonicotinoïdes sont aussi utilisés sur les petits fruits, les fraises et les framboises, des cultures très attractives pour les insectes pollinisateurs.

Le plus récent pesticide systémique homologué n'est pas de la famille des néonicotinoïdes. Bayer a remplacé ces produits, qui ont perdu de nombreux brevets, par une molécule susceptible de causer plus d'inquiétudes pour les pollinisateurs. Ce nouveau pesticide systémique, le Movento, est beaucoup plus robuste dans la mesure où il peut se déplacer dans le système vasculaire des plantes dans toutes les directions. Ce produit peut se trouver dans le pollen et dans le nectar et, en plus d'être toxique pour les abeilles adultes, il affecte le développement des larves et la fécondité de la reine. Les répercussions de ce nouveau pesticide sur d'autres espèces pollinisatrices que l'abeille mellifère ne sont pas connues et peu de données existent en ce qui concerne les stades immatures des différentes espèces d'abeilles.

Selon plusieurs chercheurs, la toxicité des pesticides pour les abeilles mellifères est un bon indicateur des risques pesant sur d'autres espèces d'abeilles (Johansen et Mayer, 1990). Le mode d'action et de la voie d'entrée des pesticides varient selon les espèces d'abeilles et la possibilité de détecter ces produits est compliquée par le manque d'homogénéité de méthodes de détection.

4.1.3 Les cultures transgéniques (OGM)

Les plantes transgéniques ont été mises au point notamment dans le but de réduire certains des effets indésirés et involontaires des pesticides. Toutefois, on se préoccupe de l'incertitude des impacts des effets directs des protéines insecticides dans le pollen sur les espèces non visées, y compris certains pollinisateurs (Losey *et al.*, 1999). Les préoccupations en cause sont un manque de connaissances sur la détermination du seuil létal des protéines insecticides transgéniques ainsi que sur les effets sublétaux de ces protéines sur le comportement, la physiologie et la reproduction des insectes qui s'en nourrissent. Malone et Pham-DeLègue (2001) ont passé en revue la courte littérature sur ce sujet et ont conclu que, dans certains cas, il y aurait des effets négatifs, mais sublétaux qui seraient attribuables à la consommation de pollens transgéniques. Ces effets varient suivant l'agent transgénique et l'importance de son expression. Durant leurs activités de butinage, les abeilles entrent en contact avec des cultures modifiées génétiquement. Une revue de littérature publiée par Brødsgaard *et al.* (2003) fait état des dangers potentiels des organismes génétiquement modifiés pour les abeilles. Les résultats publiés jusqu'à maintenant donnent à penser que les impacts des plantes transgéniques sur les abeilles doivent être examinés au cas par cas et

dépendent de la partie de la plante qui est ingérée (Malone *et al.*, 2001). Au Québec, aucune méthode ne permet d'évaluer l'impact des organismes génétiquement modifiés sur les pollinisateurs en condition naturelles.

Les préoccupations concernant les cultures transgéniques sur les espèces non visées ont été plus largement étudiées dans le cas des papillons, et plus particulièrement en ce qui concerne l'incidence du « maïs *Bt* » dans la lutte contre la pyrale du maïs (*Ostrinia nubilalis*; Minorsky, 2001). En 1999, plus de 20 millions d'acres (9,6 millions d'hectares) de maïs *Bt* ont été semés aux États-Unis, soit plus de 20 p. 100 de toutes les superficies de maïs (CNRC, 2000) et les préoccupations concernant les conséquences sur les organismes non visés ont augmenté. Ces préoccupations, exprimées à la fois par la communauté scientifique et par le grand public, ont donné naissance à plusieurs études sur l'évaluation des risques associés du maïs *Bt* pour le papillon monarque (*Danaus plexippus*). Les études réalisées ont montré que les risques d'effets négatifs étaient faibles. Une combinaison de facteurs incluant les transformations génétiques de maïs (Hellmich *et al.*, 2001; Zangerl *et al.*, 2001), le comportement de la chenille du monarque (Anderson *et al.*, 2005), le manque de persistance du pollen (Pleasant *et al.*, 2001). Sears *et al.* (2001) ont effectué une évaluation des risques en se fondant sur des données de laboratoire et de terrain. Ils ont conclu que le remplacement de 80 p. 100 du maïs conventionnel par du maïs *Bt* placerait seulement 0,05 p. 100 des monarques en situation de risque. Ce risque estimé serait sensiblement plus faible que le risque présenté par les pesticides utilisés traditionnellement dans la lutte contre la pyrale du maïs (Stanley-Horn *et al.*, 2001).

Il importe de souligner que les cultures génétiquement modifiées - maïs, canola, coton et soja -, sont le plus souvent issus de ces semences enrobées de pesticides néonicotinoïdes. À titre d'exemple, le maïs Herculex, qui contient des gènes *Bt* pour lutter contre la chrysomèle du maïs, tout comme le maïs Yieldgard, résistant à la pyrale, sont mis en culture avec des semences enrobées d'un insecticide néonicotinoïde et d'un fongicide (<http://www.dowagro.com/herculex/>).

Par ailleurs, Moradin et Winston (2005) ont observé un effet répulsif de la variété de canola (*B. rapus*) modifiée génétiquement par rapport aux variétés traditionnelles. Des observations similaires avaient été faites par Sabbahi *et al.* (2005). Ces derniers ont dénombré un nombre significativement plus bas d'abeilles dans les champs de canola transgéniques que dans les champs conventionnels. Bien que cet effet répulsif puisse protéger les pollinisateurs des effets néfastes des protéines transgéniques, il prive les pollinisateurs du milieu d'une ressource florale qui leur serait autrement disponible et qui couvre des superficies importantes dans des milieux transformés pour l'agriculture.

Selon des statistiques publiées en 2006 (Statistique Canada), les agriculteurs de l'Ontario ont ensemencé 995 000 acres en maïs génétiquement modifié, soit 47 p. 100 de la superficie ensemencée en maïs-grain de la province. Les agriculteurs du Québec ont ensemencé 580 700 acres en maïs-grain génétiquement modifié, soit 52 p. 100 de tout le maïs-grain ensemencé dans la province.

4.2 Fragmentation et perte d'habitats

La fragmentation et la perte d'habitats sont deux types de perturbations reconnues comme des facteurs importants de la perte de biodiversité, tant à l'échelle mondiale que locale. La perte d'habitats fait référence à la perte d'un milieu naturel issu d'une succession primaire, c'est-à-dire un milieu d'origine naturelle. La fragmentation d'un habitat est le morcellement d'un habitat donné en fragments souvent trop petits pour assurer la viabilité de populations de toutes les espèces. Les pollinisateurs et les plantes qui dépendent de la pollinisation ne sont pas à l'abri de ce type de perturbation (Kearns et Inouye, 1997; Kevan, 2001; Kevan *et al.*, 1990). Selon la Fédération canadienne de la nature, au cours des dix dernières années, près du tiers du territoire de la forêt boréale canadienne a été alloué à diverses initiatives qui génèrent la perte et la fragmentation du couvert forestier mature, affectant du même coup un grand nombre d'espèces fauniques et floristiques. Il ne faut cependant pas considérer les perturbations, telles que des coupes, comme des pertes totales, car certaines espèces florales peuvent proliférer dans les bordures de milieux ouverts forestiers et ainsi constituer des habitats pour des pollinisateurs (Leopold, 1987).

La mesure dans laquelle une perte d'habitats va influencer l'abondance et la diversité des pollinisateurs est plus complexe qu'une simple relation entre une perte de superficie et une perte de pollinisateurs. Il est vrai qu'un examen des données sur les pollinisateurs et la fragmentation laisse entendre que l'abondance et la diversité des insectes pollinisateurs diminuent à mesure que la superficie des habitats diminue (Rathcke et Jules, 1993). Toutefois, la compréhension des mécanismes qui entraînent ces pertes est fondamentale pour mieux estimer l'ampleur des différents types de perturbations dans un milieu sur l'équilibre d'une communauté locale de pollinisateurs. Cane (2001) souligne que, pour être en mesure de bien évaluer les effets de la fragmentation du paysage sur les populations locales, il est nécessaire d'examiner les besoins en matière d'habitat pour la nidification.

4.2.1 Les impacts de l'agriculture

Partout au Canada, les forêts et les prairies naturelles deviennent de plus en plus rares dans les zones d'expansion humaine, cédant la place à une agriculture intensive particulièrement pauvre en biodiversité. La venue de nouvelles pratiques culturales et l'intensification de l'agriculture en général ont entraîné une diminution importante des milieux forestiers dans le sud du Québec : près de la moitié des municipalités régionales de comté du sud-ouest du Québec ont une couverture forestière inférieure à 50 p. 100. Considérés comme des obstacles à l'expansion, les milieux humides ont été drainés et soustraits aux inondations afin de favoriser l'agriculture (Conseil de la conservation et de l'environnement, 1990). Entre 1950 et 1978, plus de 685 km de marais côtiers longeant le corridor fluvial ont disparu par suite de leur assèchement pour des fins agricoles.

Par conséquent, les paysages agricoles québécois sont maintenant caractérisés par des mosaïques formées de cultures intensives entre lesquelles s'insèrent des parcelles d'habitats naturels et semi-naturels. On assiste donc à une diminution des types d'habitats pouvant héberger des sites de nidification de pollinisateurs et une flore essentielle à la survie des pollinisateurs. De plus, différents types de pratiques agricoles non durables viennent accentuer le problème de déforestation : perte de bordures herbacées, l'abandon de la rotation des cultures et des engrais verts impliquant des légumineuses (pratiques remplacées par les engrais chimiques) et une réduction de la diversité en végétaux indigènes dans les champs et les pâturages (par suite de l'utilisation d'herbicides).

Le maïs a remplacé la forêt sur de très grandes surfaces et l'exploitation forestière s'est pratiquée dans des conditions nouvelles : le débroussaillage mécanique, qui détruit la flore du sous-bois, s'est généralisé. En conséquence, les apports massifs en pollen des *Éricacées* ont été supprimés, sinon fortement réduits. Au chapitre de la qualité de la nourriture disponible, la régression des *Éricacées* s'accompagne d'une progression très importante des *rumex* (*Polygonacées*) ; les insectes pollinisateurs sont donc forcés d'utiliser des sources de pollen de valeur alimentaire moindre.

En plus de réduire les habitats naturels et semi-naturels, la monoculture entraîne des pertes dans la diversité des plantes cultivées, appauvrissant d'autant plus la variété de ressources florales disponibles pour les pollinisateurs naturels du milieu.

Le pâturage

Une étude réalisée par Richards (1995) a démontré que la diversité et l'abondance des bourdons et des ressources florales ont été diminuées dans les zones où les pâturages du bétail étaient plus étendus. Dans une grande partie de la Colombie-Britannique et dans certaines parties de l'est du Canada, le surpâturage d'animaux d'élevage (bovins, ovins et lamas) a un impact négatif sur les pollinisateurs et la biodiversité de la flore (Kevan, 2002).

Les zones de transition (zones tampons)

Dans certains cas, les zones sauvages adjacentes au paysage agricole peuvent servir de zones tampons pour les pollinisateurs des cultures, c'est-à-dire de zone de transition entre le milieu naturel et les terres cultivées (Morandin et Winston, 2006). Il est donc important de considérer les agroécosystèmes comme des habitats dominés par l'agriculture, mais comprenant des fragments d'habitats naturels (forêts, prairies, etc.).

Ricketts *et al.* (2008) ont fait une synthèse des résultats de 23 études examinant 16 cultures sur les cinq continents. La relation générale entre les services de pollinisation et la distance physique des habitats semi-naturels y a été examinée. Une baisse exponentielle importante dans la richesse des pollinisateurs et le taux de visite aux fleurs de la culture a été observée. Le taux de visite a été réduit de 50 p. 100 de son maximum à une distance 0,6 km de l'habitat naturel alors que la richesse en espèces a été réduite de 50 p. 100 à 1,5 km.

Lors d'une étude effectuée dans des monocultures de tournesol en Californie, Kim *et al.* (2006) ont conclu que les espèces d'abeilles sauvages réagissent différemment à des conditions de sol créé par les pratiques agricoles. Après l'examen des variables environnementales nécessaires aux conditions de nidification de différentes abeilles, ils ont trouvé que les sites de nidifications ainsi que la diversité des abeilles étaient plus abondants dans les exploitations agricoles à proximité d'habitats naturels que dans les fermes qui en étaient éloignées. Ces résultats suggèrent que la plupart des espèces d'abeilles sont affectées négativement, mais à des degrés divers, par l'intensification de l'agriculture. Selon les auteurs, les habitats naturels pourraient servir de zone tampon contre une perte de diversité dans les communautés d'abeilles présentes dans le paysage agricole.

Les preuves démontrant une baisse générale dans la production de fruits et de graines à mesure qu'on s'éloigne des habitats naturels sont toutefois moins clairs. On a observé une baisse plus prononcée des visites aux cultures dans les zones tropicales par rapport aux régions tempérées. Cette baisse était légèrement plus prononcée pour les abeilles sociales que pour les abeilles solitaires.

Les cultures tropicales, pour qui les principaux pollinisateurs sont des abeilles sociales, pourraient donc être plus sensibles à la perte d'habitats. La quantification de ces relations générales peut aider à prévoir les conséquences d'un changement d'affectation des terres sur les communautés de pollinisateurs et la productivité des cultures à proximité.

4.2.2 L'importance des ressources florales

La fragmentation et la perte d'habitats touchent les pollinisateurs de deux façons. Premièrement, elles réduisent la disponibilité de la variété de plantes pouvant combler toutes leurs exigences alimentaires, ceci tout au long d'une saison (Kearn, 1997). Cette perte d'accès à des ressources peut accroître la compétition entre les espèces locales pour les ressources limitées. La perte d'habitats peut également perturber la nidification de nombreuses espèces d'abeilles qui creusent leur nid dans des terriers.

Disponibilité des fleurs

Le pollen est la seule source de protéines pour les pollinisateurs (Jump et Penuelas, 2006). En réduisant la disponibilité du pollen, la perte d'habitats peut affecter de façon différentielle les espèces et les communautés de pollinisateurs, car les différentes espèces n'ont pas toutes les mêmes besoins et les mêmes exigences (Kevan 1975, 1999, 2001; Tommasi *et al.*, 2004; Cartar, 2005). Même lorsqu'un sol est laissé en friche, les premières espèces qui le colonisent sont généralement des plantes à cycle court qui se développent rapidement et dont la reproduction sexuée ne fait pas appel aux insectes pollinisateurs. Ces espèces ont des fleurs très petites et pauvres en nectar, qui ne sont presque jamais visitées par les abeilles. On voit ici l'importance non seulement de l'abondance et de la diversité spécifique de ressources florales, mais aussi de sa qualité en regard des besoins alimentaires des pollinisateurs.

Les pollinisateurs migrants ont besoin d'un paysage leur offrant des couloirs continus de sources de nectar pour satisfaire leurs besoins en énergie durant la migration. Dans certaines zones d'exploitation ou d'agriculture, il peut y avoir, par une dégradation ou une destruction d'habitat, des perturbations ou des brisures à l'intérieur de ces couloirs traditionnels. Les pollinisateurs doivent alors changer d'itinéraire ou encore suspendre leur migration. Un bon exemple est celui de la petite chauve-souris à long nez (*Leptonycteris curasoae*), auparavant le principal pollinisateur d'un certain nombre d'espèces de cactus dans le sud-ouest des États-Unis : ses effectifs ont fortement diminué, en partie à cause de la perturbation des couloirs de nectar utilisés par l'espèce. Le monarque et les différentes espèces de colibris sont d'autres pollinisateurs migrants qui risquent de voir leurs couloirs de migration

disparaître ou se fragmenter à la suite de la disparition d'espaces herbacées contenant des ressources alimentaires appropriées.

La composition florale caractérise donc la convenance des habitats pour certains pollinisateurs plus spécialisés. Selon Rasmont *et al.* (2006), la perte de taxons d'abeilles à langue longue en Belgique et en France serait le résultat d'une perte de certaines ressources florales, plus particulièrement des plantes ayant des fleurs à corolle profonde (Fabacées, Lamiacées, Scrofulariacées, Borraginacées). La perte de fleurs à corolle profonde semble également expliquer le déclin d'au moins trois espèces de bourdons autrefois communes en Angleterre (Goulson *et al.*, 2005).

Composition florale

Les études de la composition florale peuvent s'avérer importantes pour comprendre des changements dans la composition des espèces pollinisatrices dans un milieu. Au Canada, Gritix et Packer (2006) ont étudié les changements dans une communauté d'abeilles sauvages en répétant une étude de la biodiversité des abeilles réalisée en Ontario quelques années auparavant. Ils ont comparé les résultats d'un inventaire des espèces d'abeilles effectué durant les années 1968 et 1969 avec ceux obtenus lors d'un nouvel échantillonnage de l'apifaune en 2002 et 2003. Les mêmes habitats et les mêmes techniques d'échantillonnage ont été utilisés. La richesse des espèces d'abeilles, la diversité et l'équitabilité de la distribution ont été significativement plus importantes lors du nouveau recensement. Un total de 150 espèces d'abeilles a été trouvé en 2002 et en 2003 alors que 105 espèces avaient été recensées en 1968 et en 1969. Cependant, l'estimation de la similitude entre les communautés n'était que de 7,5 p. 100. Les changements observés dans la communauté d'abeilles, particulièrement l'augmentation de la proportion des spécialistes de pollen des essences forestières, pourraient être attribuables à une modification de l'habitat causée par la succession végétale au cours des 34 ans séparant les deux études. Une dégradation de la qualité de l'habitat peut donc se produire même si la diversité de la végétation est stable ou en croissance, car la succession écologique de la végétation peut causer un remplacement naturel des plantes dans un habitat.

Risques d'extinction

À la suite d'une perte d'habitats, il devient plus difficile pour les pollinisateurs de maintenir une structure de métapopulation, c'est-à-dire un ensemble de populations séparées dans l'espace, mais interconnectées par des flux d'individus. Une perte ou une réduction de l'accès à des corridors de ressources florales peut freiner ou empêcher un contact avec des populations sources qui permettraient une recolonisation et un renouvellement génétique. Les bourdons semblent particulièrement susceptibles à de tels effets et plus de la moitié des espèces de bourdons du Royaume-Uni auraient déjà disparues ou pourraient faire face à l'extinction au cours des décennies à venir (Goulson, 2003a). La perte apparente de deux espèces aux États-Unis dans les dernières années laisse croire que les bourdons d'Amérique du Nord sont pareillement menacés en raison des effets combinés de nombreux facteurs anthropiques donnant lieu à une dégradation, une conversion et à une perte d'habitats. Cependant, les autres facteurs comme l'utilisation de pesticides, la pollution et le transfert de pathogènes à partir d'élevages commerciaux de bourdons doivent aussi être pris en considération (Thorp, 2003, 2005).

Les haies, les bordures, les talus et d'autres milieux « incultivables » fournissent un habitat de nidification pour certaines abeilles (Kells *et al.*, 2001). La suppression de ces habitats souvent méconnus a été associée à un déclin spectaculaire des abeilles sauvages en Allemagne depuis années 1960 (Westrich, 1989). Inversement, le maintien de certaines de ces caractéristiques a été associée à la persistance d'une entomofaune pollinisatrice d'une grande richesse dans certains paysages agricoles polonais (Banaszak, 1995, 1997).

4.2.3 L'urbanisation

Effets négatifs

L'urbanisation peut causer la fragmentation et la perte d'habitats de nombreux pollinisateurs, entraînant des conséquences néfastes non désirées. La transformation de l'espace rural (aplanissement des pentes, arrachage des haies et des bosquets, comblement de fossés et de mares, bitumage de chemins, redimensionnement de ruisseaux, etc.) pour intensifier l'urbanisation, les grands travaux d'infrastructure (routes, autoroutes) et l'aménagement de zones industrielles entraînent également de graves déséquilibres ayant des effets écologiques néfastes qui ont pour conséquence la disparition de nombreux biotopes spécifiques à certaines espèces florales et une rupture d'équilibre entre les plantes et leurs pollinisateurs. Les bords de routes et les talus d'autoroutes sont souvent des refuges où une flore riche et variée peut se développer. Malheureusement, les plantes y sont souillées par les résidus de plomb. Il a été démontré que les insectes fréquentant les bords de route sont fortement contaminés par le plomb et qu'ils peuvent être affectés par la circulation sur les routes (McKenna *et al.*, 2001).

De plus, les populations de pollinisateurs peuvent être réduites par l'exposition aux lumières des villes et les autres sources lumineuses artificielles (Frick et Tallamy, 1996) car celles-ci nuisent à la capacité de navigation de nombreuses espèces. Les papillons de nuit sont des pollinisateurs importants pour les fleurs de floraison nocturne, et une désorientation de ces papillons pourrait réduire ou éliminer la capacité de reproduction de plantes, entraînant ainsi des effets écologiques néfastes à long terme.

