
Article de synthèse / Review article

Contribution de l'écologie du paysage à la diversification des agroécosystèmes à des fins de phytoprotection

Bernard Estevez¹, Gérald Domon² et Éric Lucas³

Reçu 1999-07-30; accepté 2000-06-27

PHYTOPROTECTION 81 : 1-14

Cet article de synthèse établit un lien entre la diversification des systèmes agricoles et le contrôle naturel des insectes ravageurs d'une part, et l'écologie du paysage d'autre part. L'analyse de la revue de littérature réalisée suggère que cette jeune science et le recours à la géomatique pourraient non seulement permettre de concevoir de nouvelles approches en recherche, mais aussi de participer à l'aménagement des agroécosystèmes à des fins de phytoprotection dans une perspective d'agriculture durable au Québec.

[Use of landscape ecology in agroecosystem diversification towards phytoprotection]

In this review we establish a link between the diversification of agricultural systems and natural control of crop pests in one hand, and in the other hand the potential contribution of a young science, landscape ecology, which associated with geomatic, can elaborate new ways in research and take part in managing agroecosystems for crop protection in a sustainable manner in Québec.

PROBLÉMATIQUE

L'agriculture durable est devenue le leitmotiv des politiques agricoles de la plupart des pays. Ce concept présuppose notamment l'élaboration de nouvelles pratiques agricoles respectueuses de l'environnement et la conservation des ressources naturelles mais ce, sans affecter la rentabilité des entreprises (MAPAQ 1994). Par définition, cette agriculture doit donc préserver les res-

sources sur lesquelles elle se fonde (sol, eau, etc.), réduire l'utilisation d'intrants extérieurs au système, stimuler les processus biologiques qui sont à la base de sa stabilité (contrôle des insectes nuisibles, plantes adventices, etc.) et permettre un retour rapide à l'équilibre suite à des actions perturbatrices (ex. : l'application des pesticides) (Gliessman 1989).

Au Québec, la prise en compte des problèmes environnementaux associés

-
1. Consultant en agroenvironnement, Montréal (Québec), Canada
 2. Faculté de l'aménagement, Université de Montréal, C.P. 6128, Succ. Centre-Ville, Montréal (Québec), Canada H3C 3J7; courriel : gerald.domon@umontreal.ca. Auteur auquel la correspondance doit être expédiée
 3. IRTA, Centre de Cabrils, E-08348 Cabrils (Barcelona), Espagne

aux pesticides date de près de 15 ans avec la création du premier club de dépistage et le début de la lutte intégrée. De telles démarches permettent des interventions par différents moyens (rotation des cultures et pratiques culturales, lutte chimique, physique ou biologique), et à différents niveaux (dépistage, formation des producteurs, calibrage des pulvérisateurs, recherche et développement, particulièrement en lutte biologique, etc.), ce que résume la stratégie phytosanitaire du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) ayant pour objectif de réduire de 50 % l'utilisation des pesticides en agriculture d'ici la fin de l'an 2000 (MAPAQ 1997). Cependant, l'agriculture moderne souffre également d'un manque de diversification : 12 espèces de céréales dominent la production mondiale (McNeely *et al.* 1990) et historiquement, l'ère de la monoculture a dramatiquement accru les problèmes de protection des cultures, notamment aux États-Unis (USDA 1973).

De manière parallèle, au cours des 15 dernières années, les travaux menés en écologie du paysage ont montré le potentiel de celle-ci comme science intégrative des connaissances écologiques générées à différents niveaux hiérarchiques (Polis *et al.* 1997) et en tant qu'outil de gestion de l'aménagement du territoire (Domon et Falardeau 1995). Elle peut ainsi servir de fondement pour le développement de nouvelles voies de recherche et d'intervention en phytoprotection. Afin de mieux cerner ces voies nouvelles, la première partie du présent texte propose une revue des travaux portant sur la diversité et la stabilité des agroécosystèmes en relation aux ravageurs. La seconde partie présente quant à elle une revue des travaux menés en écologie du paysage, en mettant l'accent sur les relations entre la structure des paysages, la diversité des agroécosystèmes et la protection des cultures. Bien que la problématique s'applique aux trois aspects de la phytoprotection que sont l'entomologie, la phytopathologie et la malherbologie, l'accent portera sur l'entomologie.