Effets positifs

Certains chercheurs rapportent cependant des effets positifs à l'expansion urbaine et périurbaine pour certaines espèces d'abeilles lorsque des ressources florales et des sites de nidification sont disponibles (Cane *et al.*, 2006; Frankie *et al.*, 2005). Ainsi, les habitats anthropiques, par exemple les aménagements urbains, pourraient soutenir une abondance et une richesse d'espèces plus importantes que ce qui était supposé. Godefroid et Koedam (2007) ont montré que la ville de Bruxelles, en Belgique, hébergeait la moitié des espèces de plantes recensées dans ce pays. Lors d'un inventaire de l'abondance et de la diversité des abeilles en milieu urbain, Matteson *et al.* (2008) ont enregistré un total de 54 espèces dans la ville de New York ; Säure (1996) a quant à lui recensé 262 espèces dans la ville de Berlin (Allemagne). Säure a expliqué que la grande diversité d'abeilles de Berlin était probablement due à l'hétérogénéité du paysage, lequel offre une grande variété d'habitats propices à la nidification.

Un inventaire de l'abondance et de la diversité des abeilles dans les zones urbaines de Vancouver, en Colombie-Britannique, a démontré que les milieux urbains pouvaient soutenir plusieurs familles d'abeilles (Tommasi *et al.* 2004). Les habitats examinés étaient les jardins botaniques, les zones urbaines sauvages et les jardins floraux. Un total de 56 espèces d'abeilles a été recensé. Les auteurs de l'étude concluent que les zones urbaines ont le potentiel d'être des réservoirs importants de pollinisateurs, en particulier si la floraison et l'hétérogénéité des habitats sont maintenues et renforcées par le biais d'une planification urbaine durable.

4.2.4 Perte d'habitats associée aux loisirs

Les loisirs pratiqués en nature peuvent être préjudiciables aux insectes pollinisateurs. La cueillette des fleurs peut entraîner l'épuisement de certaines espèces. Le piétinement du sol peut rompre l'équilibre floristique ou avoir un effet destructeur sur l'entrée des terriers d'insectes pollinisateurs (collétidés, andrènes, halicites, etc.).

4. 3 Les espèces exotiques

4.3.1 L'abeille mellifère

L'abeille mellifère, aussi nommée abeille domestique, est un pollinisateur originaire d'Asie, d'Afrique et d'Europe. Plus de 20 races géographiques ont été reconnues pour cette abeille. Les quatre principales races d'Europe

occidentale sont l'abeille noire (*Apis mellifera mellifera*), l'abeille carniolienne (*A. m. carnica*), l'abeille italienne (*A. m. ligustica*) et l'abeille caucasienne (*A. m. caucasica*). Depuis au moins trois siècles, ces races d'abeilles mellifères, à l'instar d'autres insectes pollinisateurs ont été importées d'une partie du globe à une autre (Sheppard, 1989).

Toutefois, en raison de son élevage intensif par l'humain, l'abeille mellifère est devenue le pollinisateur introduit le plus dominant dans de nombreux habitats. L'histoire de la propagation des abeilles dans le monde entier est un exemple d'espèce exotique envahissante. On se rappelle qu'une espèce exotique envahissante est, par définition, une espèce étrangère à l'écosystème où elle se trouve, mais capable de s'y reproduire et susceptible de compétitionner avec les espèces sauvages pour diverses ressources.

Pourtant, la littérature portant sur les conséquences économiques de la pollinisation traite surtout de l'abeille mellifère en regard des impacts positifs de son introduction par l'apiculture moderne. Nous ne savons presque rien sur les répercussions de la venue de ce pollinisateur en termes d'appauvrissement de la diversité et de perte de stabilité des systèmes écologiques.

Au Canada, on en sait très peu sur l'incidence des abeilles introduites et sur l'importance de leur rôle dans la dispersion du pollen des plantes sauvages. Dans certains pays, par exemple en Australie, les répercussions négatives de l'abeille mellifère sur les abeilles sauvages ont été démontrées. (Paton 1993; Goulson 2003b; Paini, 2004; Paini et Roberts, 2005).

Effets compétitifs

Les abeilles mellifères sont très polylectiques (elles recueillent le pollen d'un grand nombre d'espèces et de familles de plantes différentes), et parce qu'une poignée de colonies peut rassembler des centaines de kilogrammes de nectar et des dizaines de kilogrammes de pollen par année (Buchmann, 1996), elles peuvent réduire les quantités de nectar et de pollen disponibles dans les diverses communautés végétales naturelles (Paton, 1996). Le comportement des espèces indigènes qui utilisent les mêmes fleurs que l'abeille mellifère, par exemple les abeilles sauvages, les colibris et les fourmis, peut donc être modifié.

Une étude abondamment citée pour expliciter ce phénomène est celle de Schaffer *et al.*(1983). Dans le cadre de cette étude réalisée dans l'État de l'Arizona, aux États-Unis, les pollinisateurs de l'agave ont été recensés sur les fleurs de cette espèce avant, pendant et après l'introduction d'abeilles mellifères. Les chercheurs ont constaté un changement dans le nombre d'insectes butineurs indigènes (bourdons et fourmis). Une étude expérimentale plus récente, menée en Californie par Thomson (2004) a examiné les effets compétitifs d'*Apis mellifera* sur le comportement d'alimentation et sur le succès de reproduction du bourdon eusocial *Bombus occidentalis* : lorsque l'abeille lui faisait compétition pour le nectar, ce bourdon affichait une baisse du taux de production de larves dans ses colonies.

Plus récemment, Thomson (2006) a constaté que lorsque les ressources étaient rares, la niche de chevauchement entre le l'abeille mellifère et les bourdons pouvait atteindre des niveaux aussi élevés que 80 à 90 p. 100. Toutefois, ce chevauchement n'a semblé nuire aux bourdons que durant un seul mois d'une étude échelonnée sur sept mois. Lors d'observations effectuées dans un transect, ce même chercheur a observé une diminution significative du nombre de bourdons butinant sur les fleurs à mesure qu'il s'approchait des colonies d'abeilles mellifères introduites. La compétition entre l'abeille mellifère et certains bourdons serait peut-être liée au fait que certaines espèces de bourdons ont une langue (proboscis) d'une longueur similaire à celle d'*A. mellifera*, la longueur du proboscis déterminant en partie la gamme de plantes pouvant être utilisées comme sources de nectar (Harder, 1982, 1983, 1986).

À l'issue d'une revue de littérature sur le sujet, Butz-Huryn (1997) conclut que la présence des abeilles mellifères modifie l'abondance de la faune pollinisatrice sur les fleurs ainsi que leur comportement de butinage. Elle rapporte cependant qu'aucune étude n'a démontré que la présence de l'abeille mellifère puisse avoir des effets nuisibles sur

l'abondance d'une flore et de sa faune pollinisatrice. Ainsi, les effets à court terme de la compétition interspécifique entre l'abeille mellifère et la faune pollinisatrice indigène semblent assez bien documentés pour certains milieux, mais les impacts à long terme sur les populations indigènes n'ont pas été très étudiés.

Lorsqu'il y a introduction de pollinisateurs additionnels dans un milieu, l'effet de compétition pour les ressources florales risque de s'accroître, particulièrement si une communauté de plantes est près d'atteindre sa capacité de support en pollinisateurs. À la lumière de ces constatations, on se préoccupe maintenant des effets de la compétition exercée par les colonies d'abeilles mellifères ou d'autres pollinisateurs commerciaux dans les régions où ceux-ci ne sont encore pas présents, mais où leur introduction est proposée, par exemple en Australie, où les bourdons commerciaux ne sont pas encore utilisés.

Des données issues d'études menées en Europe, où les abeilles mellifères sont indigènes, et dans d'autres parties du monde où les abeilles ont été introduites, donnent à penser que plusieurs facteurs interagissent pour déterminer l'ampleur de l'impact des abeilles sur la flore et la faune. Au nombre de ces facteurs figurent le degré de fragmentation et le degré de perturbation de l'habitat, l'étendue temporelle et spatiale sur lesquels se chevauchent les ressources florales et la présence d'autres espèces introduites qui peuvent faciliter la présence des abeilles mellifères (Kato *et al.*, 1999 ; Schwarz et Hogendoorn, 1999 ; Barthell *et al.* 2001 ; Roubik et Wolda, 2001).

Des cas d'abeilles mellifères quittant leur ruche en essaims pour aller former des colonies dans la nature ont aussi été observés. Lorsque ceci survient, l'abeille mellifère adopte souvent le creux d'un arbre pour refaire sa colonie. Il a été démontré qu'il y avait un chevauchement dans l'utilisation du creux des arbres entre la faune sauvage et les abeilles mellifères (Soderquist, 1999). Le creux des arbres est également utilisé par de nombreuses espèces de chauves-souris microchiroptères et des petits mammifères arboricoles (Lumsden et Bennett, 2000).

L'ensemble de ces études révèle que le succès reproductif des espèces indigènes est probablement affecté par l'effet de compétition d'un pollinisateur introduit ; ce phénomène n'est toutefois pas facile à déceler.

Les incidences de la présence d'abeilles mellifères peuvent-elles être à ce point importantes que le déclin actuel de leurs colonies pourrait être bénéfique au rétablissement d'un équilibre écosystémique dans certains milieux? Et dans le cas où les colonies d'abeilles mellifères viendraient à augmenter de nouveau en Amérique du Nord à la suite, par exemple, d'un développement de souches d'abeilles résistantes aux maladies, pourrait-il y avoir un effet subtil, involontaire, mais important sur les populations d'abeilles sauvages qui utilisent les mêmes ressources florales? Et si ceci modifiait le taux de visites et de pollinisation subséquente des plantes indigènes, pourrait-il y avoir des conséquences sur ces populations également? Toutes ces questions demeurent sans réponse. On constate toutefois que l'impact de la présence de l'abeille mellifère sur l'équilibre naturel d'un milieu peut constituer une préoccupation écologique réelle.

Abe *et al.* (2008) ont examiné la question de l'effet compétitif de l'abeille mellifère lors d'une étude menée dans les îles d'Ogasawara situées dans l'océan Pacifique, à 1 000 km au sud du Japon. Après avoir rejeté les hypothèses de la compétition des abeilles mellifères, de la diminution de la superficie de forêts et des impacts des pesticides agricoles, ils ont trouvé que la cause était la présence d'une espèce exotique envahissante, l'anole, un prédateur d'insectes pollinisateurs. Ils ont donc conclu que pour assurer la conservation du réseau de pollinisateurs indigènes des îles Ogasawara, l'éradication de cette espèce exotique prévalait sur l'éradication de l'abeille mellifère.

Il faut donc être prudent avant d'affirmer que l'abeille mellifère est un compétiteur nuisible à la survie des pollinisateurs indigènes dans un milieu. Les caractéristiques morphologiques comme la longue de la langue et les réactions comportementales spécifiques des différents pollinisateurs face aux conditions environnementales peuvent minimiser les effets compétitifs entre eux. De plus, les pollinisateurs commerciaux comme l'abeille mellifère et le bourdon sont souvent introduits dans un milieu agricole durant la floraison de la culture visée. Durant cette période,

les ressources florales sont abondantes, quoique monospécifiques. L'effet de compétition pour les ressources alimentaires pourrait alors être réduit.

Effets complémentaires

À l'inverse, d'autres études ont démontré que la présence de l'abeille mellifère pouvait avoir un effet complémentaire bénéfique pour la pollinisation, particulièrement dans les agroécosystèmes. Un effet complémentaire de l'activité de butinage de l'abeille mellifère et des autres pollinisateurs indigènes du fraisier a été observé par Chagnon *et al.* (1990). Les abeilles de taille différentes exploitent les fleurs par un comportement de butinage distinct. Les grosses abeilles exploitent le capitule de la fleur alors que les petites adoptent un mouvement circulaire sur son pourtour. Différentes parties du capitule portant les stigmates sont alors touchées. Les fruits dont les fleurs avaient été visitées par ces deux types de pollinisateurs montraient donc un plus grand nombre d'akènes fécondés et, subséquemment, un fruit de plus gros volume.

Des résultats similaires ont été obtenus par Greenleaf et Kremen (2006) dans le tournesol. Ces derniers ont constaté que les interactions comportementales entre les abeilles sauvages et l'abeille mellifère permettaient d'accroître jusqu'à cinq fois l'efficacité de la pollinisation des abeilles sur le tournesol hybride. Ces contributions indirectes causées par les interactions interspécifiques entre l'abeille mellifère et les abeilles sauvages ont été plus de cinq fois plus importantes que la contribution des abeilles sauvages seules.

Ces résultats démontrent l'importance économique des interactions interspécifiques pour la production de certaines cultures. La protection des populations indigènes est donc essentielle, même lorsque des abeilles ou des bourdons sont introduits dans une culture, car l'action des abeilles sauvages pourrait s'avérer complémentaire à celle des pollinisateurs introduits.

4.3.2 Autres pollinisateurs introduits

Outre l'abeille mellifère et plusieurs espèces du genre *Bombus* introduites sur la plupart des continents, beaucoup d'autres espèces introduites sont maintenant établies aux États-Unis au Canada.

On compte à ce jour 25 espèces d'abeilles exotiques actuellement établies aux États-Unis et au Canada ; 20 de celles-ci ont été introduites accidentellement et cinq ont été introduites volontairement. Quinze de ces espèces sont polylectiques, c'est-à-dire capables de butiner plusieurs espèces et familles de plantes, et pourraient donc faire compétition aux espèces indigènes.

Notre compréhension des interactions qui peuvent se créer entre les abeilles introduites et les abeilles indigènes est toutefois limitée en raison de la subtilité de leur mode de vie (hivernation, comportement, reproduction), qui les rend difficile à étudier. Il est cependant possible d'avancer que les principaux dommages causés par ces pollinisateurs introduits sont la compétition avec des pollinisateurs indigènes pour les ressources florales et pour les sites de nidification lorsqu'ils s'échappent des abris commerciaux (Barthell et Thorp, 1995; Barthell *et al.*, 1998; Thorp *et al.*, 2000). L'introduction de pollinisateurs exotiques peut aussi occasionner, par inadvertance, une introduction d'ennemis naturels (Huryan-Butz, 1997; Dupont *et al.*, 2004; Kato *et al.*, 1999; Roubik, 1978), par exemple des agents pathogènes, dans des populations de pollinisateurs indigènes.

4.3.3 Les pathogènes

La propagation des agents pathogènes à partir d'élevages commerciaux, connue sous le nom de *spillover* ou de *débordement*, peut se produire lorsque des pollinisateurs commerciaux fortement infectés interagissent avec des plantes hôtes de populations d'espèces sauvages. Ce phénomène a été observé dans le cas d'espèces de bourdons sauvages (*Bombus* spp.). Les bourdons issus d'élevages commerciaux et utilisés pour la pollinisation en serre sont souvent porteurs de quantités plus élevées de divers agents pathogènes que les bourdons sauvages. Cette propagation

d'agents pathogènes dans les populations d'abeilles sauvages se produit lorsque les abeilles commerciales s'échappent des serres et interagissent avec leurs homologues sauvages à proximité des fleurs. Une étude menée dans le sud de l'Ontario par Colla *et al.* (2006) a examiné la présence de quatre agents pathogènes dans les populations de bourdons sauvages à des endroits rapprochés et éloignés de serres comptants des bourdons introduits. Cette étude a révélé que les bourdons recueillis à proximité de serres commerciales étaient plus souvent infectés par les agents pathogènes susceptibles d'être transmis par les fleurs (*Crithidia bombi* et *Nosema bombi*) que ceux recueillis dans des sites éloignés.

Une étude plus récente (Otterstatter et Thomson, 2008) a quantifié, au moyen d'un modèle construit à partir d'expériences de laboratoire et de documents scientifiques, la propagation de *Crithidia bombi*, un pathogène très nuisible retrouvé communément dans les élevages commerciaux de *Bombus*. Le modèle a prédit que, durant les trois mois suivant la transmission du pathogène à partir de ruches commerciales, 20 p. 100 des bourdons sauvages présents dans un rayon de 2 km de la serre seraient infectés. La vague d'infection pouvant atteindre de 35 à 100 p. des bourdons sauvages pourrait se disperser à un rythme de 2 km par semaine. Ils concluent qu'il est probable que l'échappée de pathogènes à partir d'élevages de bourdons dans les populations sauvages contribue au déclin observé de bourdons sauvages en Amérique du Nord.

Les paragraphes qui suivent expliquent le mode d'action des pathogènes les plus reconnus chez les Apoïdes.

Le *Nosema bombi* est un protozoaire qui provoque la nosérose chez les bourdons. Après sa dissémination, des spores se développent dans les tissus de l'intestin moyen et dans les tubes de Malpighi, puis se retrouvent dans l'intestin lui-même. Cette pathologie peut se retrouver chez les jeunes reines avant même qu'elles ne quittent leur nid maternel. Certaines reines mourront avant même d'entrer en hibernation alors que d'autres, infestées, peuvent survivre pendant quelques semaines après leur sortie de l'hibernation au printemps. Les symptômes de la maladie se manifestent par une incapacité de voler, une réduction de l'activité et la mort.

Le *Crithidia bombi* est un protozoaire flagellé (trypanosome) susceptible d'être retrouvé chez tous les adultes d'une colonie de bourdons. Ce parasite se développe également dans l'intestin. Le *Mattesia bombi*, un grégarien parasite du tissu adipeux des bourdons peut également se retrouver dans leurs intestins moyen et postérieur. Un autre grégarien, le *Gregarina quenui*, a été signalé chez l'abeille sauvage, *Halictus scabiosae*. (Pouveau, 2004).

Par ailleurs, un champignon pathogène de la famille des ascomycètes a presque détruit la capacité de produire de la découpeuse de la luzerne (mégachile de la luzerne) aux États-Unis.

En plus des parasites qui s'attaquent directement aux individus, certains organismes pathogènes provoquent une détérioration des aliments emmagasinés dans les nids et provoquent ainsi une mortalité par manque de nourriture. C'est le cas de mouches parasitoïdes de la famille des Phoridés, d'acariens et d'infections dues à un champignon parasite (Pouveau, 2004).

4.3.4 Incidence des plantes et des pollinisateurs exotiques sur les interactions entre les plantes et les pollinisateurs indigènes.

En plus de la suppression compétitive des abeilles indigènes, les abeilles exotiques peuvent affecter les fonctions de l'écosystème en raison de leurs préférences florales. Beaucoup d'espèces exotiques, lors de leurs visites aux fleurs, montrent une préférence pour les fleurs des plantes adventices ayant colonisé les sites perturbés (Goulson, 2003a; Roubik, 1983; Thorp, 1996). Par conséquent, il est donc moins probable qu'elles assurent la pollinisation des végétaux indigènes du milieu.

L'existence d'interactions possibles entre des plantes et des pollinisateurs non indigènes au sein d'une communauté a été démontrée. Celles-ci ont le potentiel d'entraîner une diminution du fonctionnement de l'écosystème naturel. À la suite d'un déclin au sein de sa population naturelle, la distribution d'une plante ou d'un pollinisateur pourrait

devenir si fragmentée que la dynamique de leur métapopulation pourrait devenir perturbée. Une érosion génétique pourrait alors mener à un déclin encore plus fort, ce qui pourrait mener à l'extinction locale de l'espèce. Ceci, en revanche, risque de créer des niches vides qui pourraient être reprises par des espèces exotiques (Richardson *et al.* 2000)

Lorsqu'une niche écologique est comblée par une plante exotique, les impacts sur les espèces indigènes augmentent, particulièrement si les plantes indigènes et exotiques se disputent les pollinisateurs (Richardson *et al.* 2000; Bjerknes *et al.*, 2007). Les pollinisateurs peuvent donc exercer une influence sur l'établissement et la propagation de plantes exotiques et contribuer aux possibilités qu'elles deviennent envahissantes (Hanley et Goulson, 2003). De plus, la distribution intraspécifique du pollen de plantes indigènes est réduite lorsqu'il y a présence de plantes exotiques.

L'introduction de pollinisateurs exotiques a donc le potentiel d'accroître la pollinisation des plantes compétitrices exotiques dans un milieu et, par conséquent, de leur propagation par semences (Barthell *et al.*, 2001; Goulson et de Derwent, 2004). Certaines plantes indigènes pourraient également subir une perturbation du processus de pollinisation par suite d'un dépôt de grains de pollen hétérospécifiques sur leurs stigmates par les insectes butineurs exotiques (Brown et Mitchell, 2004).

Il existe de multiples exemples d'introductions accidentelles et délibérées d'espèces de plantes qui sont devenues des mauvaises herbes envahissantes. En Amérique du Nord, les herbes exotiques introduites accidentellement ou cultivées, notamment les plantes fourragères cultivées pour nourrir le bétail, se propagent rapidement (D'Antonio et Vitousek, 1992; Larson *et al.*, 2001; Zavaleta *et al.*, 2001). Les graminées exotiques introduites dans le sud-ouest des États-Unis et dans le nord du Mexique, notamment le brome de Madrid (*Bromus madritensis*) et le cenchrus cilié (*Cenchrus ciliaris*), ont rapidement étouffé les autres plantes à fleurs et constituent un combustible redoutable pour les incendies de forêt intenses. Leur mode d'occupation des sols favorise toutefois la création de sites de nidification propices aux abeilles solitaires nichant au sol (Buchmann, 1996). Cependant, ces avantages pourraient être contrebalancés par un risque accru d'incendies forestiers et par des diminutions d'espèces florales disponibles au butinage (Asner *et al.*, 2004).

Des études démontrent également que l'introduction de pollinisateurs exotiques peut parfois avoir des effets bénéfiques pour les plantes. Dick (2001) a trouvé que l'abeille africanisée, généralement considérée comme une espèce exotique dangereuse, pouvait devenir un pollinisateur important pour assurer la diversité génétique de certaines espèces dans les forêts tropicales fragmentées et dégradées. L'abeille africaine assurerait, dans ce cas, un transport de pollen sur de grandes distances, permettant ainsi un flux génétique continu.

4.3.5 Effets des plantes envahissantes sur les pollinisateurs

Les espèces envahissantes affectent aussi bien les pollinisateurs que la pollinisation des plantes en perturbant la structure et la fonction des écosystèmes. Les plantes envahissantes peuvent modifier la composition de la communauté floristique des habitats naturels, occasionnant une perte de ressources disponibles (nourriture, abris, etc.) pour toutes les espèces de la faune. Beaucoup de pollinisateurs ont coévolué avec les plantes qu'ils visitent, de façon telle que leur physiologie est adaptée pour exploiter efficacement le nectar et le pollen des ressources florales pour lesquelles ils se sont spécialisés.

Les pollinisateurs indigènes sont souvent physiologiquement adaptés et spécialisés pour certaines espèces de plantes. Les plantes exotiques peuvent présenter des structures florales pour lesquelles les ressources en nectar sont inaccessibles aux espèces pollinisatrices indigènes. Dans de tels cas, pour atteindre le nectar qui est physiquement inaccessible, le pollinisateur s'adapte par diverses stratégies et « vole » la plante en allant chercher leur récompense sans transférer les grains de pollen. Les pollinisateurs mal adaptés aux fleurs ne retournent ainsi aucun avantage à l'écosystème.

Par ailleurs, les pollinisateurs exotiques, à la recherche de nourriture, transportent du pollen sur leur corps. Des pathogènes des plantes peuvent être transmis d'une plante à l'autre par ce vecteur. De plus, des hybrides peuvent être créés, sans le vouloir, par le biais du brassage génétique qui se produit.

4.3.6 Les abeilles africanisées

La propagation de l'abeille africanisée, depuis l'Amérique du Sud vers l'Amérique du Nord, compte parmi les exemples les plus spectaculaires d'invasions biologiques (Roubik, 1989; Schneider *et al.*, 2004). L'abeille mellifère africanisée est un hybride de l'abeille mellifère de race européenne (*A. mellifera*) et l'abeille mellifère de race africaine (*A. mellifera scutellata*). Cette dernière a été intentionnellement introduite au Brésil au début des années 1950 alors que les races européennes ont été introduites avec les colons européens du XVII^e siècle (Winston, 1993).

Impacts sur les pollinisateurs indigènes

L'abeille africanisée aurait une capacité élevée de déloger les pollinisateurs indigènes. L'introduction expérimentale d'abeilles africaines dans une communauté d'abeilles sauvages néotropicales a provoqué une diminution du nombre d'abeilles indigènes et de leur utilisation des ressources florales (Roubik, 1978, 1980; Roubik et Wolda, 2001). L'impact des abeilles africanisées introduites sur les populations d'abeilles sauvages indigènes en Amérique centrale a été démontré par Roubik (1978, 1980). Ces études indiquent que le potentiel d'une espèce exotique d'affecter des populations indigènes doit être considéré avant que celle-ci ne soit introduite dans un milieu.

Facteurs facilitant la propagation de l'abeille africanisée

Plusieurs facteurs ont facilité la propagation et l'établissement de l'abeille africanisée. Les colonies se développent plus rapidement que celles des races européennes, et il y a des incompatibilités génétiques des souches hybrides qui favorisent la perte de traits européens. Les faux bourdons africanisés sont également avantagés au chapitre de l'accouplement, car les abeilles africaines ont une plus grande capacité d'établir des nids dans une plus grande variété d'endroits et présentent un meilleur comportement d'usurpation de nids que les abeilles européennes (Schneider *et al.*, 2004).

L'afflux de l'abeille africaine aux États-Unis a commencé plusieurs années après le début de la chute brutale des populations d'abeilles mellifères. L'africanisation des abeilles aux États-Unis ne serait donc pas une cause de ces baisses dans ces populations domestiquées.

Certains chercheurs sont d'avis que, si l'abeille africanisée est encore absente du Canada, c'est parce que la frontière entre les deux pays a été fermée au transport d'abeilles depuis la détection de la mite trachéale aux États-Unis. Si la frontière devait être rouverte au transport d'abeilles, il est possible que des abeilles africanisées entrent au pays. Il est toutefois fort probable que les conditions météorologiques qui sévissent au Canada ne permettent pas la survie hivernale de l'abeille africanisée, du moins avec la génétique qu'elle présente actuellement aux États-Unis. Une dilution génétique pourrait peut-être permettre sa survie, mais ses caractéristiques agressives telles que nous les connaissons actuellement seraient probablement affaiblies.

Désavantages de l'abeille africanisée

La présence de l'abeille africanisée est moins souhaitable que celle des abeilles européennes pour la pollinisation des plantes cultivées. En effet, par rapport aux abeilles de race européenne, elles butinent sur des distances relativement courtes (Danka *et al.*, 1993), de sorte qu'elles ne sont pas appropriées pour certaines plantes se cultivant sur de grandes superficies. Elles sont également plus susceptibles d'abandonner complètement leurs colonies lorsque la nourriture se fait rare (Danka *et al.*, 1987). Par ailleurs, les abeilles africanisées peuvent provoquer une pénurie de nectar aux endroits où elles sont utilisées en fortes densités pour la pollinisation de vergers ou de champs.

4.4 Les changements climatiques et la pollution

Tels qu'on les prévoit, les changements climatiques risquent certainement d'affecter les pollinisateurs dans divers aspects de leur mode de vie et de leur écologie, influant ainsi sur leurs relations écologiques avec d'autres organismes. De plus, les différents groupes de pollinisateurs pourraient réagir différemment à un changement de température.

Selon certains spécialistes, des modifications comportementales, reliées à la physiologie de l'espèce, seraient déjà observées chez certains pollinisateurs. La date de la première apparition de la plupart des papillons britanniques a avancé au cours des deux dernières décennies, et le pic d'apparition se produit plus tôt. Un changement similaire a été observé pour les papillons de la Californie (Forister et Shapiro, 2003). La période moyenne du premier vol de 16 papillons étudiés avait tendance à se produire à des dates plus hâtives. Un décalage moyen de 24 jours pour quatre d'entre eux représentait une tendance statistiquement significative. D'autre part, sept espèces ont montré des tendances vers des dates plus tardives. Quelques papillons d'Espagne (huit des 19 espèces étudiées de 1988 à 2002) ont également montré des dates moyennes de vol statistiquement plus hâtives (Stefanescu *et al.*, 2003).

Ainsi, différentes espèces de pollinisateurs vont réagir de façon différente aux changements climatiques, et les résultats de ces changements vont influencer, à des degrés variables, leur diversité et l'abondance de leurs populations. De point de vue physiologique, certains facteurs comme la photopériode et la température exercent un contrôle sur l'activité endocrinienne et peuvent modifier la fécondité, le mode et le rythme de reproduction de même que la vitesse de développement. Ces réactions physiologiques peuvent différer d'une espèce à l'autre. Les causes qui sous-tendent des modifications au sein des communautés de pollinisateurs sont donc très variables.

Les modèles de prédiction météorologiques prévoient, entre autres, des changements aux chapitres de la température et du régime de précipitations. On s'attend également à une augmentation des concentrations de dioxyde de carbone (CO₂) et d'ozone troposphérique dans l'atmosphère et à une baisse de l'ozone stratosphérique, ce qui entraînerait une augmentation de lumière ultraviolette (UV). Dans un premier temps, nous allons examiner comment ces changements abiotiques risquent de modifier le mode de vie des pollinisateurs. Les relations de ces acteurs avec leur environnement biotique seront ensuite examinées au regard des modifications de l'équilibre écosystémique susceptibles de se produire.

4.4.1 Facteurs abiotiques

Les conditions météorologiques jouent un rôle prépondérant dans le contrôle des populations de pollinisateurs. Plusieurs études démontrent que la phénologie (développement) des pollinisateurs peut être influencée par l'évolution des températures à l'échelle mondiale. Ainsi, toute modification dans les conditions abiotiques du milieu risque de perturber le mode de vie des pollinisateurs dans un écosystème.

Les pollinisateurs migrants, comme les colibris et les monarques, sont particulièrement à risque d'être perturbés, puisque les changements climatiques prévus ne se réaliseront pas de façon uniforme selon des gradients altitudinal (gradient de hauteur en montagne) et latitudinal (gradient de l'orientation nord-sud). Les conditions climatiques ambiantes (température, précipitations, etc.) exercent une action directe sur leur physiologie et leurs réactions comportementales, comme la reproduction et le vol. Les pollinisateurs réagiront donc de façons différentielles aux changements dans les conditions climatiques ambiantes, selon l'adaptation des espèces.

La température

L'action de la température extérieure sur le vol des abeilles mellifères a fait l'objet de nombreuses recherches. Selon Heinrich (1979), la température suscitant les premières sorties doit atteindre un seuil minimum 14 à 15°C. Ces valeurs peuvent varier de 12 à 14°C en avril et de 16 à 18°C en mai (Pouveau, 2004) L'influence de la température peut différer selon la race d'abeille. Il en est de même pour la luminosité, le vent et la pluie (Winston, 1993). Les abeilles mellifères réduisent nettement leur activité ou cessent même de butiner lorsque la vitesse du vent dépasse 30

km/heure. Toutefois, dans les régions exposées à des vents fréquents, les abeilles volent au ras du sol pour en atténuer les effets.

Quant aux bourdons, ils résistent généralement bien aux diverses conditions climatiques difficiles rencontrées aux latitudes du Canada (Heinrich, 1979; Plowright et Laverty, 1987; Free, 1993; Stubbs et Drummond, 2001; Desjardins et de Oliveira, 2006). Ils sont endothermiques (Willmer, 1983) et possèdent donc un système de thermorégulation qui leur permet de butiner dans des températures plus froides que l'abeille mellifère, même sous la pluie. Cependant, des températures inférieures à 10 °C entraînent généralement un arrêt ou un net ralentissement dans leurs activités de butinage. On observe également un ralentissement des sorties des butineuses au milieu de la journée lorsque la température est supérieure à 35°C. Les températures optimales de butinage varient légèrement suivant les espèces. De plus, la pluie inhibe moins le vol des bourdons que celui des autres insectes.

Dans le cas des abeilles sauvages, c'est surtout en début de saison, en particulier au moment de l'établissement des nids, qu'une baisse de la température peut s'avérer le plus préjudiciable. Pour les reines bourdons et les abeilles solitaires, des oscillations brusques de la température peuvent être fatales. Ainsi, des sorties prématurées d'hibernation peuvent se produire lorsqu'une période de gelées succède à une période de températures anormalement élevées à la fin de l'hiver. Les facteurs microclimatiques, et surtout la température de la surface du sol, influencent l'activité des abeilles solitaires. Le degré d'exposition au soleil du nid peut causer des variations de température pouvant influencer leur activité journalière et saisonnière. En France, les colonies d'abeilles des sables *Andrena vaga* dont le nid se trouve sur des pentes exposées au sud-est entrent en activité le matin, et arrêtent de travailler l'après-midi, avant les colonies établies sur les pentes orientées à l'ouest. De plus, puisque les bourdons et la plupart des espèces d'abeilles solitaires nichent au sol, des précipitations abondantes peuvent entraîner l'inondation de leur nid. Ceci risque de perturber leur cycle vital, qui se produit, en partie ou en totalité, dans cet environnement (Pouveau, 2004).

Dans des études effectuées en Alberta, la mégachile de la luzerne a montré un seuil minimal de température, situé entre 16 et 17°C, pour l'initiation des vols de butinage. Cependant, une fois ce seuil atteint, c'était plutôt la force de la radiation solaire qui déterminait la poursuite des activités, celles-ci cessant au seuil minimum de 200 W/m² (Lerer *et al.*, 1982). Bien que l'humidité relative montrait une relation inverse significative avec la pollinisation, cette relation devenait minimale quand l'influence de la température y était incorporée (Bailey *et al.*, 1982). Ce pollinisateur, souvent introduit pour la pollinisation des cultures, est donc plus sensible aux conditions thermiques et lumineuses que les deux autres pollinisateurs commerciaux que sont l'abeille et le bourdon.

La luminosité

Les changements climatiques n'influenceront pas, bien sûr, la photopériode. La périodicité de la luminosité ne sera donc pas affectée par des modifications du climat. Toutefois, une augmentation ou une diminution de la masse de nuages, en intensité et en durée, risque de changer l'intensité de la lumière et affecter, en conséquence, le comportement des insectes sensibles au rayonnement solaire, par exemple, la mégachile de la luzerne. Plusieurs autres pollinisateurs, tels que certains papillons et certaines mouches (syrphidés), ont également des activités réduites par temps couvert. Les abeilles primitives (Collétidés, Andrénidés et Halictidés) préfèrent généralement un ciel découvert et entrent en activité plus tard sous un ciel nuageux. Une perte d'intensité lumineuse décroît également l'activité des bourdons, mais la présence de nuages ne limite pas leur activité de butinage. Dans le cas de l'abeille mellifère, l'activité est normale tant que l'intensité lumineuse dépasse 500 lux. En dessous, elle diminue ; elle s'interrompt à 10 lux. Ainsi, l'obscurcissement du ciel à l'approche de la pluie ou d'un orage provoque des rentrées massives de butineuses à la ruche.

Le vent

Le vent influe généralement sur le vol des insectes, mais s'il n'est ni trop fort ni trop froid et qu'il y a ensoleillement, la plupart des abeilles solitaires continueront de voler. D'autre part, un vent de forte intensité rendra les fleurs difficiles d'accès aux pollinisateurs à cause du mouvement des fleurs sur le plant. Des vents supérieurs à la force 6 sur l'échelle de Beaufort gênent le vol des bourdons. Certaines espèces de bourdons (*B. hortorum* et *B. pascuorum*) sont moins sensibles à l'effet du vent et visitent les fleurs les plus basses, ou encore, celles dont la tige est rigide. La direction de butinage des bourdons est également influencée à cause de l'aérodynamisme du vol contre le vent ou la dispersion des odeurs florales. En effet, le vent permet alors aux fleurs d'être plus facilement repérées et visitées.

4.4.2 Pollution atmosphérique (CO₂ et rayonnement UV)

En plus des changements climatiques, l'augmentation des gaz à effet de serre comme le CO₂ et l'augmentation des rayons UV causée par la perte de l'ozone dans la couche atmosphérique risquent d'avoir des impacts sur les communautés de plantes et, par conséquent, sur les pollinisateurs qui les fréquentent.

Le potentiel des effets d'une augmentation des niveaux de CO₂ et de rayonnement UV sur les caractéristiques des fleurs et leur production de nectar a été étudié pour plusieurs taxons botaniques. Selon la revue de Davis (2003), une augmentation de CO₂ atmosphérique pourrait modifier la production de nectar, autant chez les plantes cultivées que chez les plantes sauvages comme le *Betonica officinalis*, le *Centaurea jacea* (Rusterholz et Erhardt, 1998), l'*Ipomoea purpurea* (Rathcke, 1992), le *Scabiosa columbaria* (Rusterholz et Erhardt, 1998) et le *Tropaeolum majus* (Lake et Hughes, 1999). En règle générale, on a trouvé que les concentrations élevées de CO₂ pouvaient modifier le volume de nectar et le taux de sécrétion des plantes, parfois de façon négative, parfois de façon positive. Toutefois, la concentration et la composition en sucres ne semblent pas avoir été affectées (Lake et Hughes, 1999).

Une diminution de la concentration de l'ozone stratosphérique de l'atmosphère peut provoquer une élévation du rayonnement ultraviolet B (UVB), retarder la période et la durée de floraison de certaines plantes, diminuer leur production en fleurs et affecter le succès de reproduction de leurs pollinisateurs. De tels changements ont été constatés pour deux plantes annuelles par Sampson et Cane (1999). Un effet contraire, résultant d'une augmentation des rayons UVB, a été observé pour une autre espèce par Stephanou *et al.* (2000). Ces derniers ont trouvé que ce type de rayonnement pouvait accroître la taille des nectaires, ce qui a donné lieu à une augmentation observable de la pollinisation. D'autre part, Collins *et al.* (1997) n'ont pu trouver de différences entre le nombre d'abeilles mellifères qui butinaient des Brassicacés ayant été exposés à rayons UVB et d'autres ayant été protégés de ces rayons.

Une augmentation des concentrations de CO₂ peut donc avoir divers effets sur les communautés de plantes fréquentées par les pollinisateurs (Bradley et Pregitzer, 2007). Il en est de même pour les rayonnements UVB. Une prévision à long terme de l'impact de ces facteurs sur les pollinisateurs est donc difficile à évaluer.

La présence de polluants atmosphériques (dioxyde de soufre, oxyde d'azote, etc.) se traduit plus fréquemment par un affaiblissement de la flore, et intervient donc indirectement sur les insectes pollinisateurs. À l'heure actuelle, nous ignorons si l'exposition d'insectes à des doses sublétales de polluants atmosphériques a une influence sur la fécondité des femelles et le développement des larves.

Les bords de route et les talus d'autoroute sont souvent des refuges où une flore riche et variée peut se développer. Malheureusement, les plantes y sont souillées par les résidus de plomb. Il a été démontré que les insectes fréquentant les bords de route sont fortement contaminés par le plomb.

Les abeilles et les plantes ont tendance à bioaccumuler les métaux lourds. En Colombie-Britannique, les abeilles sont analysées pour leur teneur en arsenic; elles servent d'indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique en provenance des fonderies de la ville voisine de l'État de Washington. L'analyse des charges de pollen récoltées par

l'abeille mellifère et les autres abeilles peut même confirmer une concentration connue de métaux lourds dans le sol (Sawidis, 1997).

Des chercheurs de l'Université de Virginie ont découvert que la pollution de l'air par les automobiles et les centrales électriques pouvait inhiber la capacité de certaines abeilles et de quelques papillons à détecter les parfums de fleurs (Fuentes, 2008). Les polluants comme l'ozone, l'hydroxyle et les radicaux de nitrate se lient rapidement avec des molécules volatiles du parfum de fleurs. Il en résulte un cercle vicieux dans lequel les pollinisateurs voyagent sur des distances de plus en plus grandes pour trouver du nectar dans les fleurs et les fleurs à proximité ne bénéficient pas de la pollinisation pour se reproduire et se diversifier.

4.4.3 Les changements climatiques et le monde végétal

À tous les stades de leur cycle biologique, les pollinisateurs sont affectés par d'autres organismes du règne animal avec lesquels ils ont des relations de compétition, de prédation, de parasitisme et de commensalisme. Toute modification au mode de vie de ces organismes causée par des changements climatiques pourrait aussi affecter la survie des pollinisateurs présents dans un milieu. Cependant, aux points de vue évolutif et écologique, ce sont avec des représentants du monde végétal que les pollinisateurs entretiennent la relation la plus étroite.

Les changements climatiques peuvent modifier ou dérégler les relations entre les plantes et leurs pollinisateurs, autant à l'échelle locale que régionale. Ces changements peuvent être le résultat de modifications de la biologie florale d'une plante ou encore de changements dans sa phénologie et sa distribution géographique.

Biologie florale

Les précipitations, l'humidité du sol et l'ensoleillement sont des facteurs importants pour la sécrétion de nectar (Hocking, 1953). Les modifications de l'abondance de la quantité ou de la concentration de nectar dans une fleur pourraient modifier le comportement d'alimentation des pollinisateurs. Par conséquent, les visites aux fleurs peuvent être modifiées, ce qui influencerait le taux de transport de pollen et la mise à fruit subséquente. De plus, l'augmentation ou la diminution du pollen transmis d'une fleur à une autre ainsi que d'une plante à une autre pourrait être modifiées. La distance sur laquelle un pollen pourrait être transporté pourrait également changer. Ces facteurs pourraient avoir des conséquences importantes sur les systèmes de reproduction des plantes et sur le brassage génétique. D'autres types de conséquences découlant d'une modification du taux de sécrétion de nectar des fleurs ont également été signalés. Par exemple, il pourrait y avoir des impacts sur le comportement de danse de recrutement des abeilles, qui est dicté par l'attractivité d'une espèce florale pour sa récompense en nectar.

Phénologie de la floraison

Les interactions entre les plantes et leurs pollinisateurs risquent d'être perturbées si la phénologie de la floraison et les activités des pollinisateurs ne subissent pas ces changements de façon synchrone. Les plantes pourraient fleurir avant ou après la période d'activité saisonnière de leurs pollinisateurs.

Or, partout au monde, on a déjà observé des changements majeurs dans le moment de floraison de plusieurs plantes. En utilisant des spécimens d'herbier du Arnold Arboretum à Boston, Primack *et al.* (2004) ont comparé les dates de floraison de différentes espèces entre 1885 et 2002. Ils ont trouvé que les plantes récoltées entre 1980 et 2002 fleurissaient huit jours plus tôt que celles récoltées de 1900 à 1920. La floraison des espèces agricoles est également influencée par le réchauffement de la planète. Une étude de 40 ans sur le trèfle blanc (*Trifolium repens*) a révélé que la floraison a avancé de 7,5 jours par décennie depuis 1978 (Williams et Abberton, 2004). Plus au nord, dans l'État de Washington, Abu-Asab *et al.* (2001) ont rapporté que la floraison est maintenant devancée de 4,5 jours en moyenne pour 89 espèces de plantes, alors qu'elle est plus tardive pour 11 autres espèces.