DIVERSITÉ ET STABILITÉ DES AGROÉCOSYSTÈMES : IMPACT SUR LES RAVAGEURS

Dès après la seconde guerre mondiale, des études écologiques ont démontré un lien entre la diversité des écosystèmes et leur stabilité (Andow 1991; Risch *et al.* 1983). Ainsi, la diversité permettrait une plus grande stabilité puisqu'elle assurerait un plus grand nombre de mécanismes d'autorégulation (Risser 1986). Précisons que, de façon générale, la notion de stabilité de l'écosystème réfère à un faible taux de fluctuations dans le temps. En agriculture toutefois, l'objectif est plutôt de maintenir les populations de ravageurs en dessous d'un seuil critique (seuil économique de la culture qui est dépendant de conditions socio-économiques conjoncturelles), une certaine fluctuation dans le temps étant ainsi possible (Risch *et al.* 1983). Dans ces circonstances, la question est donc de savoir si la diversification des agroécosystèmes favorise le maintien des populations d'insectes nuisibles en dessous d'un seuil critique et s'il en résulte des bénéfices agronomiques, économiques et environnementaux. Sur ce plan, l'analyse de quelque 150 études dans lesquelles l'effet de la diversification des agroécosystèmes a été mesuré sur les insectes phytophages a mis en évidence une réduction des populations d'insectes herbivores (53 % des études), une augmentation n'étant observée que dans 18 % des études (Risch *et al.* 1983). Dans la même perspective, Andow (1991), sur la base d'une analyse de 209 articles a montré que 52 % des phytophages (287 espèces) mentionnés étaient moins abondants dans les systèmes diversifiés que dans les monocultures, alors que seulement 15,3 % (44 espèces) démontraient une plus grande abondance en polycultures.

Dans le cadre d'un programme de recherche de l'université du Michigan sur la transition écologique et économique d'un système intensif vers un système à faibles intrants chimiques, Motyka et Edens (1984) se sont, pour

leur part, penchés sur la culture maraîchère (principalement l'oignon). Les ravageurs et les ennemis naturels furent évalués dans deux types de gestion (deux champs sous régie conventionnelle avec applications de pesticides et utilisation d'engrais minéraux, et un champ sous régie *biologique* avec cultures intercalaires) durant deux saisons, les résultats obtenus étant comparés à un espace témoin (un champ commercial en culture conventionnelle mais sans application de pesticides). Que ce soit pour la mouche de l'oignon *Delia antiqua* (Meigen), ou la mouche des semis *Delia platura* (Meigen) [Diptera : Anthomyiidae], l'abondance des individus a toujours été plus faible dans le système sous régie *biologique*. Pour les ennemis naturels, notamment pour le Carabidae le plus abondant *Bembidion quadrimaculatum* L. [Coleoptera : Carabidae] et la mouche prédatrice *Coenosia tigrina* (Fabricius) [Diptera : Muscidae], la situation s'est avérée inverse. Pour les auteurs, ces observations viennent appuyer l'hypothèse selon laquelle la diversité des organismes dans un système peut influencer sa stabilité. Il est intéressant de mettre en parallèle ces résultats avec les études qui démontrent que les fermes sous régie biologique présentent une plus grande qualité du paysage que les fermes conventionnelles (Hendriks *et al.* 2000; Rossi et Nota 2000).

Bien que les effets de la diversification des agroécosystèmes sur le succès des ennemis naturels demeurent mal compris (Russell 1989), quatre principales hypothèses sont susceptibles d'expliquer la réduction des populations de ravageurs dans les systèmes d'associations de cultures (Altieri 1994).