Ce qui est particulièrement inquiétant au niveau du changement dans la date de floraison de certaines plantes, c'est que la preuve indique que la date d'émergence ainsi que le comportement des pollinisateurs de ces plantes

pourraient varier différemment. Une étude à long terme des cycles biologiques des plantes et d'animaux méditerranéens a montré que des variations différentielles pouvaient être observés dans le développement phénologique des plantes (chute de feuilles, floraison et fructification). Ces variations n'étaient pas synchronisées aux changements observés dans les dates d'émergence des papillons et d'arrivée des oiseaux migrateurs (Penuelas *et al.*, 2002). Selon les auteurs, ces changements pourraient modifier la structure des écosystèmes et de leurs fonctions.

4.4.4 Les migrants

Les pollinisateurs migrants dépendent des différents habitats qu'ils parcourent pour accomplir leur cycle de reproduction. Par exemple, les colibris à gorge rouge passent l'hiver au Mexique et reviennent se reproduire aux États-Unis ou au Canada. Ces oiseaux dépendent de couloirs de plantes en floraison autant au printemps qu'en automne. Si le calendrier de migration ne coïncide plus avec la floraison, les plantes pourraient éventuellement subir une perte de pollinisateurs. En conséquence, ces derniers pourraient éventuellement être forcés d'effectuer une migration très coûteuse énergétiquement, mais n'offrant, en cours de route, aucune occasion de renouveler leur carburant métabolique. Certains scientifiques croient que si la fragmentation se poursuit à son rythme actuel, de nombreux corridors migratoires ne seront bientôt plus fonctionnels (Withgott, 1999).

4.4.5 Les relations plantes-pollinisateurs

Une combinaison de différentes modifications environnementales pourrait causer un préjudice important à un grand nombre d'interactions plantes-pollinisateurs. Comme mentionné précédemment, les changements climatiques pourraient affecter à plus ou moins long terme la survie de pollinisateurs essentiels de certaines plantes, entraînant une baisse de leur taux de mise à fruit. Des changements dans l'abondance et la distribution de ces fleurs pourraient, à leur tour, influencer l'abondance et la répartition des pollinisateurs. On pourrait alors assister à la perte de certaines relations de mutualismes historiques ou encore à la création de nouvelles.

Une publication de Mermott *et al.*, (2004) donne les résultats d'une simulation écologique des impacts des changements climatiques sur l'équilibre des relations entre les plantes et les pollinisateurs dans un milieu. Les conclusions de l'étude indiquent qu'en l'absence de mécanismes de compensation, les changements dans la phénologie, induits par les changements climatiques, ont le potentiel de perturber le chevauchement temporel entre les pollinisateurs et leurs ressources alimentaires florales. La simulation prévoit qu'une fraction substantielle des pollinisateurs, en particulier les plus spécialisés au chapitre de l'alimentation, est vulnérable à de telles perturbations. Les quelques études disponibles concernant des histoires de vie d'insectes pollinisateurs soumis à une limitation de nourriture au stade adulte, indiquent que la fécondité et/ou la longévité sont réduites (Boggs et Ross, 1993), ce qui réduit la densité de la population ou son taux de croissance (Bijlsma *et al.*, 1994). Tout ceci augmente le risque d'extinction, particulièrement à l'échelle locale. Même les pollinisateurs qui subiraient une perte minimale dans le choix de plantes alimentaires seraient susceptibles de subir une diminution de leur population, car leur alimentation reposerait sur un plus petit nombre d'espèces végétales. Les auteurs expliquent que bien que les plantes ne soient pas confrontées à l'extinction si elles perdent les pollinisateurs, l'augmentation du nombre de plants dans la population de plantes, par le biais de la reproduction sexuée va diminuer ou cesser. Cela conduira à une diminution des populations végétales qui s'accélérera suivant la longévité des individus, leur capacité de se propager par clonage, leur capacité d'autofécondation et la viabilité et la fertilité de la descendance issue de l'autofécondation (Bijlsma *et al.*, 1994).

Les auteurs admettent qu'il est peu probable que la perte d'un pollinisateur plus spécialisé entraînera de façon immédiate l'extinction des plantes qu'il visitait, en raison de la complexité des réseaux d'interactions entre les plantes et les espèces pollinisatrices. Ainsi, les plantes sont protégées, du moins en partie, contre la perte de pollinisateurs plus spécialisés par la présence d'autres, plus généralistes. (Mermott *et al.*, 2004). Néanmoins, la résistance apparente de la pollinisation à la perte des réseaux de spécialistes et de l'adaptation à un certain niveau de variabilité

de l'environnement ne constituent pas une garantie contre la perte éventuelle des espèces plus généralisées et la dégradation de la fonctionnalité des services de pollinisation (Memmott *et al.*, 2004; Fontaine *et al.*, 2006).

4.4.6 L'altitude

Des modifications des variables environnementales (température, humidité, pluie, vent) sont aussi susceptibles de modifier le développement phénologique des plantes et de leurs pollinisateurs de même que leur distribution le long d'un gradient d'altitude (en montagne) et de latitude (nord-sud). De tels changements peuvent modifier la composition de ces deux types de communautés et perturber leurs relations de mutualisme, provoquant ainsi des extinctions locales. Il a été démontré que la latitude et l'altitude auxquelles s'observent certaines plantes et quelques pollinisateurs ont changé au cours des 30 dernières années, probablement en réponse aux changements climatiques (Walther, 2004). Par exemple, quelques papillons de la Grande-Bretagne et d'Amérique du Nord ont élargi leur aire de répartition vers le nord (Crozier, 2003; Hill *et al.*, 1999; Parmesan *et al.*, 1999), tandis que d'autres au Montana (Lesica et McCune, 2004), en Espagne (Wilson *et al.*, 2007) et en Norvège (Klanderud et Birks, 2003) s'observent maintenant dans des habitats se trouvant à des altitudes et à des latitudes plus basses.

4.5 Causes du déclin des populations de Colibri

Lorsque l'on parle de pollinisateurs, il ne faut pas oublier la participation précieuse des colibris, souvent appelés « oiseaux-mouches », dont l'activité est essentielle à la pollinisation de plusieurs espèces florales. Au fait, pour certaines plantes ayant des fleurs spécialisées, le colibri est le pollinisateur exclusif. Il existe 330 espèces connues de colibris au monde, mais ces oiseaux colorés se rencontrent exclusivement dans les Amériques.

Dans l'ouest du Canada, le colibri roux (*Selasphorus rufus*) est présent dans plusieurs régions de la Colombie-Britannique. Au cours de leur migration annuelle, un certain nombre d'oiseaux passent l'hiver au Mexique, alors que d'autres hivernent le long de la Côte du Golfe des États-Unis. On a remarqué que cette espèce est en déclin en plusieurs endroits de son aire de répartition en Amérique du Nord. Au Québec et dans tout l'est du Canada, une seule espèce est présente : le colibri à gorge rubis (*Archilochus colubris*), qui est à la limite Nord de sa distribution géographique. Il existe un manque flagrant d'informations sur cette espèce au Québec. En 2006, une équipe de bénévoles a entamé la récolte d'informations pour mieux comprendre comment ces oiseaux utilisent leur territoire. <http://www.projetcolibris.org/>

Tout comme pour les Apoïdes, la diminution des populations de ces petits oiseaux est causée par un ensemble de facteurs. Les menaces énumérées comprennent, en premier lieu, la destruction de l'habitat qui résulte de l'empiétement de l'homme (urbanisation, agriculture, conversion des prairies pour le pâturage du bétail). Une autre importante menace identifiée est le remplacement de plantes indigènes essentielles aux colibris par des espèces envahissantes. On a aussi signalé les effets des changements d'habitat causés par la pulvérisation d'herbicides ainsi que les effets directs de ces pulvérisations sur les oiseaux nicheurs (MacKinnon et Freedman, 1993).

Comme la plupart des oiseaux, les colibris migrent du nord au sud à l'automne et reviennent au printemps. Ils voyagent souvent sur de très grandes distances. Certains habitats retrouvés le long des corridors migratoires sont considérés critiques pour certaines espèces menacées (Calder, 2004). À l'intérieur de ces corridors, les changements climatiques pourraient poser une menace importante pour les colibris. Des conditions météorologiques anormales, principalement des hivers froids ou de la sécheresse, dans le désert le long de corridors migratoires causent de fortes mortalités au sein des populations.

Les changements climatiques causent aussi un phénomène de manque de synchronisme entre le développement phénologique des colibris et celui de leurs plantes préférentielles. En conséquence, les oiseaux ne se reproduisent pas au moment où l'abondance alimentaire est à son maximum. Both *et al.* (2006) ont démontré les conséquences de ce manque de coordination pour un oiseau migrateur *Ficedula hypoleuca*. En comparant neuf populations

néerlandaises, ils ont constaté que les populations ont diminuées d'environ 90 % au cours des deux dernières décennies dans les zones où le pic d'abondance de la nourriture pour l'approvisionnement des oisillons était en début de saison et qu'un manque de synchronisme était présent chez les oiseaux. Dans les zones avec un pic de nourriture en fin de saison, les oiseaux, le déclin des populations était beaucoup plus faible.

5. QUE POUVONS-NOUS FAIRE POUR FREINER LE DÉCLIN DES POLLINISATEURS ET AMÉLIORER LA SITUATION ?

L'étalement urbain, l'usage des pesticides ainsi que le développement d'autres pressions venant des pratiques agricoles et forestières nuisent au soutien des populations de pollinisateurs essentiels à l'équilibre écosystémique. Les services de pollinisation dépendent de la stabilité des habitats et des systèmes écologiques qui soutiennent les pollinisateurs. Il est donc important d'établir des stratégies qui pourraient assurer une protection et un maintien des habitats essentiels à la survie des espèces pollinisatrices et la restauration des habitats dégradés.

La conservation, la prévention et la restauration écologique sont nécessaires pour réduire ou inverser le problème du déclin des pollinisateurs. Les solutions résident autant au niveau politique qu'au niveau professionnel, communautaire et individuel. Une bonne connaissance de la diversité des pollinisateurs et de leurs interactions avec les plantes dans le cadre d'un gradient de perturbations de toutes amplitudes nous permettra d'agir, à tous les niveaux, pour freiner le déclin en cours.

5.1 Responsabilités des gouvernements

5.1.1 Législation

Un rapport par Tang *et al.* (2007) décrit les conclusions d'une étude des lois fédérales et provinciales effectuée par le réseau international d'expertise pour la pollinisation durable (The International Network of Expertise for Sustainable Pollination), à la demande de la North American Pollinator Protection Campaign (NAPPC). L'étude visait à déterminer dans quelle mesure les lois existantes pouvaient avoir la capacité d'assurer la protection des pollinisateurs indigènes et sauvages.

L'analyse a examiné les lois strictes et contraignantes des législations fédérales et provinciales, plutôt que de se limiter aux procédures sans soutien juridique telles que les accords, les conventions et les stratégies.

On rapporte que le cas des insectes pollinisateurs pouvait être couvert par les juridictions fédérales puisqu'elles s'appliquent dans tous les parcs nationaux et réserves nationales de faune. Certaines lois provinciales pourraient également mieux protéger les pollinisateurs puisqu'elles s'appliquent dans toutes les autres régions du Canada. Pourtant, la protection et la conservation des insectes pollinisateurs ne font objet d'aucune disposition explicite, que ce soit dans les lois fédérales ou provinciales.

Selon les recommandations du rapport de Tang *et al.* (2007), au niveau fédéral, des dispositions légales pourraient être créées en modifiant la Loi sur les parcs, par exemple, afin de permettre aux insectes pollinisateurs d'être reconnus pour les services écologiques essentiels qu'ils assurent et aussi en tant que composante indispensable de l'intégrité des écosystèmes. Les auteurs recommandent de remplacer le terme « lépidoptère » par « insecta » dans la Loi fédérale sur les espèces en péril. Ainsi, la protection serait accordée, potentiellement, à toutes les espèces d'insectes pollinisateurs au Canada.

La Loi sur les produits antiparasitaires, administrée par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada, pourrait être modifiée afin d'inclure une référence explicite aux espèces pollinisatrices sauvages et gérées, particulièrement depuis l'homologation de nouveaux pesticides. Des études de toxicité sur les abeilles sauvages pourraient être exigées en vertu de cette Loi. Plusieurs pesticides litigieux devraient être soumis à une nouvelle batterie de tests d'évaluation pertinents sur les abeilles (effets létaux et sublétaux) et sur le couvain (effets larvicides et ovicides), élaborés à partir de protocoles d'expérimentation rigoureux, rédigés par un comité

d'experts qualifiés et indépendants incluant des écotoxicologistes de la faune. Un contrôle continu posthomologation sur les populations et sur leur l'environnement doit être aussi prévu. On reconnaît toutefois que cette agence a commencé à considérer les insectes pollinisateurs pour l'importance de services agricoles qu'ils procurent (Tang *et al.* 2007).

Malgré ces efforts, la réglementation devrait faire l'objet de mesures plus strictes en ce qui concerne les conditions d'utilisation. Les étiquettes pourraient donner plus d'information sur les conditions d'utilisation relatives aux périodes d'activité des pollinisateurs selon la période du jour, de l'année et les conditions climatiques.

Des modifications similaires pourraient être faites aux lois provinciales, de pair avec des orientations qui permettraient de protéger les habitats des insectes pollinisateurs sauvages. Il est nécessaire de valoriser la pollinisation par les espèces sauvages non seulement pour ses services écologiques, mais aussi pour son rôle important dans la survie de certaines espèces de plantes rares et/ou menacées, ainsi que les insectes qu'elles soutiennent en échange.

Finalement, le rapport de Tang *et al.* (2007) mentionne que les deux paliers de gouvernement devraient fournir les dispositions légales nécessaires pour la protection et la conservation des pollinisateurs indigènes et veiller à ce que ces services écologiques et agricoles se poursuivent

5.1.2 Aires de conservation

À travers le Canada, il y aurait environ 3500 zones protégées identifiées dans les bases de données nationales sur les aires de conservation. Ces aires sont gérées par les différents niveaux de gouvernement. Ces zones comprennent des parcs provinciaux ou nationaux, des zones de conservation ou de gestion de la faune. En outre, de nombreux parcs ont été créés au niveau municipal.

Quoique la création de réserves naturelles soit un moyen efficace de protéger les habitats pour les pollinisateurs, il ne suffit pas, cependant, de simplement réserver un espace. Pour garantir une conservation à long terme, il faut aussi prévoir la disponibilité des ressources nécessaires et des aires de taille équivalente aux habitats vitaux des espèces ciblées. Vu la diversité des espèces en jeux, ce ne sont pas tous les pollinisateurs qui peuvent être conservés dans des parcs et réserves naturelles. Par conséquent, la mise en œuvre de programmes de conservation et de protection doit englober non seulement des réserves, mais aussi d'autres types d'habitats importants pour assurer la biodiversité des pollinisateurs. On parle alors de boisés, de bords de clairières, de haies, de prairies, de vieux vergers, de digues, de carrières de sable et de gravier désaffectées, de fossés humides, de jardins et de tout autre espace vert pouvant accueillir une flore adéquate.

Dans l'état allemand de Bade-Wurtemberg, par exemple, plusieurs centaines de réserves naturelles ont déjà été établies. Elles représentent une grande variété d'habitats, tels que des tourbières, des marécages, des landes, des dunes intérieures, des éboulis, des prairies, des anciens pâturages et des jachères. La majorité de ces sites ont été sélectionnés parce qu'ils représentent de bons exemples des catastrophes naturelles ou d'habitats semi-naturels, mais quelques-uns ont atteint le statut de réserve naturelle, principalement en raison de la présence d'importantes populations des espèces d'abeilles rares et menacées (Westrich *et al.*, 2000). Le rôle des réserves naturelles dans la conservation des abeilles du Bade-Wurtemberg demeure sous un programme de surveillance spécial. De telles initiatives pourraient être entrevues au Québec et au Canada pour assurer la survie d'espèces pouvant représenter nos pollinisateurs régionaux.

Un bel exemple de préservation d'une espèce est retrouvé pour le Québec dans le Parc national des Monts-Valin dans le nord du Saguenay-Lac St-Jean. Deux espèces de bourdons sauvages jadis fort communes dans les basses terres du Saguenay-Lac-Saint-Jean sont disparues dans les années 1990 avec l'introduction commerciale accrue et l'acclimatation de l'espèce *Bombus impatiens*. Les hauts sommets du parc national des Monts-Valin représentent un refuge pour une de ces espèces disparues localement dans les basses terres, *Bombus terricola*, puisque l'espèce

introduite n'est pas encore établie dans les limites du parc. La création du parc national des Monts-Valin est issue d'une initiative régionale impliquant les municipalités du secteur nord du Saguenay, la station de ski le Valinouët et l'Aménagement des Monts-Valin (A.M.V.I.).

L'ensemble des parcs nationaux du Québec abrite sûrement d'autres espèces d'insectes pollinisateurs rares et menacés. Il est donc important de considérer la protection des types d'habitats utilisés par ces espèces lors des prises de la planification et des décisions pour la sélection d'aires de conservation.

5.1.3 La communication et l'établissement de plans d'action

Pour assurer la sauvegarde des pollinisateurs sauvages il est nécessaire d'établir des plans d'action concrets qui favoriseraient une coordination locale, nationale et internationale. La réalisation de projets de recherche, de conservation, de restauration, de sensibilisation et d'éducation passe par des initiatives de partenariat qui impliquent la construction de coalitions stratégiques et la mobilisation des ressources existantes. Il est important de faciliter la communication entre les parties prenantes pour assurer la réalisation de ces types de partenariat.

5.1.4 Le financement d'initiatives locales

Le financement de programmes structurés d'initiatives locales visant la conservation et la restauration d'habitats pour favoriser la flore et la faune demeure un atout indispensable pour arriver aux buts souhaités. Les gouvernements ne peuvent pas agir seuls.

5.2 Initiatives urbaines et responsabilités municipales

L'urbanisation croissante est en partie responsable de la disparition de nombreuses espèces de fleurs sauvages, sources de nectar et de pollen pour de nombreux pollinisateurs. Malgré cela, il ne faut pas voir la conservation des pollinisateurs comme étant incompatible avec le développement urbain. Les villes sont susceptibles de supporter une plus grande abondance et diversité d'espèces que l'on pourrait le croire. Par exemple, on a trouvé que la ville de Bruxelles, en Belgique abritait la moitié des plantes indigènes du pays (Godefroid et Koedam, 2007) alors que Maguran *et al.* (2004) ont trouvé une plus grande diversité de carabidés dans les régions urbaines de l'Europe centrale que dans les banlieues. Plus près de chez nous, un inventaire des pollinisateurs de la ville de New York (Matteson *et al.*, 2008) a recensé au moins 54 espèces différentes.

Il est possible de mettre sur pied de programmes de restauration des habitats par le biais de l'aménagement du territoire. Pour que de tels programmes soient efficaces, des politiques de planification sont requises.

5.2.1 Valoriser la diversité indigène par la promotion de jardins et d'habitats

La valorisation des plantes indigènes dans les espaces ouverts permet de protéger les habitats des pollinisateurs. Au niveau des municipalités, il est possible de favoriser la biodiversité des pollinisateurs en encourageant la plantation de fleurs dans des espaces locaux, comme les parcs, les terrains de jeu, les écoles, les routes, et autour des bâtiments publics. La plantation d'arbres, d'arbustes et de plantes mellifères, ainsi que la création de haies buissonnantes dans les parcs et les jardins, peut contribuer à l'amélioration des conditions de vie des abeilles, des bourdons et des papillons.

Tous les espaces verts des zones urbaines et des banlieues telles que les parcs urbains et les golfs constituent des habitats précieux capables de subvenir aux besoins de base pour les insectes pollinisateurs. Leurs aménagements peuvent être intégrés à l'entretien routinier de ces espaces verts. Ceci permettrait non seulement de conserver les pollinisateurs et les plantes vivaces du milieu, mais pourra également assurer de la nourriture telle que des baies, pour d'autres espèces sauvages, particulièrement les oiseaux.

De nombreux parcs et jardins ont une pelouse tondue à ras. Des mesures appropriées devraient être prises pour limiter, voire empêcher la destruction systématique des adventices, désignées souvent comme « mauvaises herbes »

ou « plantes compétitrices », comportent de nombreuses espèces florales exploitées par les pollinisateurs pour leur nectar et/ou leur pollen. Plutôt que de procéder à une élimination systémique de ces plantes, chaque occurrence devrait être revue, cas par cas, afin de reconnaître la qualité de leur diversité et celle des espèces animales qu'elles supportent.

5.2.2 Restauration d'habitats

La sauvegarde de la biodiversité, au-delà des prises en compte politiques, passe avant tout par des actions concrètes. Il est nécessaire d'adopter des approches de la conservation proactives telles que l'investissement dans la restauration et la gestion d'habitats pour encourager la diversité des pollinisateurs dans des sites désaffectés et abandonnés.

Un exemple avant-gardiste a été initié par la ville de Guelph en Ontario en collaboration avec l'Université de Guelph. La ville travaille à la conception du premier « parc de pollinisateurs » au monde. Ils ont pour objectif de transformer le site d'enfouissement déclassé de 40 hectares (100 acres) qui servira à des fins éducatives et récréatives. Les plans prévoient de se servir de ce parc pour faire un habitat urbain adapté à toutes les étapes du cycle de vie des insectes pollinisateurs et qui servira à la sensibilisation sur la pollinisation en faisant participer le voisinage à des activités portant sur les pollinisateurs.

5.3 Initiatives communautaires et individuelles

Bien que le problème du déclin des pollinisateurs soit d'importance mondiale, il y a plusieurs choses faciles qui peuvent être faites pour parer à ce déclin, autant à l'échelle des communautés que sur le plan individuel. Vu l'importance de l'ensemble des superficies des jardins communautaires et privés dans l'ensemble des régions du Québec, on réalise que les jardiniers amateurs peuvent avoir un rôle important à jouer dans la préservation et la protection des pollinisateurs locaux.

5.3.1 Jardinage

Les citoyens, dans leurs propres cours, peuvent aider à protéger les pollinisateurs par le biais du jardinage. Pour favoriser le développement des populations locales, chacun, dans la mesure du possible, peut conserver une section de sa propriété pour la laisser pousser naturellement et permettre à des plantes indigènes de croître et de se reproduire. Dans une zone urbaine, de tels aménagements pourraient même procurer des sites de reproduction et des îlots de ressources le long des corridors de déplacement des pollinisateurs.

Mais il n'est pas tout de laisser pousser des plantes indigènes. Il faut aussi sélectionner des plantes ornementales qui favoriseront les pollinisateurs. Pour encourager une grande variété d'espèces, il faut prévoir une grande variété d'habitats. Les plantes choisies doivent avoir différentes saisons de floraison, de couleurs, de hauteurs et de formes de fleurs. Ainsi, pour créer de la diversité, il faut prévoir de cultiver des plantes qui fleurissent du début du printemps jusqu'à la fin de l'automne. Plusieurs concepts horticoles existent, souvent faciles à mettre en œuvre, qui permettent de favoriser la biodiversité végétale qui soutient les populations de pollinisateurs. Il ne faut pas hésiter à demander l'information nécessaire auprès des pépinières et des groupes de soutien locaux et nationaux. On peut également supporter financièrement les efforts des organisations visant à promouvoir les pollinisateurs et des communautés végétales.

5.3.2 Les insecticides

Il faut bien entendu réduire ou éliminer l'usage des pesticides chaque fois que possible. Ceci implique de bien juger si un traitement insecticide est vraiment essentiel et si oui, de bien lire l'étiquette et appliquer correctement les recommandations d'usage. Il ne faut jamais épandre un insecticide lorsqu'une plante est en fleurs et toujours choisir la formulation la moins nocive. Il existe de nombreux moyens pour éloigner les insectes nuisibles sans mettre en danger les pollinisateurs. Il est possible de s'informer de ces alternatives auprès d'organismes de soutien et d'information telle que la Coalition pour les alternatives aux pesticides chimiques (CAP).

5.3.3 Apprendre à reconnaître et encourager les pollinisateurs

Pour protéger et gérer les pollinisateurs, il convient de savoir les connaître. Il existe des guides d'identifications et d'autres types d'informations de vulgarisation qui permettront à chacun de mieux reconnaître les pollinisateurs dans son quartier. Il est aussi possible d'apprendre comment créer des habitats qui favoriseront leur présence et leur reproduction.

Pour bien réussir l'élaboration d'un habitat pour les pollinisateurs il faut fournir de la nourriture, de l'eau et un site de nidification approprié. Le site de nidification idéal dépendra des exigences de chaque espèce. Par exemple, pour certaines espèces telles que les abeilles découpeuses (*Megachilidae*) et les abeilles charpentières, il suffit de laisser occasionnellement au sol, une tige morte et même quelques branches séchées. Les andrènes et les halictes préfèrent les sites dans les sols chauds et sableux.

On peut construire des sites de nidification pour les bourdons et les Osmies en creusant de trous de diamètre variant de 7 à 10 centimètres de profondeur dans un morceau de débris de bois placé, avec exposition au sud, sur un poteau ou un toit. Il est aussi possible de fournir des ressources alimentaires supplémentaires pour les papillons et les abeilles et installer des abreuvoirs à nectar pour les oiseaux-mouches.

On doit cependant se souvenir que la création de nouveaux habitats n'est pas un substitut pour la protection de l'habitat d'origine.

5.4 Intervention dans les agro écosystèmes

Les pollinisateurs commerciaux, particulièrement l'abeille mellifère (*Apis mellifera* L) ne sont pas toujours les pollinisateurs les plus efficaces pour assurer une bonne pollinisation des fleurs d'une culture. La plupart des espèces cultivées sont réceptives à une large gamme de pollinisateurs.

De plus, il arrive souvent que les abeilles mellifères introduites dans une culture ne soient pas toujours présentes sur les fleurs des cultures en début de floraison, particulièrement si la fleur n'est pas riche en nectar. Dans ce cas, les pollinisateurs sauvages présents dans l'environnement agroalimentaire deviennent essentiels pour assurer la mise à fruit de ces premières fleurs.

Malheureusement, il arrive que les populations de ces espèces indigènes puissent être très faibles ou même absentes d'un milieu. Il alors est possible de favoriser le développement de leurs populations et aussi de faciliter leur domestication dans les régions au-delà de leur aire de répartition naturelle où ces espèces sont habituellement absentes.

Dans le paysage agricole, il existe de nombreux gîtes pour les pollinisateurs résultant des pratiques favorables à l'environnement comme les bandes enherbées prévues pour protéger les cours d'eau et les jachères. De plus, il y a partout sur les fermes d'autres importants refuges pouvant abriter une grande diversité de ces insectes alliés. Les haies, le talus et les arbustes constituent un frein pour les vents et des sites ombragés en période de fortes chaleurs. Pour enrichir ces habitats, il est bien préférable de planter des arbres et arbustes indigènes qui existent à l'état sauvage dans la région puisqu'ils sont adaptés au climat et aux types de sol et sont donc plus résistants. Ces plantes ont aussi évolué en même temps que la faune, et elles fournissent abri et nourriture à de nombreuses espèces d'insectes et d'oiseaux, qui, en retour, participent à la pollinisation des fleurs et à la dispersion des graines.

La tonte des bordures et des espaces enherbés peut causer une mortalité directe des insectes, en particulier chez les œufs et les larves, qui ne peuvent pas éviter une tondeuse. Idéalement, ce type de fauchage devrait se faire à l'automne ou en hiver quand les fleurs sont mortes. Un fauchage séquentiel en mosaïque est préférable à l'élimination de la totalité des plantes d'un site. La réduction des travaux de fauchage aux deux ans permettrait de diversifier, puis de maintenir une flore de prairie (pissenlit, liseron des champs, trèfles, lotier corniculé, etc.) d'année en année.

Il en est de même pour le brûlage contrôlé. Le feu peut également avoir des effets dévastateurs sur les populations présentes. Idéalement, des petites sections ne couvrant pas plus de 30 p. 100 ou moins d'un site devraient être brûlées tous les deux ans en rotation, assurant ainsi un potentiel de colonisation adéquate et de refuges pour les pollinisateurs.

La transformation d'un système de monoculture intensive en un paysage plus accueillant pour les pollinisateurs permettrait d'assurer les services de pollinisation continue s'assurant ainsi de ne pas limiter la production agricole. De même, la restauration d'habitats pour les pollinisateurs à proximité de terres cultivées pourrait permettre d'encourager et stabiliser les populations améliorant ainsi le rendement des cultures. Il est important de pouvoir développer des méthodes permettant de restaurer les habitats adéquats pour conserver les pollinisateurs qui jouent ce rôle important dans les écosystèmes agricoles.

5.4.1 Connaître et diversifier les pollinisateurs des cultures

Renforcement des populations de pollinisateurs par la gestion de l'habitat est une option potentiellement rentable et peut même devenir indispensable si jamais les colonies d'abeilles mellifères devenaient moins facilement disponibles (Corbet *et al.* 1991). Pour les quelques cultures et de nombreuses espèces végétales dont la fleur n'est pas adaptée à l'abeille mellifère, la pollinisation par les insectes sauvages demeure la seule option viable. On peut donner comme exemple les cultures dont la fleur nécessite une visite par vibrations, telle que fournie par les bourdons (tomates, pommes de terre).

Toutefois, afin d'exploiter les services gratuits des pollinisateurs indigènes dans les cultures, il est important pour un agriculteur de savoir reconnaître les habitats de ces insectes sur sa ferme et de les protéger. Il faut donc rechercher des zones sur et autour de l'exploitation agricole qui pourrait soutenir ces alliés. Il est également possible de favoriser ces habitats afin d'augmenter les populations.

Différentes approches visant à augmenter le nombre de pollinisateurs dans un milieu ont été examinées (Parker *et al.* 1987; Southwick et Southwick 1992; Torchio 1990,1991; Corbet *et al.* 1991; Williams *et al.* 1991). La méthode qui semblerait la plus logique serait la préservation et la gestion des habitats pour les espèces sauvages, incluant des ressources appropriées et des sites de nidification (Westrich, 1996). Des programmes de gestion de l'habitat pourraient être mis en place, particulièrement dans les systèmes agricoles intensifs.

Les communautés et populations d'insectes pollinisateurs varient beaucoup en abondance et en diversité. Un suivi à long terme des espèces présentes dans un milieu permettra de détecter des tendances directionnelles qui permettront de connaître la richesse d'un habitat et sa valeur pour les services écosystémiques au niveau de la pollinisation. Toutefois, ce type de détection exige une coordination régionale des stratégies d'échantillonnage qui couvrent de nombreuses années.

Dans cette mesure, les Clubs d'encadrement technique pourraient développer ce type de compétences en assurant un volet pollinisateur à leurs services.

5.4.2 Connaître les plantes mellifères

Dans quelques rares populations végétales exceptionnelles pour les pollinisateurs, des zones tampons libres d'épandage d'insecticide pourraient être nécessaires. La mise en œuvre d'une telle procédure requiert cependant une bonne connaissance des plantes mellifères.

Pour pouvoir être considérée comme une plante mellifère d'intérêt apicole, une plante doit avoir une productivité de nectar élevée et régulière, constituer de vastes peuplements et offrir un miel de bonne qualité (Louveaux, 1978). Les plantes mellifères d'intérêt apicole sont aussi favorables aux pollinisateurs sauvages. Quoiqu'ils n'existent qu'en petit nombre, ils sont d'une grande variété et leur période de floraison s'échelonne dans le temps. Leur présence permet aux insectes de s'alimenter en dehors des périodes de production de nectar des plantes cultivées.

On peut inclure dans les peuplements mellifères ceux qui sont constitués par les plantes qui, en l'absence de traitements herbicides, peuvent prendre une grande importance. Ces plantes peuvent inclure les arbres fruitiers, la luzerne, le tournesol, les trèfles, etc.

Beaucoup de plantes fécondées par les insectes fournissent à la fois du nectar et du pollen. Des quantités importantes de pollen peuvent être fournies par des plantes typiquement entomophiles, mais elles ne sont pas les seules. Les insectes pollinisateurs peuvent donc utiliser des plantes dont le pollen est dispersé par le vent (anémophiles). C'est le cas des arbres à chatons tels que les saules.

Quoiqu'il n'existe pas présentement un guide des plantes mellifères spécifiques pour le Québec, beaucoup d'information est donnée dans la Flore laurentienne (Brouillet, 2006). Le « Guide d'identification des mauvaises herbes du Québec », publié par le CRAAQ est aussi une source d'information intéressante regroupe les caractères les plus utiles pour l'identification de quelque 120 plantes que l'on retrouve fréquemment dans les cultures, et qui comprend près de 650 photographies en couleurs.

5.4.3 Contrôle de l'usage des pesticides

Les herbicides

Les herbicides sont conçus pour éliminer les plantes en compétition avec les espèces cultivées et peuvent donc être un outil de gestion important. D'autre part, l'application d'herbicides non sélectifs peut entraîner une réduction des ressources florales essentielles aux pollinisateurs. Il est aussi connu que certains herbicides, particulièrement le glyphosate, peut causer des effets toxique directs sur les abeilles. Il convient donc d'utiliser ces produits de façon sécuritaires et aussi de juger de la pertinence de leur utilisation, particulièrement lors de la répression de plantes mellifères.

Les insecticides

L'épandage d'insecticides chimiques peut avoir des effets néfastes sur les populations de pollinisateurs sauvages et introduits. Il en résulte une réduction de la pollinisation des plantes sauvages et cultivées. L'amélioration des pratiques agricoles et des règlements devrait inclure plus d'éducation et d'information strictes pour l'ensemble des acteurs du milieu agricole sur ce sujet. La pollinisation et les risques liés à l'utilisation des pesticides devraient faire l'objet d'un volet de formation obligatoire pour les agronomes et les utilisateurs en milieu agricole. Ce type de formation devrait être assuré par des experts indépendants et des représentants de la filière apicole. Il devrait y avoir une rigueur accrue dans l'application de la réglementation et en cas de non-respect, des sanctions devraient être appliquées.

5.4.4 Améliorer la gestion des parasites du bourdon (*Bombus impatiens*)

Étant donné l'importance des bourdons comme pollinisateurs des cultures et des fleurs sauvages, des mesures doivent être prises pour prévenir de nouvelles baisses. En Amérique du Nord, la baisse catastrophique de certaines espèces de bourdons depuis les années 1990 est probablement imputable à l'introduction accidentelle de parasites exotiques venus de l'Europe. Ces introductions sont le résultat du commerce mondial des bourdons mellifères utilisés pour la pollinisation des cultures en serre. Au Québec, le bourdon commercial est aussi utilisé pour la pollinisation en champ des bleuets et des canneberges. L'amélioration de la gestion des parasites des bourdons pourrait aider à diminuer ou même éliminer ces agents pathogènes. Il serait aussi recommandable de prendre des mesures qui permettraient de réduire le chevauchement en nature des populations de bourdons introduits avec celles des espèces sauvages, évitant ainsi une transmission du parasite.

6. RECOMMANDATIONS DE RECHERCHE ET D'AVANCEMENT DES CONNAISSANCES

Il est important de bien identifier les lacunes dans nos connaissances sur la façon de protéger et de promouvoir populations d'abeilles qui sont importantes pour la pollinisation des cultures agricoles ainsi que des plantes

indigènes. Une poursuite de travaux déjà initiés ainsi que des recherches supplémentaires sur des sujets déjà abordés sont nécessaires afin de combler les lacunes dans nos connaissances concernant un large éventail de questions touchant les pollinisateurs.

Plusieurs sujets de recherche en regard de ces questions seront ici recommandés. Les thèmes traités relèvent logiquement des préoccupations signalées dans le chapitre 4. Plusieurs recommandations sont aussi émises à partir d'autres sources dont les plus importantes sont le Canadian pollinator initiative (CANPOLIN) (Kevan *et al.* 2008) et le North American Pollinator Initiative (NRC, 2007) et The forgotten pollinator (Buchmann et Nabhan, 1996).

6.1. Développer une expertise en systématique des pollinisateurs

De nombreuses recommandations visant à freiner le déclin des pollinisateurs font appel à nos connaissances sur les espèces présentes dans un environnement. On conseille de documenter et d'évaluer le nombre et la diversité des groupes de pollinisateurs. Toutefois, on s'aperçoit que lorsqu'on doit pousser notre exploration au niveau de l'espèce, il est souvent difficile de trouver un expert pour identifier ou valider les spécimens. Le déclin du spécialiste en taxinomie des insectes pollinisateurs devient aussi inquiétant que le déclin des pollinisateurs eux-mêmes.

Certaines espèces sont sur liste des espèces menacées d'extinction de l'Union mondiale pour la conservation de la nature. Il serait important de savoir reconnaître ces espèces afin de pouvoir appliquer des mesures de conservation adéquate de leur habitat. Tel que mentionné par O'Tool (2002), sans efforts d'investissements plus soutenus dans la taxinomie des abeilles, nous risquons de ne pas vraiment savoir ce que nous essayons de conserver.

Recommandation : Former une relève en systématiques des insectes pollinisateurs et appuyer leur avancement par du financement et une forme de mentorat.

6.2 Identification des espèces de pollinisateurs indigènes utiles pour la production agricole.

Dans les écosystèmes agricoles, une bonne gestion des insectes pollinisateurs peut fournir un complément de pollinisation pour certaines cultures. La qualité et l'ampleur de ces services de pollinisation sont toutefois encore mal comprises. Il faudrait dans un premier temps recenser les espèces présentes sur les fleurs d'une culture, apprendre à reconnaître celles qui pourraient avoir un potentiel intéressant pour la pollinisation et ensuite quantifier leur contribution à la production agricole.

Recommandations : Mieux connaître le rôle des espèces sauvages dans la pollinisation des cultures

- Identifier les insectes présents sur les fleurs d'une culture et leur efficacité pollinisatrice.
- Identifier l'importance économique des pollinisateurs des plantes

6.3 Identifier des pollinisateurs indigènes qui pourraient être commercialisés.

Il existe des espèces d'abeilles sauvages qui pourraient être gérées pour la pollinisation, comme il est fait pour le bourdon et l'abeille mellifère. Les pollinisateurs naturels de diverses légumineuses, des pommes, des poires et des cerises par exemple, sont des pollinisateurs efficaces et fiables. Quelques espèces d'abeilles solitaires, telles que l'abeille de la citrouille (*Peponapis pruinosa*), sont d'importants pollinisateurs de la citrouille. Il pourrait exister un grand potentiel pour étendre l'usage des pollinisateurs retrouvés sur les fleurs d'une plante cultivée, à d'autres cultures. D'autre part, il est important qu'un candidat ciblé pour devenir un pollinisateur introduit (ou géré) ne détienne pas le potentiel de devenir une espèce exotique envahissante pouvant déplacer des espèces indigènes.

Recommandation : Développer de nouveaux pollinisateurs commerciaux

- Examiner la possibilité d'élevage en masse en but de commercialisation d'espèces identifiées pour leur grand potentiel comme pollinisateurs de la fleur de certaines cultures.

- Étudier la compétition entre les pollinisateurs indigènes et les pollinisateurs qui seraient des candidats potentiels pour la commercialisation.

6.4 Étudier les relations entre les plantes et les pollinisateurs

Plusieurs interactions entre les plantes et pollinisateurs sont déjà bien comprises. Il serait cependant judicieux de s'assurer que les connaissances concernant les espèces rares et clé de voûte, du point de vue écologique ou commercial, soient complètes et nettement bien interprétées.

Les espèces botaniques réagissent différemment aux perturbations, nous ne savons pas comment un chambardement au niveau du paysage pourra influencer les conséquences bénéfiques qui résultent de la coévolution entre les plantes et les pollinisateurs. Il est important de connaître la relation entre la diminution des populations de pollinisateurs et le potentiel de disparition en cascade des espèces qui les abritent et qui dépendent d'eux pour la reproduction.

Recommandation : Acquérir une meilleure connaissance des systèmes de pollinisation en milieu naturel.

- Approfondir la compréhension scientifique de la dynamique pollinisation dans différents écosystèmes et les conséquences de la diminution des insectes pollinisateurs ou des plantes hôtes.
- Étudier les relations entre les caractéristiques morphologiques des fleurs de plantes indigènes, les mécanismes de pollinisation et les visiteurs de ces fleurs, selon différents écosystèmes.
- Étudier la mise à fruit des plantes indigènes en fonction du nombre de visites de leurs pollinisateurs naturels et les conséquences d'une diminution ou d'une absence de ces visites.

6.5 Développer l'aménagement du paysage agricole

La préservation ou la restauration de plantes sauvages dans un agroécosystème pourrait être bénéfiques pour la pollinisation des cultures en attirant un surplus de pollinisateurs sur les cultures et dans les environs. En retour, la présence de ces insectes pollinisateurs pourrait servir de complément aux pollinisateurs introduits pour améliorer les rendements. D'autre part, la présence des plantes sauvages pourrait au contraire, par compétition, exercer une influence négative sur la production en attirant les pollinisateurs introduits loin de la culture ciblée.

Il faut connaître l'importance des plantes qui sont présentes dans un milieu pour le soutien des pollinisateurs. Une bonne compréhension de la phénologie de la flore et de la faune pollinisatrice dans les paysages agricoles pourrait aider à déterminer l'orientation (positif ou négatif) et l'ampleur de l'influence de ces plantes sur la pollinisation les cultures.

Recommandation : Acquérir une meilleure compréhension de la valeur écologique et commerciale des écosystèmes agricoles qui abritent les pollinisateurs sauvages et l'impact de différentes pratiques agricoles sur ces milieux.

- Étudier la conséquence de la fragmentation de l'habitat en milieu agricole sur les populations de pollinisateurs
- Évaluer les répercussions des pratiques agricoles sur les ressources alimentaires des pollinisateurs
- Estimer la présence d'un effet de compétition entre les pollinisateurs indigènes et les pollinisateurs introduits dans différentes cultures.
- Évaluer les effets d'un aménagement agricole, d'une restauration d'habitat ou de l'implantation de parcelles de butinage, sur la densité des pollinisateurs sauvages dans une culture.