- 1) L'existence d'une forme de résistance dite, en anglais, « *associational* », spécifique aux agroécosystèmes dans lesquels les plantes sont intégrées selon des patrons divers : polyculture, cultures associées, plantes intercalaires, etc. Ce type d'agroécosystème créerait un environnement physique, olfactif ou visuel, ainsi qu'un microclimat plus favorable au contrôle naturel des phytophages;
- 2) L'existence d'*ennemis naturels* dont l'abondance et la diversité seraient plus grandes dans des systèmes de polyculture que dans des systèmes de monoculture;
- 3) La *concentration de la ressource* qui veut que plus la concentration de la ressource est faible pour un ravageur, plus il lui serait difficile de la localiser;
- 4) L'*apparence* de la plante (« plant apparency »), selon la théorie de la défense chimique des plantes (Fee-ny 1976), celles-ci peuvent être classifiées comme *apparentes* (*prédictibles*) ou *non apparentes* (*imprévisibles*) en fonction de leur degré de susceptibilité aux ravageurs. Cette susceptibilité pouvant varier selon l'agencement des cultures (monoculture vs polyculture), les conditions artificielles auxquelles sont soumises les plantes cultivées en régie intensive ne seraient pas adéquates au bon fonctionnement de leurs défenses chimiques et physiques et modifieraient leur métabolisme au point de les rendre plus susceptibles aux ravageurs. À ce sujet, la théorie avancée par Chaboussou (1982) selon laquelle un stress causé par des pesticides ou une fertilisation azotée excédentaire puisse résulter en une modification du métabolisme nutritionnel, notamment la synthèse des protéines, semble appuyer différents travaux (Oka et Pimentel 1976; Patriquin *et al.* 1988; White 1984).

Malgré de nombreuses études expérimentales qui montrent des impacts positifs de la diversification sur le contrôle des insectes phytophages, aucun cadre explicatif et prédictif n'a pu encore être élaboré afin de déterminer quels éléments spécifiques de la biodiversité devraient être retenus, ajoutés ou éliminés pour augmenter le contrôle naturel des ravageurs des cultures (Altieri 1994). Cependant, selon Allen et Starr (1982), il y a un lien entre la stabilité et la connexité (*connectedness*) qui mesure les interactions entre les espèces (ou les différents composants d'un système) donnant ainsi une mesure de la cohésion d'un système. Pour ces auteurs, la notion de diversité, seule, ne

tient pas compte du niveau de connectivité de l'ensemble du système, ou du degré de connectivité de nouveaux individus avec le système et n'est donc pas suffisante pour démontrer la stabilité d'un système. Celle-ci serait ainsi dépendante du niveau d'interaction entre les différentes composantes et non seulement de leur nombre (diversité). Un système est aussi caractérisé par des lignes principales de forte connectivité et des lignes périphériques de faible connectivité. Ainsi, l'introduction d'une nouvelle espèce ou d'une nouvelle composante aura un impact différent sur la cohésion du système, selon que les nouvelles interactions entre cette composante et les autres, s'appliquent à une ligne de forte ou de faible connectivité. Ajouter un élément très connecté à un système qui est déjà surconnecté aura tendance à jouer un effet déstabilisateur dans le système en augmentant sa connectivité totale.

L'augmentation de la diversité ne s'accompagne donc pas automatiquement d'une plus grande stabilité du système. Il est, par conséquent, important de connaître le degré de connectivité d'un système pour prévoir l'impact de l'introduction d'une nouvelle espèce sur la stabilité de l'ensemble. Dans cette perspective, l'étude approfondie du système écologique dans lequel on veut intervenir est fondamentale (Cancela da Fonseca 1991). Des échecs en lutte biologique pourraient probablement être réévalués en tenant compte de la notion de connectivité, un concept central en écologie du paysage.

L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE ET LA DIVERSIFICATION DES AGROÉCOSYSTÈMES

L'écologie du paysage se situe dans le prolongement de la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Elle décrit le développement et la dynamique des paysages; étudie les interactions spatiales et temporelles; analyse les influences de l'hétérogénéité spatiale sur les processus biotiques et abiotiques et cherche à développer, pour le bénéfice de la so-

ciété, des stratégies de gestion de l'hétérogénéité spatiale (Brandt 2000; Hobbs 1997; Moss 2000; Risser *et al.* 1984). Globalement, l'écologie du paysage vise donc à prendre en compte des caractères spatiaux et paysagers susceptibles d'influencer l'utilisation durable des ressources (Barrett 1992).