6.6 Protéger les sites de butinage et restaurer des habitats dégradés pour favoriser les pollinisateurs

La diversité et l'abondance des pollinisateurs dans les terres boisées sont corrélées de façon positive avec l'importance des superficies des fragments forestiers. Une perte de pollinisateurs dans ces fragments se traduit par une réduction des semences pour l'ensemble de la flore.

L'étalement urbain et le développement de l'agriculture ont occasionné une diminution dans les aires des habitats des pollinisateurs sauvages. Ainsi, la recherche sur les pollinisateurs indigènes doit aller au-delà de la conservation des espèces, à la conservation des habitats et des écosystèmes. On doit mieux comprendre la dynamique migratoire des pollinisateurs et savoir identifier, dans le but de protéger, des sites de butinage le long des corridors de migration des pollinisateurs.

Recommandation : Identifier les caractéristiques des habitats essentiels à la survie, la reproduction et l'augmentation des populations de pollinisateurs indigènes.

- Dans différents écosystèmes, identifier les superficies nécessaires pour assurer un habitat viable pour les pollinisateurs.
- Étudier la phénologie de la floraison des espèces choisies pour la constitution d'un mélange de ressources florales idéale aux fins de restauration des habitats.
- Évaluer l'efficacité de la restauration d'un milieu en matière de conservation des espèces ciblées.
- Effectuer des études de suivis des populations de pollinisateurs suite à la mise en œuvre d'un plan de gestion ou de restauration.
- Étudier la spécialisation relative et la compatibilité morphologique des diverses espèces de pollinisateurs envers certaines familles botaniques pour la récolte du nectar et du pollen.

6.7 Acquérir une meilleure compréhension de l'impact des pesticides

Il est connu qu'un mauvais usage des pesticides agricoles est nocif au développement des colonies d'abeilles mellifères. De la même façon, il est impératif d'améliorer la compréhension de la relation entre l'usage des pesticides et les espèces sauvages. Le développement éventuel d'un outil de terrain permettant de mesurer l'impact des pesticides sur les populations naturelles permettrait de mieux protéger ces espèces. Une meilleure gestion de ces produits de phytoprotection permettrait de renforcer les populations naturelles de pollinisateurs qui contribuent à un rendement accru des cultures.

Recommandation : Réduire la mortalité des pollinisateurs résultant de l'usage excessif des pesticides

- Étudier les effets létaux et sublétaux des pesticides (insecticides, herbicides) sur les pollinisateurs sauvages
- Effectuer des recherches sur l'impact à long terme des pesticides sur les populations naturelles

6.8 Étudier les pathogènes d'insectes pollinisateurs sauvages

Enfin d'encourager l'utilisation des pollinisateurs introduits pour la pollinisation des cultures, il est urgent de continuer à assurer que les maladies et les parasites soient contrôlés.

Chez l'abeille mellifère (*Apis mellifera*), plusieurs avenues de recherche sont déjà été développées pour étudier les différents pathogènes de l'espèce (maladies et parasites). D'autre part, les parasites des autres espèces introduites sont moins étudiés. Ces pathogènes ont le potentiel de se transmettre aux populations sauvages de la même espèce.

Recommandations : Élaborer et mettre en œuvre une gestion des agents pathogènes (parasites et la maladie) afin de prévenir des retombées néfastes pour les populations sauvages.

- Étudier les pathogènes des abeilles découpeuses de la luzerne (*Megachile rotundata*) et développer des méthodes visant à améliorer la viabilité de ces populations lorsqu'elles sont introduites pour la pollinisation des cultures.
- Effectuer des recherches sur la contamination des bourdons sauvages par les espèces introduites pour la pollinisation en serre.

6.9 Utiliser l'abeille mellifère comme bioindicateur

L'abeille mellifère (*Apis mellifera* L.) est reconnue à travers le monde comme étant un indicateur environnemental efficace. Les abeilles sont utilisées à l'échelle mondiale comme outils de biosurveillance afin d'évaluer les risques environnementaux de produits dangereux (NRC, 1991; Warren-Hicks *et al.*, 1989; Bromenshenk, 1992; Bromenshenk *et al.*, 1995). La ruche d'abeilles mellifères est un organisme vivant complexe et organisé très sensible à de nombreux polluants chimiques à des doses extraordinairement faibles, parfois 2 à 3 ppm, comme dans le cas des insecticides systémiques.

Les impacts des traitements phytosanitaires, et d'autres produits contaminants, sur la mortalité et le développement sont plus difficiles à évaluer chez les pollinisateurs naturels que chez l'abeille mellifère, qui revient à ruche, et où le suivi des populations est plus facilement réalisable. Il y a donc un intérêt certain dans l'utilisation de l'abeille comme sentinelle pour la protection de ces organismes non visés. L'évaluation de la santé environnementale d'un milieu pour la santé des pollinisateurs ainsi que la bio surveillance de régions exceptionnelles, telles que les bassins versant, pourrait faire l'objet de projets futurs utilisant l'abeille mellifère comme bio indicateur.

Recommandation : Effectuer des études sur l'impact des divers stress environnementaux sur les pollinisateurs indigènes en utilisant l'abeille domestique comme bioindicateur.

6.10 Étudier et suivre l'évolution des populations de colibris.

Chez quelques espèces de colibri, une tendance irrégulière a été observée dans l'abondance des populations : certaines populations semblent stables d'année en année, tandis d'autres connaissent une chute dramatique du nombre d'oiseaux qui revient chaque année. Il est urgent de bien comprendre les tendances dans les populations de Colibris et de bien comprendre les facteurs qui sont susceptibles de causer un déclin dans ces populations.

Recommandations :

- Étudier comment la perte de l'habitat et la fragmentation dans les corridors de migration peuvent affecter les populations.
- Vérifier si les changements climatiques peuvent causer un manque de synchronisme entre la reproduction des colibris et le pic d'abondance des plantes alimentaires dans les aires de reproduction à différentes latitudes.

6.11 Créer de nouveaux postes de recherche

Finalement, pour que tous ces objectifs de recherche puissent se réaliser, il est impératif de créer des postes de recherche en entomologie.

En agriculture, particulièrement dans le secteur des fruits et légumes, il est important de travailler sur l'identification de pollinisateurs qui ont un potentiel pour usage commercial et sur le développement et la mise en place de protocoles de gestion et de production en masse de ces espèces.

En écologie, il est essentiel de mieux pouvoir identifier les pollinisateurs sauvages et de connaître leur cycle de vie et leurs exigences écologiques (site de nidifications, plantes hôtes, compétiteurs..), et ce, dans différents types de milieux naturels.

7. CONCLUSIONS

La reproduction de plus de 80 % des espèces végétales de la planète dépend de la pollinisation croisée, assurée par les animaux. Plusieurs de ces précieuses espèces sont menacées de subir un déclin dans l'effectif de leurs populations. Divers facteurs seraient en causes. Alors que le déclin des colonies d'abeilles mellifères et de bourdons domestiqués et les causes de ce déclin sont évidents et clairement documentés, la communauté scientifique est quelque peu divisée quant au sort des pollinisateurs sauvages. Certaines études montrent clairement une persistance à long terme de certains membres de communautés complexes d'abeilles. Cependant, les spécialistes semblent s'entendre pour dire que les baisses locales bien documentées dans les populations d'abeilles sauvages sont probablement symptomatiques d'une perte de la diversité biologique à une plus grande échelle. On souligne la nécessité d'un recours à des techniques de recensement uniformisées et à des études à plus long terme pour clarifier cette inquiétude. Un manque de données spatio-temporelles et saisonnières sur la richesse et l'abondance des pollinisateurs, en particulier les abeilles, semble faire obstacle à notre compréhension de la situation actuelle. Il serait donc nécessaire d'affiner les méthodes d'enquête et d'échantillonnage utilisées pour évaluer la situation des communautés de pollinisateurs en général.

Les populations d'abeilles et d'autres insectes pollinisateurs ont besoin de sites de nidification (un sol meuble, des nids de souris abandonnés, du bois mort, des terriers, etc.) et de ressources florales (offrant du nectar et du pollen) pour se maintenir. Ces ressources environnementales se raréfient à cause des pratiques agricoles modernes comme la récolte en rangée, le pâturage et la fragmentation d'habitats en parcelles trop petites pour soutenir les diverses communautés de pollinisateurs (Kearns *et al.*, 1998; Kevan, 1999, 2001; Kevan *et al.*, 1990). Les perturbations anthropiques excessives comme le fauchage des talus, des bords de route et des lieux publics pourraient conduire à la perte de plantes hôtes et de leurs pollinisateurs spécialisés. Toutefois, la majorité des abeilles des régions tempérées sont polylectiques (Minekley et Roulston, 2006) et peuvent donc utiliser une large gamme d'espèces végétales dans différents types d'habitats. Les abeilles et les autres pollinisateurs peuvent donc survivre dans les zones urbaines et les banlieues si celles-ci offrent des sites propices à la nidification et une diversité florale capable de fournir du nectar et du pollen durant toute la saison de croissance (Cane *et al.*, 2006; Frankie *et al.*, 2005). Les mesures visant à conserver le paysage doivent donc prévoir un équilibre entre les besoins des espèces pollinisatrices indigènes et ceux des humains.

L'introduction de nouveaux pollinisateurs dans un milieu, qu'elle soit volontaire ou involontaire, risque de perturber les communautés locales. L'ampleur de cette perturbation dépend de bien des facteurs parmi lesquels les plus importants sont la phénologie des plantes et des insectes (calendrier saisonnier de leur développement), l'abondance des pollinisateurs introduits et indigènes et leur chevauchement dans l'exploitation des ressources. Étant donné la complexité des interactions entre ces facteurs, les impacts écologiques potentiels des pollinisateurs introduits sur les espèces indigènes sont incertains et difficiles à quantifier (Goulson, 2003b; Schaffer *et al.*, 1983). Les chercheurs croient toutefois que ces impacts sont susceptibles de s'avérer mineurs par rapport à des perturbations majeures comme la perte d'habitats ou l'application de pesticides. Il ne faut toutefois pas négliger les effets des pollinisateurs introduits dans un écosystème car ils ont le potentiel de faire compétition aux pollinisateurs indigènes qui jouent souvent un rôle écologique essentiel (Paine, 1966; Thorp et Gordon, 1992; Thorp *et al.*, 1994).

Les facteurs météorologiques influencent directement le vol des pollinisateurs et, indirectement, la production de pollen et de nectar dans les fleurs qu'ils butinent. La température constitue un facteur important pouvant limiter le vol des insectes et la disponibilité du pollen, mais l'intensité lumineuse, la pluie et l'humidité relative jouent aussi un rôle.

Les impacts des changements climatiques sur les pollinisateurs sont difficiles à estimer, car il est très difficile d'évaluer les effets propres à chacun de ces facteurs et impossible de prévoir les dommages faits aux interactions plantes/pollinisateurs qui pourraient découler de phénomènes météorologiques extrêmes (Harrison 2000; Meehl et

Tebaldi, 2004). De plus, il faut tenir compte du fait que les changements climatiques auront des conséquences sur d'autres stades de vie des pollinisateurs, les stades larvaires et les individus migrateurs par exemple.

Quelles qu'en soit la cause, les pertes de pollinisateurs, ont le potentiel de réduire les services de pollinisation dans les milieux naturels et aménagés. Ces pertes ont aussi des conséquences sur les plantes cultivées qui dépendent de la pollinisation pour la production de graines et de fruits.

En plus de la valeur associée à une augmentation de la production agricole, on peut considérer que certaines espèces de pollinisateurs ont une valeur commerciale, établie ou potentielle, associée aux services de location pour la pollinisation des cultures. D'autre part, les services écosystémiques de la pollinisation sont beaucoup plus difficiles à estimer. On ne peut qu'en reconnaître leur importance incalculable.

Les points essentiels de la conservation des pollinisateurs dans les zones urbaines, semi-urbaines, agricoles sont les suivantes :

1. Reconnaître les pollinisateurs sauvages et leurs habitats qui sont déjà établis
2. Créer des sites de nidification pour les abeilles
3. Fournir une gamme de plantes à fleurs indigènes qui fleurissent tout au long de la saison de croissance
4. Réajuster les pratiques de gestion des terrains existants afin d'éviter de causer un préjudice aux pollinisateurs déjà présents
5. Améliorer, restaurer ou créer des habitats pour les papillons et les abeilles.
6. Ne pas utiliser de pesticides.

8. RÉFÉRENCES

- Abe, T., S. Makino and I. Okochi. 2008. Why have endemic pollinators declined on the Ogasawara Islands? *Biodiversity and Conservation*, vol. 17, n° 6, pp. 1465-1473.
- Abu-Asab, M.S., P.M. Peterson, S.G. Shetler and S.S. Orli. 2001. Earlier plant flowering in spring as a response to global warming in the Washington, DC, area. *Biodiversity and Conservation*, vol. 10, n° 4, pp. 597-612.
- Adey, M., P. Walker and P.T. Walker. 1986. *Pest Control Safe for Bees. A Manual and Directory for the Tropics and Subtropics*. Cardiff: International Bee Research Association. P. 224 .
- Agriculture and Agrifood Canada - Market and Industry Services Branch Horticulture and special Crops Division. 2001. The Value of Honeybee Pollination in Canada. Online: <http://www.honeycouncil.ca/users/folder.asp?FolderID=5174>. Accessed on December 6, 2007.
- Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, P.A. Cox, V. Dalton, P. Feinsinger, M. Ingram, D. Inouye, C.E. Jones, K. Kennedy, P. Kevan, H. Koopowitz, R. Medellin, S. Medellin-Morales and G.P. Nabhan. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*, vol. 12, n° 1, pp. 8-17.
- Alvim P. 1984. Flowering of cocoa. *Cocoa Growers' Bulletin.*, vol. 35, pp. 23-31.
- Anderson, P.L., R.L. Hellmich, R. Jarrad, J.R. Prasifka and L.C. Lewis. 2005. Effects on fitness and behavior of monarch butterfly larvae exposed to a combination of Cry1Ab-Expressing corn anthers and pollen. *Environmental Entomology*, vol. 34, n° 4, pp. 944-952.
- Association des Producteurs de Canneberges du Québec (APCQ). 2008. Web site of Quebec's cranberry producers. <http://www.producteurscanneberge.com>
- Aras P, D. De Oliveira and L. Savoie. 1996. Effect of a honey bee (hymenoptera: Apidae) gradient on the pollination and yield of lowbush blueberry. *Journal of Economic Entomology*, vol. 89, n° 5, pp. 1080-1083.
- Asner, G.P., A.J. Elmore, L.P. Oleter, R.E. Martin and A.T. Harris. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 29, pp. 261-299.
- Bailey, J., C. Scott-Dupree, R. Harris, J. Tolman and B. Harris. 2005. Contact and oral toxicity to honey bees (*Apis mellifera*) of agents registered for use for sweet corn insect control in Ontario, Canada. *Apidologie*, vol. 36, n° 4, pp. 623-633.
- Bailey, W.G., H. Lerer and P.F. Mills. 1982. Humidity and the pollination activity of *Megachile rotundata*. *Environmental Entomology*, vol. 11, n° 5, pp. 1063-1066.
- Banaszak J. 1995. Natural resources of wild bees in Poland and an attempt at estimation of their changes. pp. 11-25 in Banaszak J. (ed) *Changes in fauna of wild bees in Europe*. Pedagogical Univ., Bydgoszcz, Poland.
- Barclay, J.S. and J.O. Moffett. 1984. The Pollination Value of Honey Bees to Wildlife. *American Bee Journal*, vol. 124, n° 7, pp. 497-498.
- Barrett, S.C.H. and J. Kohn. 1991. The genetic and evolutionary consequences of small population size in plant: implications for conservation. In: *Genetics and Conservation of Rare Plants* (Eds. D. Falk & K.E. Holsinger), pp. 3-30. Oxford University Press.

- Barette, É. 2001. Biologie des visiteurs des fleurs dans la culture de la canneberge *Vaccinium macrocarpon* Aiton, région des Bois-Francs, Québec. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en biologie. Éditeur: Université Laval. Québec.
- Barrette, D. 1999. Importance de l'abeille domestique (*Apis mellifera* L.) dans la pollinisation de la citrouille (*Cucurbita pepo* L.) au Québec. Mémoire présenté comme exigence de la maîtrise en sciences biologiques. Éditeur : Université du Québec à Montréal.
- Barthell, J.F., G.W. Frankie and R.W. Thorp. 1998. Invader effects in a community of cavity nesting megachilid bees (Hymenoptera: Megachilidae). *Environmental Entomology*, vol. 27, n° 2, pp. 240–247.
- Barthell, J.F., J.M. Retail, R.W. Thorp and A.M. Wenner. 2001. Promotion of seed set in yellow star-thistle by honey bees: evidence of an invasive mutualism. *Ecological Applications*, vol. 11, n° 6, pp. 1870-1883.
- Barthell, J.F. and R.W. Thorp. 1995. Nest usurpation among females of an introduced leafcutter bee, *Megachile apicalis*. *Southwestern Entomologist*, vol. 20, n° 2, pp. 117–124.
- Bartholomew, C.S. and K.V. Yeagan. 2001. Phenology of milkweed (asclepiadaceae) growth and monarch (lepidoptera: Nymphalidae) reproduction in kentucky and ovipositional preference between common and honeyvine milkweed. *Journal of the Kansas Entomological Society*, vol. 74, n° 4, pp. 211-220.
- Batra, S. 1994. Diversify with Pollen Bees. *American Bee Journal*, vol. 134, n° 9, pp. 591-593.
- Biesmeijer J.C., S.P. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemueller, M. Edwards, T. Peeters, A. Schaffers, S.G. Potts, R. Kleukers, C.D. Thomas, J. Settele and W.E. Kunin. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, vol. 313, n° 5785, pp. 351–354.
- Bijlsma R, N.J. Ouborg and T.R. Van. 1994. On genetic erosion and population extinction in plants: A case study in *scabiosa columbaria* and *salvia pratensis*. Birkhauser. 255 p.
- Boggs C.L. and C.L. Ross. 1993. The effect of adult food limitation on life history traits in *speyeria mormonia* (lepidoptera: Nymphalidae). *Ecology*, vol. 74, n° 2, pp. 433-441.
- Both, C., S. Bouwhuis, C. M. Lessells and M. E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, vol. 441, n° 7089, pp. 81-83
- Bradley K.L. and K.S. Pregitzer. 2007. Ecosystem assembly and terrestrial carbon balance under elevated CO₂. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 22, n° 10, pp. 538-47.
- Brault, A.-M. and D. de Oliveira. 1995. Seed number and an asymmetry index of "McIntosh" apples. *HortScience*, vol. 30, n° 1, pp. 44-46.
- Brødsgaard, H., C. Brødsgaard, H. Hansen and G. I. Lovei. 2003. Environmental risk assessment of transgene products using honey bee (*Apis mellifera*) larvae. *Apidologie*, vol. 34, n° 2, pp. 139–145.
- Bromenshenk J.J., C.B. Henderson, R.A. Seccomb, S.D. Rice, R.T. Etter, S.F.A. Bender, P.J. Rodacy, J.A. Shaw, N.L. Seldomridge, L.H. Spangler and J.J. Wilson. 2003. Can honey bees assist in area reduction and letmine detection? *Journal of Mine Action (Research, Development and Technology in Mine Action)*, Issue 7.3.
- Bromenshenk, J.J., G.C. Smith and V.J. Watson. 1995. Assessing ecological risks in terrestrial systems with honey bees. Pp. 9–30 in *Biomonitoring and Biomarkers as Indicators of Environmental Change*, F.M. Butterworth, ed. New York: Plenum Press.

- Brown, B. J. and R. J. Mitchell 2004. Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener. *Ecologia*, vol. 129, n° 1, pp. 43-49.
- Buchmann, S.L. and G.P. Nabhan. 1996. *The Forgotten Pollinators*. Island Press, Washington, D.C. 292 p.
- Butz Huryn, V.M. 1997. Ecological impacts of introduced honey bees. *Quarterly Review of Biology*, vol. 72, n° 3, pp. 275-297.
- Calder, W.A. 2004. Rufous and broad-tailed hummingbirds—Pollination, migration, and population biology. Pp. 59–79 in *Conserving Migratory Pollinators and Nectar Corridors in Western North America*, G.P. Nabhan, ed. Tucson: University of Arizona Press.
- Callicott, J. B. 1989. In *Defence of the Land Ethic : Essays in Environmental Philosophy*, Albany (N.Y.), State University of New-York Press, 340 p.
- Cane, J.H. 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? *Conservation Ecology*, vol. 5, n° 1, pp. U149-U161.
- Cane, J.H. 2003. Exotic nonsocial bees (Hymenoptera: Apiformes) in North America: ecological implications. Pp. 113-126. In: K. Strickler, and J.H. Cane. (Eds.). *For Nonnative Crops, Whence Pollinators of the Future?* Thomas Say Publications in Entomology: Proceedings, Entomological Society of America. Lanham, MD.
- Cane, J.H., R.L. Minckley, L.J. Kervin, T.H. Roulston and N.M. Williams. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, vol. 16, n° 2, pp. 632–644.
- Cane, J.H. and D. Scjiffhauer. 2003. Dose-response relationships between pollination and fruiting refine pollinator comparisons for cranberry (*Vaccinium macrocarpon* [Ericaceae]). *American Journal of Botany*, vol. 90, n° 10, pp. 1425-1432.
- Cane, J.H. and S. Sipes. 2006. Characterizing floral specialization by bees: Analytical methods and a revised lexicon of oligolecty. Pp. 99-122. In: Waser, N.M. and Ollerton, J. (Eds.). *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. University of Chicago Press. Chicago.
- Cane, J. H. and V. J. Tepedino. 2001. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: detection, evidence, and consequences. *Conservation Ecology*, Vol. 5, n° 1 [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art1>.
- Cartar, R.V. 2005. Short-term effects of experimental boreal forest logging on bumble bees, bee-pollinated flowers, and the bee-flower match. *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, n° 8, pp. 1895-1907.
- Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 1998. Guide d'identification des mauvaises herbes du Québec. MAPACPV (Eds). 262 p. ISBN : 978-2-89457-162-0
- Chacoff, N.P. and M.A. Aizen. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, vol. 43, n° 1, pp. 18-27.
- Chagnon, M. 2004. Introduction de mégachiles dans une cannebergière de la région des Bois-Francs. Le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Direction régionale du Centre du Québec.
- Chagnon M, J. Gingras and D. de Oliveira. 1989. Effect of honey bee (hymenoptera: Apidae) visits on the pollination rate of strawberries. *Journal of Economic Entomology*, vol. 82, n° 5, pp. 1350-1353.

- Chagnon M, J. Gingras and D. de Oliveira. 1991. Honey bee (hymenoptera: Apidae) foraging behavior and raspberry pollination. *J Econ Entomol.*, vol. 84, n° 2, pp. 457-60.
- Chagnon M, J. Gingras and D. de Oliveira. 1993. Complementary aspects of strawberry pollination by honey and indigenous bees (hymenoptera). *Journal of Economic Entomology*, vol. 86, n° 2, pp. 416-20.
- Colla, S., M.C. Otterstatter, R.J. Gegear and J.D. Thomson. 2006. Plight of the bumblebee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological Conservation*, vol.129, n° 4, pp. 461-467.
- Colla, S. and L. Packer. 2008. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae). *Biodiversity and Conservation*. (in press).
- Collins, S.A., G.E. Robinson and J.K. Conner. 1997. Foraging behavior of honey bees (Hymenoptera: Apidae) on *Brassica nigra* and *B. rapa* grown under simulated ambient and enhanced UV-B radiation. *Annals of the Entomological Society of America*, vol. 90, n° 1, pp. 102–106.
- Conseil de la conservation et de l'environnement, 1990. Terres humides durables : un défi international des années 1990. Forum national de la politique. Publié en partenariat avec Environnement Canada, l'Institut canadien des urbanistes, Canards Illimités Canada, et la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie. 20 p.
- Corbet, S.A, I.H. Williams and J.L. Osborne. 1991. Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee World*, vol. 72, n° 2, pp. 47-59.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot., S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, vol. 387, pp. 253-260 .
- Crozier, L. 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Ecologia*, vol. 135, n° 4, pp. 648–656.
- Danka, R.G., T.E. Rinderer, A.M. Collins and R.L. Hellmich II. 1987. Responses of Africanized honey bees (Hymenoptera: Apidae) to pollination-management stress. *Journal of Economic Entomology*, vol. 80, n° 3, pp. 621–624.
- Danka, R.G., J.D. Villa and N.E. Gary. 1993. Comparative foraging distances of Africanized, European and hybrid honey bees (*Apis mellifera* L.) during pollination of cantaloupe (*Cucumis melo* L.). *Bee Science*, vol. 3, n° 1, pp. 16–21.
- D'Antonio, C.M, and P.M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 23, pp. 63–87.
- Davis, A.R. 2003. Influence of elevated CO₂ and ultraviolet-B radiation levels on floral nectar production: a nectary-morphological perspective. *Plant Systematics and Evolution*, vol. 238, n° 1-4, pp. 169–181.
- Delaplane, K.S. and D.F. Mayer. 2000. *Crop Pollination by Bees*. Oxon: CAB International.
- De Oliveira, D. 2005. Évaluation économique de l'abeille domestique, en 2005, au Québec. Congrès SEQ, 2005
- Desjardins È.-C. and D. de Oliveira. 2006. Commercial Bumble Bee *Bombus impatiens* (Hymenoptera: Apidae) as a Pollinator in Lowbush Blueberry (Ericale: *Ericaceae*) Fields. *Journal of Economic Entomology*, vol. 99, n° 2, pp. 443-449.

- Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B—Biological Sciences*, vol. 268, n° 1483, pp. 2391–2396.
- Dupont, Y.L., D.M. Hansen, A. Valido and J.M. Olesen. 2004. Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation*, vol. 118, pp. 301–311.
- Eickwort, G.C. 1980. Two European species of *Chelostoma* established in New York State (Hymenoptera: Megachilidae). *Psyche*, vol. 87, n° 3-4, pp. 315–323.
- Eickwort, G.C. and H.S. Ginsberg. 1980. Foraging and mating behavior in Apoidea. *Annual Review of Entomology*, vol. 25, pp. 421-446.
- Fontaine, C., I. Dajoz, J. Meriguet and M. Loreau. 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology*, vol. 4, n° 1, pp. 129–135.
- Forister M.L. and A.M. Shapiro. 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, vol. 9, n° 7, pp. 1130– 1135.
- Frankie, G.W., R.W. Thorp, M. Shindler, J. Hernandez, B. Ertter and M. Rizzardi. 2005. Ecological Patterns of Bees and Their Host Ornamental Flowers in Two Northern California Cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, vol. 78, n° 1, pp. 227-246.
- Free, J.B. 1993. *Insect Pollination of Crops*. Academic Press, NY. 684 p.
- Free, J. and I. Williams. 1973. Genetic determination of honeybee (*Apis mellifera* L.) foraging preferences. *Annals of Applied Biology*, vol. 73, pp. 137-141.
- Frère Marie-Victorin, E. Rouleau, L. Brouillet et coll. 2002. *Flore laurentienne*, 3e édition. Gaëtan Morin éditeur Ltée. 1093 p.
- Frick, T. B. and D. W. Tallamy. 1996. Density and diversity of non target insects killed by suburban electric insect traps. *Entomological News*, vol. 107, n° 2, pp. 77-82.
- Fuentes, J. 2008. Flowers' fragrance diminished by air pollution. *Journal atmospheric environment*, University of Virginia.
- Gallai, N., J-M. Salles, J. Settele and B. E. Vaissière. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, pp. 810, 821.
- Ghazoul, J. 2005. Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 20, n° 7, pp. 367-373.
- Ghazoul J. 2007. Recognising the complexities of ecosystem management and the ecosystem service concept. *GAIA*, vol. 16. n° 3, pp. 215-21.
- Gingras D, J. Gingras and D. de Oliveira. 1999. Visits of honeybees (hymenoptera: Apidae) and their effects on cucumber yields in the field. *Journal of Economic Entomology*, vol. 92, n° 2, pp. 435-438.
- Girard, M. 2008. La pollinisation de la canneberge par trois pollinisateurs : l'Abeille domestique, le Bourdon Fébrile et la Mégachile de la luzerne. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en biologie. Université du Québec à Montréal.

- Godefroid, S. and N. Koedam, 2007. Urban plants species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, vol. 22, n° 8, pp. 1227-1241.
- Goulet, H. and J.T. Huber. 1993. *Hymenoptera of the World: An identification guide to families*. Agriculture Canada, Ottawa. Publ. 1894, 668 p.
- Goulson, D. 2003a Conserving wild bees for crop pollination. *Food, Agriculture and Environment*, vol. 1, n° 1, pp. 142–144.
- Goulson, D. 2003b Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 34, pp. 1–26.
- Goulson D. and L.C. Derwent. 2004. Synergistic interactions between an exotic honeybee and an exotic weed: Pollination of *lantana camara* in Australia. *Weed Research*, vol. 44, n° 3, pp. 195-202.
- Goulson D., M.E. Hanley, B. Darvill, J.S. Ellis and M.E. Knight. 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, vol. 122, n° 1, pp. 1-8.
- Goulson, D., W.O.H Hughes, L.C. Derwent and J.C. Stout. 2002. Colony growth of the bumblebee, *Bombus terrestris*, in improved and conventional agricultural and suburban habitats. *CEcologia*, vol. 130, n° 2, pp. 267-273.
- Goulson, D., G.C. Lye and B. Darvill. 2008. Decline and conservation of Bumble bees. *Annual Review of Entomology*, vol. 53, pp. 191-208.
- Greenleaf, S.S. and C. Kremen. 2006. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 103, n° 37, pp. 13890-13895.
- Grixti, J.C. and L. Packer. 2006. Changes in the bee fauna (Hymenoptera: Apoidea) of an old field site in southern Ontario, revisited after 34 years. *Canadian Entomologist*, vol. 138, n° 2, pp. 147–164.
- Hanley, M.E. and Goulson D. 2003. REVIEW: Introduced weeds pollinated by introduced bees: Cause or effect? *Weed Biology and Management*, vol. 3, n° 4, pp. 204-212.
- Harder, L.D. 1982. Functional differences of the proboscides of short- and long-tongued bees (Hymenoptera, Apoidea). *Canadian Journal of Zoology*, vol. 61, pp. 1580–1586.
- Harder, L.D. 1983. Flower handling efficiency of bumble bees: morphological aspects of probing time. *CEcologia*, vol. 57, n° 1–2, pp. 274–280.
- Harder, L.D. 1986. Effects of nectar concentration and flower depth on flower handling efficiency of bumble bees. *CEcologia*, vol. 69, n° 2, pp. 309–315.
- Heinrich, B. 1979. *Bumble Bee Economics*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Hellmich, R.L., B.D. Siegfried, M.K. Sears, D.E. Stanley-Horn, M.J. Daniels, H.R. Mattila, T. Spencer, K.G. Bidne and L.C. Lewis. 2001. Monarch larvae sensitivity to *Bacillus thuringiensis*-purified proteins and pollen. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 98, pp. 11925–11930.
- Henkes, R. 1997. Calling All Pollinators. *The Furrow*, pp. 10-13.
- Hill, J.K., C.D. Thomas and B. Huntley. 1999. Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings of the Royal Society of London*, vol. 266, n° 1425, pp. 1197–1206.

- Hocking, B. 1953. The intrinsic range and speed of flight of insects. Transactions of the Royal Entomological Society of London, vol. 104, pp. 223-345.
- Inouye, D. 2007. Impacts of Global Warming on Pollinators. *Wings: Essays on Invertebrate Conservation*. Magazine of the Xerces Society.
- Javorek, S.K., K.E. MacKenzie and S.P. Vander Kloet. 2002. Comparative pollination effectiveness among bees (Hymenoptera: Apoidea) on Lowbush Blueberry (Ericaceae: *Vaccinium angustifolium*). Annals of the Entomological Society of America, vol. 95, n° 3, pp. 345- 351.
- Johansen, C.A. and D.F. Mayer. 1990. Pollinator Protection. A Bee and Pesticide Handbook. Cheshire, Conn.: Wicwas Press.
- Jump, A.S. and J.Penuelas. 2006. Genetic effects of chronic habitat fragmentation in a wind-pollinated tree. Proceedings of the National Academy of Sciences USA., vol. 103, n° 21, pp. 8096-8100.
- Kato, M., A. Shibata, T. Yasui. and H. Nagamasu, H. 1999. Impact of introduced honeybees, *Apis mellifera*, upon native bee communities in the Bonin (Ogasawara) Islands. Researches on Population Ecology, vol. 41, n° 2, pp. 217-228.
- Kaufmann T. 1975. Cocoa pollination by males of *Forcipomyia squamipennis* (Diptera: Ceratopogonidae) in Ghana. Trop. Agric. (Trinidad), vol. 52, n° 1, pp. 71-74.
- Kearns C.A. 1990. The role of fly pollination in montane habitats. Ph.D. Dissertation, University of Maryland, College Park. 208 p.
- Kearns, C.A. and D.W. Inouye. 1997. Pollinators, flowering plants, and conservation biology. BioScience, vol. 47, n° 5, pp. 297–307.
- Kearns, C.A., D.W. Inouye and N.M. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. Annual Review of Ecology and Systematics, vol. 29, pp. 83–112.
- Kells, AR, J.M. Hollet JM and D. Goulson. 2001. The value of uncropped field margins for foraging bumblebees. Journal of Insect Conservation, vol. 5, n° 4, pp. 283-91.
- Kevan, P.G. 1975. Pollination and Environmental Conservation, Environmental Conservation, vol. 2, n° 4, pp. 293–297.
- Kevan, P.G. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: Species, activity and diversity. In: Paoletti, M. (Editor), Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes: Practical Uses of Invertebrates to Assess Sustainable Land Use. Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 74, pp. 373-393.
- Kevan, P.G. 2001. Pollination: Plinth, pedestal, and pillar for terrestrial productivity. The why, how, and where of pollination protection, conservation, and promotion. Pp. 7-68. In: Stubbs, C.S. and Drummond, F.A. (Eds.), *Bees and crop pollination - Crisis, crossroads, conservation* (Thomas Say Publications in Entomology, Entomological Society of America, Lanham, MD).
- Kevan, P.G. 2003. Pollination for the 21st Century: integrating pollinator and plant interdependencies. Pp. 181-204. In: K. Strickler and Cane, J.H. (Eds.), *Non-native Crops: Whence Pollinators of the Future?* Thomas Say Publications in Entomology, Entomological Society of America, Lanham, MD.
- Kevan, P. G. *and al.* 2008. Research Proposal to NSERC, February, 2008; funded October 2008.

- Kevan, P.G., E.A. Clark and V.G. Thomas. 1990. Insect pollinators and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, vol. 5, n° 1, pp. 13–22.
- Kevan, P.G., C.F. Greco and S. Belaousoff. 1997. Log-normality of biodiversity and abundance in diagnosis and measuring of ecosystemic health: pesticide stress on pollinators on blueberry heaths. *Journal of Applied Ecology*, vol. 34, n° 5, pp. 1122-1136.
- Kevan, P.G. and V.L. Imperatriz-Fonseca, eds. 2002. *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Proceedings of the Workshop on the Conservation and Sustainable Use of Pollinators in Agriculture, with Emphasis on Bees, held in S. Paulo, Brazil in October 1998. Brazil: Ministry of Environment. 313 p.
- Kevan, P.G., H.O. Koopowitz, R.P. Medellin, S.Q. Medellin-Morales, and G.P.R. Nabhan. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*, vol. 12, n° 1, pp. 8-17.
- Kim, J. N. Williams and C. Kremen. 2006. Effects of cultivation and proximity to natural habitat on ground-nesting native bees in California sunflower fields. *Journal of the Kansas Entomological Society*, vol. 79, n°4, pp. 309–320.
- Klanderud, K. and H.J.B. Birks. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene*, vol. 13, no.1, pp. 1–6.
- Klein, A.M., B.E. Vaissière, J.H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S.A. Cunningham, C. Kremen and T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, vol. 274, n° 1608, pp. 303–313.
- Krombein, K.V., P.D. Hurd, D.R. Smith and B.D. Burks. 1979. *Catalog of Hymenoptera in America north of Mexico*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C., USA, vol. 2, pp. 1199-2209.
- Lake J.C. and L.Hughes. 1999. Nectar production and floral characteristics of *Tropaeolum majus* L. grown in ambient and elevated carbon dioxide. *Annals of Botany*, vol. 84, pp. 535-541.
- Larson, D.L., P.J. Anderson and W. Newton. 2001. Alien plant invasion in mixed-grass prairie: effects of vegetation type and anthropogenic disturbance. *Ecological Applications*, vol. 11, no.1, pp. 128–141.
- Leopold, E.B. 1987. An ecological history of old prairie areas in southwestern Washington. *University of Washington Arboretum Bulletin*, vol. 50, n° 3, pp. 14-17.
- Lerer, H., W. G. Bailey, P.F. Mills and P. Pankiw, 1982. Pollination activity of *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Apoidea). *Environmental Entomology*, vol. 11, n° 5, pp. 997-1000.
- Lesica, P. and B. McCune. 2004. Decline of arctic-alpine plants at the southern margin of their range following a decade of climatic warming. *Journal of Vegetation Science*, vol. 15, n° 5, pp. 679–690.
- Losey, J.E., L.S. Rayor and M.E. Carter. 1999. Transgenic pollen harms monarch larvae. *Nature*, vol. 399, n° 6744, pp. 214.
- Losey, J.E. and Vaughan, M. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, vol. 56, n° 4, pp. 311-323.
- Louveaux, J. 1978. Nouveaux progrès dans le domaine de l'analyse du miel, *Bulletin Techniques Agricoles*, vol. 5, n° 1, 4 p.

- Lumsden, L. and Bennett, A. 2000. Bats in rural landscapes: a significant but largely unknown faunal component. In: *Balancing Conservation and Production in Grassy Landscapes*. Barlow, T. and Thorburn, R. (Eds.). Environment Australia, Canberra.
- MacKinnon D. S. and B. Freedman. 1993. Effects of Silvicultural Use of the Herbicide Glyphosate on Breeding Birds of Regenerating Clearcuts in Nova Scotia, Canada. *The Journal of Applied Ecology*, vol. 30, n° 3, pp. 395-406.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden, Mass.: Blackwell Publishers.
- Malone, L.A. and M.H. Pham-Delègue. 2001. Effects of transgene products on honey bees (*Apis mellifera*) and bumblebees (*Bombus* sp.). *Apidologie*, vol. 32, n° 4, pp. 287–304.
- Marlin, J.C. and W.E. LaBerge. 2001. The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. *Conservation Ecology*, vol. 5, n° 1, pp. 9.
- Matheson, A., S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich and I.H. Williams, eds. 1996. *The Conservation of Bees*. London: Academic Press.
- Matteson, K.C., J.S. Ascher and G.A. Langellotto. 2008. Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, vol. 101, n° 1, pp. 140–150.
- Maus, C., G. Curé, G. and R. Shcmuck. 2003. Safety of imidaclopride seed dressings to honey bees: a comprehensive overview and compilation of the current state of knowledge, *Bulletin of Insectology*, vol. 56, n° 1, pp. 51-57.
- McKenna, D.D., K.M. McKenna, S.B. Malcolm and M.R. Berenbaum. 2001. Roadkill Lepi-doptera: implications of roadways, roadsides, and traffic rates for the mortality of butterflies in central Illinois. *Journal of the Lepidopterist's Society*, vol. 55, n° 2, pp. 63–68.
- Memmott, J., N.M. Waser and M.V. Price. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B—Biological Sciences* vol. 271, n° 1557, pp. 2605–2611.
- Michener, C.D. 2000. *Bees of the World*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press. 913 p.
- Minorsky, P.V. 2001. The hot and the classic. *Plant Physiology*, vol. 127, n° 3 pp. 709–710.
- Morandin, L.A. and M.L. Winston. 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications*, vol. 15, n° 3, pp. 871–881.
- Morandin, L.A. and M.L. Winston. 2006. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 116, n° 3-4, pp. 289–292.
- Morse, R.A. and N.W. Calderone. 2000. The value of honey bees as pollinators of U.S. crops in 2000. *Bee Culture*, vol. 128, n° 3, pp. 1–15.
- Nabhan, G.P. and S.L. Buchmann. 1997. Services Provided by Pollinators, in *Nature's Services*, G. Daily ed. Washington D.C.: Island Press, pp. 133–150.
- National Research Council, 2007 Committee on the Status of Pollinators in North America,. *Status of Pollinators in North America*. The National Academies Press, Washington, DC.
- Osborne, J.L., C.S Awmack, S.J. Clark, I.H. Williams and V.C. Mills. 1997. Nectar and flower production in *Vicia faba* L. (field bean) at ambient and elevated carbon dioxide. *Apidologie*, vol. 28, n° 1, pp. 43-55.