L'écologie du paysage : outil d'intégration

En écologie du paysage, le paysage est abordé en tant que niveau d'organisation : *C'est une mosaïque non aléatoire d'éléments interagissant sur des superficies de plusieurs kilomètres* (Baudry 1989). La première partie de cette définition implique que les différents éléments (ou les unités écologiques comme les îlots de végétation) qui composent un paysage sont, dans une certaine mesure, prédictibles quand un certain nombre de paramètres sont connus (mosaïque de facteurs physiques, activité humaine, microclimat, etc.). Ces paramètres sont des forces majeures qui façonnent les unités écologiques dans lesquelles les processus sont de nature écologique (dispersion, compétition, etc.) ou anthropiques (fertilisation, pâturage, etc.). Cette perspective aide donc à intégrer l'activité humaine (spécialement en agriculture) dans l'étude de la dynamique des milieux. La seconde partie de la définition implique quant à elle que les unités écologiques ne sont pas des éléments isolés : elles échangent de l'énergie, de la matière, etc. Ces interactions influent tant sur la dynamique d'ensemble que sur celle des unités spécifiques et jouent un rôle clé dans la régulation de nombreux flux. Les interactions entre les champs, les boisés, les haies et les éléments bordant la ferme doivent être considérés comme potentiellement significatifs comme le montrent notamment les travaux de Wilson (1994) sur l'importance d'une gestion écologique des bords de champs pour la conservation des plantes rares associées aux systèmes arables, et de Fry et Sarlöv-Herlin (1997) sur l'importance des fonctions écologiques des bords de boisés.

Dans la perspective de l'écologie du paysage, le paysage, comme tout système présente trois grandes caractéris-

tiques, soit la structure, la fonction et le changement (Dramstad *et al.* 1996). La *structure paysagère* réfère au patron spatial ou au type d'arrangement entre les éléments. Le *fonctionnement* réfère aux mouvements et aux flux de l'énergie, de l'eau, des animaux, des plantes ou des matériaux qui circulent à travers la structure. Enfin, le *changement* renvoie à l'évolution, aux transformations du patron spatial et de la fonction à travers le temps. À un niveau plus spécifique, le patron structurel du paysage comporte trois principaux types d'éléments : les îlots, les corridors (éléments de connexion) et la matrice (Dramstad *et al.* 1996; Forman 1995a, 1995b). La matrice est l'élément le plus extensif dans le paysage. Elle forme une entité dont la superficie relative excède celle des autres éléments types qu'elle se trouve ainsi à entourer (Forman et Godron 1986). Les îlots sont des entités qui ont des caractéristiques distinctes de la matrice. Ils sont généralement caractérisés par leurs dimensions, leur nombre, leur forme, leur localisation et leur degré d'isolement relatif. La fragmentation, autre concept important en écologie du paysage, réfère à la taille et à l'isolement relatif des îlots. Enfin, les corridors sont, quant à eux, ces éléments structurels du paysage qui permettent la connexion entre différents îlots. Ils peuvent jouer différents rôles, dont celui d'agir comme barrière ou comme filtre au mouvement des espèces, ou encore servir de réservoir biogénique (Anderson et Danielson 1997; Dramstad *et al.* 1996; Fahrig et Merriam 1994).

Pour quantifier la relation entre les populations animales et les structures paysagères, il est évidemment essentiel de définir des paramètres les plus significatifs (Opdam 1990). La connexion (« connectivity »), caractéristique structurelle qui mesure les liens entre les différents éléments de la mosaïque du paysage (ex. : liens entre boisés et corridors), et la connectivité (« connectedness »), paramètre fonctionnel mesurant le degré d'influence (effet facilitant ou restreignant) sur le mouvement des espèces entre les différents îlots, sont des paramètres parmi les plus importants dans les études des flux biotiques

ou abiotiques (Burel et Baudry 1995; Clergeau et Burel 1997). La notion de connectivité en écologie du paysage est donc dérivée de celle utilisée par Allen et Starr (1982) pour déterminer un lien entre stabilité et diversité. Dans la mosaïque du paysage agricole, la fragmentation des habitats ou leur connexion jouent un rôle majeur dans la distribution et la survie des populations animales en général (Burel 1992; Fahrig et Merriam 1985; Heinen *et al.* 1998). De fait, ce rôle est à ce point important qu'il est maintenant clair que la dynamique d'un milieu naturel (ex. : boisé) ou agricole (ex. : champ) est influencée parfois de manière très importante par les caractéristiques et l'organisation spatiale des éléments qui les environnent (Polis *et al.* 1997), et que, par conséquent, le contrôle (au moins naturel) des ravageurs en est lui-même affecté. La recherche et les stratégies phytosanitaires doivent donc s'opérer à une échelle qui permette la prise en compte de telles influences.

L'effet de la structure du paysage sur la protection des cultures

En lutte intégrée, la conservation et l'augmentation de la faune auxiliaire indigène nécessitent des connaissances bioécologiques associées à l'agro-écosystème considéré pour en arriver à définir les stratégies susceptibles d'augmenter l'efficacité du contrôle des ravageurs des cultures (Barbosa 1998; Cromartie 1981; Herzog et Funderburk 1986). Or, compte tenu de ce qui précède, l'acquisition et l'analyse de ces connaissances gagneraient à ne pas se limiter au seul espace du champ ou même de la ferme, et à déborder sur l'environnement adjacent, micro-régional, voire même régional (Ferro et McNeil 1998; Levins 1986), comme le propose la perspective de l'écologie du paysage (Forman 1995a; Forman et Godron 1986; Gulinck 1986), cela d'autant plus que les programmes de lutte biologique doivent être régionaux (Vincent et Coderre 1992).

Cette perspective n'est évidemment pas nouvelle. Ainsi, la relation entre diversité et stabilité dans des systèmes agricoles différents à l'échelle du paysage a été étudiée dès la fin des années

30 dans une expérience menée pendant 10 ans près de Waco au Texas par le Bureau d'entomologie et de quarantaine en coopération avec le Service de conservation des sols (de Loach 1970). Les effets des nouvelles pratiques de conservation sur les populations de ravageurs du coton et leurs ennemis naturels ont alors été évalués sur près de 240 ha divisés en deux territoires adjacents de 120 ha. Dans les deux territoires, les anciennes pratiques furent continuées pendant 4 ans (1939-1942), au cours desquels des comptes de prétraitements ont été réalisés. Ensuite, les nouvelles pratiques de conservation ont débuté dans un des deux territoires. Avec les anciennes pratiques, le coton occupait la plus grande superficie suivi de près par le maïs. Il y avait aussi des superficies appréciables d'avoine et de prairie ainsi qu'un peu de sorgho. Par la suite (1943-1949), les nouvelles pratiques de conservation ont débuté dans un des territoires où, plusieurs hectares furent semés en trèfle, seul ou avec de l'avoine, la superficie en herbage a été augmentée et le sol façonné en terrasses pour le contrôle de l'érosion. Aucun insecticide ne fut utilisé dans les deux territoires afin de ne mesurer que l'effet des pratiques agricoles de conservation. Il s'est avéré que ces nouvelles pratiques ont engendré une réduction du nombre d'insectes ravageurs du coton et une réduction des dommages. S'il n'y a pas eu d'études complémentaires afin de mettre à jour les mécanismes sous-jacents, les entomologistes ont assumé que les ennemis naturels étaient favorisés par l'implantation des mesures de conservation.