- O'Toole C. 2002 Those Other Bees: Changing the Funding Culture. IN: Kevan P & Imperatriz Fonseca VL (eds) - Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature - Ministry of Environment / Brasília. pp. 37-40.
- Otterstatter, M.C. and J.D. Thomson. 2008. Does pathogen spillover from commercially reared bumble bees threaten wild pollinators? PLoS ONE, vol. 3, n° 7, pp. 2771.
- Packer, L. and Owen, R.E. 2001. Population genetic aspects of pollinator decline. Conservation Ecology, vol. 5, n° 4. Available at: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art4>,
- Paini, D.R. 2004. Impact of the introduced honey bees (*Apis mellifera*) (Hymenoptera: Apidae) on native bees: a review. Austral Ecology, vol. 29, n° 4, pp. 399-407.
- Paini, D.R. and Roberts, J.D. 2005. Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*). Biological Conservation, vol. 123, n° 1, pp. 103-112.
- Palmer-Jones, T. and P.G. Clinch, P.G. Honey bees essential for kiwifruit pollination. The Orchardist of New Zealand, vol. 48, n° 10, pp. 347.
- Pandey K.K. 1960. Incompatibility system in *Theobroma cacao*. The American Naturalist, vol. 44, n° 878, pp. 379-381.
- Parker, F.D., S.W.T. Batra and V.J. Tepedino. 1987. New pollinators for our crops. Agricultural Zoology Reviews, vol. 2, pp. 279-304.
- Parmesan, C., N. Ryrholm, C. Stefanescu, J.K. Hill, C.D. Thomas, H. Descimon, B. Huntley, L. Kaila, J. Kullberg, T. Tammaru, W.J. Tennent J.A. Thomas, and M. Warren. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. Nature, vol. 399, n° 6736, pp. 579-583.
- Paton, D.C. 1993. Honeybees *Apis mellifera* in the Australian environment. Does *Apis mellifera* disrupt or benefit native biota? Bioscience, vol. 43, n° 2, pp. 95-103.
- Paton, D.C. 1996. Overview of Feral and Managed Honeybees in Australia: Distribution, Abundance, Extent of Interactions with Native Biota, Evidence of Impacts and Future Research. Canberra: Australian Nature Conservation Agency. Available at: <http://www.deh.gov.au/biodiversity/invasive/publications/bees/introduction.html>. Accessed May 22, 2006.
- Paton, D.C. 2000. Disruption of bird-plant pollination systems in southern Australia. Conservation Biology, vol. 14, n° 5, pp. 1232-1234.
- Payette, A. 1987. Entomofaune pollinisatrice (Hymenoptera : Apoidea) de la région Agricole de Saint-Hyacinthe. Mémoire de M. Sc., U.Q.A.M., Montréal, 82 p.
- Payette, A. 1996. Les Apoïdes du Québec: Abeilles et agriculture. L'Abeille, vol. 16, n° 4, pp. 14-15.
- Payette, A. 1999. L'abeille découpeuse de la luzerne *Megachile rotundata* (F.), dans la moitié sud du Québec. Le Naturaliste canadien, vol. 123, n° 1, pp. 19-24.
- Payette, A. 2003. Abeilles indigènes : Connaître et recruter plus de pollinisateurs. Présenté dans le cadre des journées horticoles de St-Rémi.
- Payette, A. 2004. Biodiversité et conservation des abeilles dans les bleuets. Colloque sur le bleuets nain semi-cultivé. Dolbeau Mistassini. Available at : www.agrireseau.qc.ca/references/

1/Colloque%20bleuet%20nain/abeilles-PAYETTE.pdf

- Payette, A. et D. de Oliveira. 1989. Diversité et abondance des Apoïdes (Hymenoptera: Apoïdea) dans l'agroécosystème de Saint-Hyacinthe, Québec. *Le Naturaliste canadien*, vol. 116, pp. 155-165.
- Payette, A. et M. Payette. 2003. Première mention de l'abeille *Peponapis pruinosa* (Say) (Hymenoptera : Apidae) pour le Québec. *Fabriques*, vol. 28, n° 1, pp. 37-47.
- Peat J and Goulson D. 2005. Effects of experience and weather on foraging rate and pollen versus nectar collection in the bumblebee, *bombus terrestris*. *Behavior Ecology and Sociobiology*, vol 58, n° 2, pp. 152-156.
- Pekkarinen A., 1997. Oligolectic bee species in Northern Europe (Hymenoptera, Apoidea). *Entomologica Fennica*, vol. 8, n° 4, pp. 205-214.
- Penuelas, J., I. Filella and P. Comas. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, vol. 8, n° 6, pp. 531-544.
- Pham-Delègue, M.-H, A. Decourtye, L. Kaiser and J. Devillers. 2002. Behavioural methods to assess the effects of pesticides on honey bees. *Apidologie*, vol. 33, n° 5, pp. 425-432.
- Pleasants, J.M., R.L. Hellmich, G. Dively, M.K. Sears, D.E. Stanley-Horn, H.R. Mattila, J.E. Foster, P.L. Clark and G.D. Jones. 2001. Corn pollen deposition on milkweeds in and near cornfields. *Proceedings of National Academy of Sciences USA*, vol. 98, n° 21, pp. 11919-11924.
- Plowright R.C. and T.M. Laverty, 1987. Bumble bees and crop pollination in Ontario. *Proceedings of Entomological Society of Ontario*, vol. 118, pp. 155-160.
- Plowright, R.C. and F.H. Rodd. 1980. The effect of spruce budworm control operations on Hymenoptera in New Brunswick. *Canadian Entomologist*, vol.112, pp. 259-270.
- Poncheau, O., S. Iserbyt, J.-C. Verhaeghe and P.Rasmont. 2006. Is the cast-ratio of the oligolectic bumblebee *Bombus gerstaeckeri* Morawitz (Hymenoptera: Apidae) biased to queens? *Annales de la Société Entomologique de France (n.s.)*, vol. 42, n° 2, pp. 207-214.
- Pouvreau, A. 2004. Les insectes pollinisateurs. Eds. Delachaux and Niestlé, Paris, 189 p.
- Primack, D., C. Imbres, R.B. Primack, A.J. Miller-Rushing and P. Del Tredici. 2004. Herbarium specimens demonstrate earlier flowering times in response to warming in Boston. *American Journal of Botany*, vol. 91, pp. 1260-1264.
- Quinn S. McFrederick, James C. Kathilankal and J. D. Fuentes, 2008. Air pollution modifies floral scent trails. *Atmospheric Environment*, vol. 42, n° 10, pp. 2336-2348.
- Rasmont, P., A. Pauly, M. Terzo, S. Patiny, D. Michez, S. Iserbyt, Y. Barbier and E. Haubruge. 2006. The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. In *Status of the World's Pollinators*. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations. 18 p.
- Rathcke B. J. 1992. Effects of elevated CO₂ on flowering phenology and nectar production of morning glory (*Ipomoea purpurea*). *Supplement of the Bulletin of the Ecological Society of America*, vol. 73, pp. 314.
- Rathcke, B.J. and E.S. Jules. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science*, vol. 65, n° 3, pp. 273-277.

- Richards, A.J. 2001. Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? *Annals of Botany*, vol. 88, n° 2, pp. 165–172.
- Richards, A.J. 2005. Hybridisation - reproductive barriers to gene flow. Pp. 78-112 *In*: Poppy, G.M. and Wilkinson, M.J. (Eds.). *Gene Flow from GM Plants*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Richards, K.W. 1993. Non-*Apis* bees as crop pollinators. *Revue suisse de Zoologie*, vol. 100, n° 4, pp. 807-822.
- Richards K.W. and P.G. Kevan. 2002. Aspects of bee biodiversity, crop pollination, and conservation in Canada. *IN*: Kevan P & Imperatriz Fonseca VL (eds) – *Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature - Ministry of Environment / Brasília*. Pp. 77-94
- Richardson, D.M., N. Allsopp, C.M. D'Antonio, S.J. Milton and M. Rejmanek. 2000. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews*, vol. 75, n° 1, pp. 66-93.
- Ricketts, T.H. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, vol. 18, n° 5, pp. 1262–1271.
- Rioux, M-C. 2004. L'horticulture en bref... au Québec. Portrait statistique 2004. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Direction des études économiques et d'appui aux filières.
- Robinson, W.S., R. Nowogrodzki and R.A. Morse. 1989. The value of honey bees as pollinators of U.S. crops. Part I of a two-part series. *American Bee Journal*, vol. 129, pp. 411–423.
- Roubik, D.W. 1978. Competitive interactions between neotropical pollinators and Africanized honey bees. *Science*, vol. 201, n° 4360, pp. 1030–1032.
- Roubik, D.W. 1980. Foraging behavior of competing africanized honeybees and stingless bees. *Ecology*, vol. 61, n° 4, pp. 836–845.
- Roubik, D.W. 1983. Experimental community studies: Time-series tests of competition between African and Neotropical bees. *Ecology*, vol. 64, n° 5, pp. 971–987.
- Roubik, D.W. 1989. *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. New York: Cambridge University Press.
- Roubik, D.W., ed. 1995. *Pollination of Cultivated Plants in the Tropics*. Food and Agriculture Organization Agricultural Services Bulletin 118. 196 p.
- Roubik, D. W. 1996a. Measuring the meaning of honey bees. Pp. 163-172 *in* A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams, editors. *The conservation of bees*. Academic Press, London, UK.
- Roubik, D. W. 1996b. African honey bees as exotic pollinators in French Guiana. Pp. 173-182 *in* A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams, editors. *The conservation of bees*. Academic Press, London, UK.
- Roubik, D.W. and H. Wolda. 2001. Do competing honey bees matter? Dynamics and abundance of native bees before and after honey bee invasion. *Population Ecology*, vol. 43, n° 1, pp. 53–62.
- Rusterholz H.P. and A. Erhardt. 1998. Effects of elevated CO₂ on flowering phenology and nectar production in important nectar plants for butterflies of calcareous grasslands. *Öcologia*, vol. 113, n° 3, pp. 341-349.
- Sabbahi R, de Oliveira D, Marceau J. 2005. Influence of honey bee (hymenoptera: Apidae) density on the production of canola (crucifera: Brassicaceae). *Journal of Economic Entomology*, vol. 98, n° 2, pp. 367-72.

- Sampson, B.J. and J.H. Cane. 1999. Impact of enhanced ultraviolet-B radiation on flower, pollen, and nectar production. *American Journal of Botany*, vol. 86, pp. 108–114.
- Sauer, J.R., J.E. Hines, and J. Fallon. 2005. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966–2005. Version 6.2.2006. Laurel, Md.: USGS Patuxent Wildlife Research Center. Available at: <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs2005.html>
- Säure C. 1996. Urban habitats for bees: the example of the city of Berlin. Pp. 47-54 *in* Matheson, A., S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. H. Williams, editors. The conservation of bees. Academic Press, New York, New York, USA.
- Sawidis, T. (1997). Accumulation and effects of heavy metals in *Lilium* pollen. *Acta Horticultureae*, vol. 437, pp. 153–158.
- Schaffer, W.M., D.W. Zeh, S.L. Buchmann, S. Kleinhaus, M.V. Schaffer and J.Antrim. 1983. Competition for nectar between introduced honeybees and native North American bees and ants. *Ecology*, vol. 64, n° 3, pp. 564–577.
- Schneider, S.S., G. Degrandi-Hoffman and D.R. Smith. 2004. The African honey bee: factors contributing to a successful biological invasion. *Annual Review of Entomology*, vol. 49, pp. 351–376.
- Schwarz M., F. Gusenleitner, P. Westrich and H. Dathe. 1996. A catalogue of bees (hymenoptera, apidae) in Austria, Germany and Switzerland. 398 p. Traduction de : Katalog der Bienen Oesterreichs, Deutschlands und der Schweiz (Hymenoptera, Apidae).
- Schwarz, M.P. and K. Hogendoorn. 1999. Biodiversity and conservation of Australian native bees. *In The Other 99%. The Conservation and Biodiversity of Invertebrates*. Ponder, W. and Lunney, D. (Eds). Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman. pp. 388-393.
- Sears, M.K., R.L. Hellmich, D.E. Stanley-Horn, K.S. Oberhauser, J.M. Pleasants, H.R. Mattila, B.D. Siegfried and G.P. Dively. 2001. Impact of *Bt* corn pollen on monarch butterfly populations: a risk assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 98, n° 21, pp. 11937–11942.
- Sheppard, W.S. 1989. A history of the introduction of honey bee races into the United States. II. *American Bee Journal*, vol. 129, pp. 664–667.
- Sheppard, W.S. 2006. Breeding bees, mite resistance to pesticides and the limitations of bee research. *Bee Culture*, vol. 134, pp. 15–16.
- Soderquist, T.R. 1999. Tree hollows in box-ironbark forest. Forests Service Technical Report Series 99-3. Dept. of Natural Resources and Environment, Melbourne.
- Soderquist, T.R., B.J. Traill, F. Faris. and K. Beasley. 1996. Using nest boxes to survey for the brush-tailed phascogale *Phascogale tapoatafa*. *Victorian Naturalist*, vol. 113, pp. 256-261.
- Soria, S. de J. 1981. Insetos polinizadores: *Forcipomyia*, metodos para aumentar a polinização e seus efeitos sobre a produção. Pp. 479–506. *In Proc. Intl. Cocoa Res. Conf.*, 7th, Lagos, Nigeria
- Southwick, E.E. and L. Southwick, Jr. 1992. Estimating the economic value of honey bees (Hymenoptera: Apidae) as agricultural pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology*, vol. 85, n° 3, pp. 621–633.

- Stanley-Horn, D.E., G.P. Dively, R.L. Hellmich, H.R. Mattila, M.K. Sears, R. Rose, L.C. Jesse, J.E. Losey, J.J. Obrycki and L. Lewis. 2001. Assessing the impact of Cry1Ab-expressing corn pollen on monarch butterfly larvae in field studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 98, n° 21, pp. 11931–11936.
- Statistiques Canada. 2005. Production de fruits et légumes. No. de catalogue 22003-XIB.
- Stefanescu, C., J. Peñuelas and I. Filell. 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, vol. 9, n° 10, pp. 1494.
- Steffan-Dewenter, I. and T. Tschardt. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Ökologia*, vol. 121, n° 3, pp. 432–440.
- Stephanou, M., Y. Petropoulou, O. Georgiou and Y. Manandas. 2000. Enhanced UV-B radiation, flower attributes and pollinator behaviour in *Cistus creticus*: a Mediterranean field study. *Plant Ecology*, vol. 147, n° 2, pp. 165–171.
- Stubbs, C.S. and F.A. Drummond. 2001. Bees and Crop Pollination—Crisis, Crossroads, Conservation. *Proceedings, Entomological Society of America*. Lanham, Md.: Thomas Say Publications in Entomology. 156 p.
- Suchai, S. G. De Sousa, R. Rahmani and L. P. Belzunces. 2004. In vivo distribution and metabolisation of 14C-imidacloprid in different compartments of *Apis mellifera* L. *Pest Management Science*, vol. 60, n° 11, pp. 1056-62.
- Tang, J., J. Wice, V.G. Thomas and P.G. Kevan. 2007. Assessment of Canadian federal and provincial legislation to conserve native and managed pollinators. *International Journal of Biodiversity Science and Management*, vol. 3, n° 1, pp. 46-55.
- Tchuenguem Fohouo, F.N., J. Messi and A. Pauly. 2002. L'activité de butinage des Apoïdes Sauvages (Hymenoptera Apoidea) sur les fleurs de maïs à Yaoundé (Cameroun) et réflexions sur la pollinisation des graminées tropicales. *Biothechnol. Agron. Soc. Environ.*, vol. 6, n° 2, pp. 87-98.
- Thompson, H.M. 2001. Assessing the exposure and toxicity of pesticides to bumblebees (*Bombus* sp.). *Apidologie*, vol. 3, n° 4, pp. 305–321.
- Thomson, D.M. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology*, vol. 85, n° 2, pp. 458–470.
- Thomson, D.M. 2006. Detecting the effects of introduced species: a case study of competition between *Apis* and *Bombus*. *Oikos*, vol. 114, n° 3, pp. 407–418.
- Thorp, R.W. 1996. Resource overlap among native and introduced bees in California. Pp. 143–151 in *The Conservation of Bees*, A. Matheson, S.L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and H. Williams, eds. London: Academic.
- Thorp, R.W. 2003. Bumble bees (Hymenoptera: Apidae): commercial use and environmental concerns. Pp. 21–40 in *For Nonnative Crops, Whence Pollinators of the Future?* K. Strickler and J.H. Cane, eds. *Proceedings, Entomological Society of America*. Lanham, Md.: Thomas Say Publications in Entomology.
- Thorp, R.W. 2005. *Bombus franklini* Frison, 1921 Franklin's bumble bee (Hymenoptera: Apidae: Apinae: Bombini). In *Red List of Pollinator Insects of North America*. CD-ROM Version 1, M.D. Shepherd, M. Vaughan, and S.H. Black, eds. Portland: The Xerces Society for Invertebrate Conservation.

- Thorp, R.W., A.M. Wenner and J.F. Barthell. 2000. Proceedings of the Fifth California Islands Symposium, D.R. Browne, K.L. Mitchell, and H.W. Chaney, eds. Washington: U.S. Department of the Interior, Mineral Management Service.
- Tommasi, D., A. Miro, H.A. Higo and M.L. Winston. 2004. Bee diversity and abundance in an urban setting. *Canadian Entomologist*, vol. 136, n° 6, pp. 851-869.
- Torchio, P.F. 1987. Use of non-honey bee species as pollinators of crops. *Proceedings of Entomological Society of Ontario*, vol. 118, pp. 111-124.
- Torchio, P.F. 1990. Diversification of pollination strategies for U.S. crops. *Environmental Entomology*, vol. 19, n° 6, pp. 1649-1656.
- Torchio, P.F. 2003. Development of *Osmia lignaria* (Hymenoptera: Megachilidae) as a managed pollinator of apple and almond crops: a case history. Pp. 67-84. In: Strickler, K. and Cane, J.H. (Eds.). *For Nonnative Crops, Whence Pollinators of the Future?* Thomas Say Publications in Entomology: Proceedings, Entomological Society of America. Lanham, MD.
- Vamosi, J.C., T.M. Knight, J. Streets, S.J. Mazer, M. Burd and T.-L. Ashman. 2006. Pollination decays in biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, n° 4, pp. 956-961.
- Van Steemert, C., A. De Ruijter, J. Van den Eijnde and J. Van der Steen, Year-round production of bumble bee colonies for crop pollination. *Bee World*, vol. 71, n° 2, pp. 54-56.
- Walther, G.R. 2004. Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 6, n° 3, pp. 169-185.
- Waser, N.M. 1983. The adaptive nature of floral traits: ideas and evidence, pp. 241-281. In: L. Real (ed), *Pollination Biology*. Orlando, Academic Press.
- Waser, N.M., L. Chittka M.V. Price, N.M. Williams and J. Ollerton. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology*, vol. 77, n° 4, pp. 1043-1060.
- Wells, H. and P. H. Wells, 1983. Honey bee foraging ecology: optimal diet, minimal uncertainty or individual constancy? *Journal of animal ecology*. Vol. 52, n°3, pp. 829-836.
- Westrich, P. 1989. Pp. 381-390 in *Die Wildbienen Baden Württembergs*. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Westrich, P. 1989. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. Pp. 1-16. In: Matheson, A., S.I. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich, and I. Williams (eds.) *The conservation of bees*, pp. 2-16. Academic Press, London, UK.
- Westrich, P., H.R.Schwenninger, M. Herrmann, M. Klatt, M. Klemm, R. Prosi and A. Schanowski. 2000. Rote Liste der Bienen Baden-Württembergs. – *Naturschutz Praxis, Artenschutz* 4, pp. 1-48.
- Williams, I. H. 1994. The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Science Reviews*, vol. 6, pp. 229-257.
- Williams, P. 2005. Does specialization explain rarity and decline among British bumble bees? A response to Goulson and al. *Biological Conservation*, vol. 122, n° 1, pp. 33-43.
- Williams T.A. and M.T. Abberton. 2004. Earlier flowering between 1962 and 2002 in agricultural varieties of white clover. *CEcologia*, vol. 138, n° 1, pp. 122-126.

- Williams, I.S., S.H. Corbett and J.L. Osborne. 1991. Beekeeping, wild bees and pollination in the European community. *Bee World*, vol. 72, n° 4, pp. 170-180.
- Williams, N., R. Minckley and F Silveira. 2001. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Conservation Ecology*, vol. 5, n° 1. Available at: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art7.htm>.
- Willmer, P.G. 1983. Thermal constraints on activity patterns in nectar-feeding insects. *Ecologic Entomology*, vol. 8, n° 4, pp. 455-469.
- Wilson, R.J., Z.G. Davies and C.D. Thomas. 2007. Insects and climate change: processes, patterns and implications for conservation. In: *Insect Conservation Biology. Proceedings of the Royal Entomological Society's 22nd Symposium* (eds A.J.A. Stewart, T.R. New & O.T. Lewis). Pp. 245-279. CABI Publishing, Wallingford. 2007.
- Winfree, R., N.M. Williams, J. Dushof and C. Kremen. 2007. Native bees provide insurance against ongoing bee losses. *Ecology Letters*, vol. 10, n° 11, pp. 1105-1113.
- Winston, M.L. 1993. *La biologie de l'abeille*. Éditions Frison-Roche. 276 p. ill.
- Withgott, J. 1999. Pollination Migrates to Top of Conservation Agenda, *BioScience*, vol. 49, n° 11, pp. 857-862.
- Wood, M.S. and R.L. Wallis. 1998. Potential competition for nest sites between feral European Honeybees (*Apis mellifera*) and Common Brushtail Possums (*Trichosurus vulpecula*). *Australian Mammalogy*, vol. 20, n° 3, pp. 377-381.
- Young, A.M. 1986. Habitat Differences in Cocoa Tree Flowering, Fruit-Set, and Pollinator Availability in Costa Rica. *Journal of tropical ecology*, vol. 2, n° 2, pp. 163-186.
- Zangerl AR, D. McKenna, C.L. Wraight, M. Carroll, P. Ficarello, R. Warner and M.R. Berenbaum. 2001. Effects of exposure to event 176 bacillus thuringiensis corn pollen on monarch and black swallowtail caterpillars under field conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 98, n° 21, pp. 11908-11912.
- Zavaleta E.S, R.J. Hobbs, and H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 16, n° 8, pp. 454-459.
- Zayed, A., Roubik, D.W. and Packer, L. 2003. Use of diploid male frequency data as an indicator of pollinator decline. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, (suppl.) 271, pp. S9-S12.