Plus récemment, l'incidence potentielle de la structure du paysage sur la protection des cultures a également été mise en évidence en Pologne dans une vaste étude interdisciplinaire menée à long terme; étude qui portait spécifiquement sur la distribution de la biomasse des insectes à l'échelle régionale (Ryszkowski et Karg 1985). Le territoire était composé de champs cultivés (64 %), de prairies (17 %), de forêts et brise-vent (10 %) et, pour le reste, de lacs, de canaux, de villages et de routes. Les résultats ont montré que les

habitats qui présentaient la plus grande biomasse d'insectes ailés et d'acariens étaient les forêts et les prairies, alors que la plus faible biomasse était retrouvée dans les villages, les routes et les cultures printanières. Dans tous les habitats, des corrélations positives ont été obtenues entre la biomasse des phytophages et des prédateurs.

La relation entre la complexité de l'agroécosystème et la diversité des parasitoïdes de la légionnaire unipunctée *Pseudaletia unipuncta* (Haworth) [Lepidoptera : Noctuidae] a également été documentée en culture du maïs dans le sud du Michigan. Marino et Landis (1996) ont mis en évidence un pourcentage de parasitisme plus élevé dans un système complexe que dans un système simple bien que l'étude n'ait pu déterminer encore là quels étaient les mécanismes spécifiques en cause. Les auteurs ont cependant souligné l'importance de répéter ce type d'étude et de tenir compte des paramètres environnementaux pouvant influencer la dynamique de population des insectes étudiés. De façon parallèle, certains autres auteurs ont indiqué l'importance de comprendre les interactions entre les pratiques culturales et les éléments structurels du paysage (superficie et forme des champs, caractéristiques des habitats des bords de champs, etc.) pour le succès du contrôle biologique (Landis et Haas 1992), mais aussi l'importance de cette hétérogénéité spatiale sur la conservation de refuges pour ainsi maintenir une métapopulation de prédateurs et de parasitoïdes effective à l'échelle du paysage (Ferro et McNeil 1998; Landis et Menalled 1998).

Il importe de relever que le choix de l'échelle d'observation peut être critique lorsque l'on veut démontrer des relations entre deux phénomènes dont le rythme de changement diffère dans le temps (Burel 1992) et qu'il faut donc tenir compte de la bioécologie des organismes étudiés pour choisir les échelles d'investigation (Delettre *et al.* 1992).

Si donc, comme le montrent les exemples précédents, celui de Waco en particulier, la perspective de l'écologie du paysage n'est pas entièrement nouvelle, l'abondance et la diversité des infor-

mations dont elle présuppose la prise en compte et la mise en relation, ont longtemps freiné son développement. Or, les capacités considérables des systèmes d'information géographique développés depuis la fin des années 1980, offrent des possibilités nouvelles (Phipps 1995). Ainsi, les recherches menées dans la foulée des travaux remarquables de Turner (1988) sur l'évolution des structures paysagères à travers le temps font en sorte que nous disposons aujourd'hui d'outils fiables pour caractériser la structure spatiale des paysages (nombre, taille et forme des îlots; densité et connexité des haies; etc.), et pour mesurer son incidence sur certains phénomènes (ex. : présence et distribution des espèces).

Potentiel d'aménagement des structures paysagères

Dans les agroécosystèmes, la diversité de la végétation peut être favorable aux ennemis naturels, particulièrement en procurant des sources de nourriture (le nectar notamment), un habitat favorable, ou des proies alternatives (Barbosa 1998; Cromartie 1981), mais aussi aux insectes utiles à la pollinisation. Ainsi, dans une étude polonaise, il a été établi que pour assurer des populations de pollinisateurs suffisantes en nombre et en diversité (Apoïdes sauvages), la part de surface agricole (cultures et prairies) ne devait pas dépasser les trois quarts de la surface totale; le reste du paysage devant être constitué d'habitats refuges assurant la survie et la diversité des Apoïdes et autres insectes utiles (Banaszak 1985). C'est dire que, comme il est soutenu en écologie du paysage, les éléments structurels (îlots, corridors, etc.) influencent les processus écologiques.

Dans le paysage agricole, les zones non cultivées (bords de champs, brise-vent, etc.) et l'agencement des cultures représentent une mosaïque d'éléments dont le nombre et la configuration sont déterminants en regard du niveau de connexité de l'ensemble du système. Dans une perspective d'intervention en matière de phytoprotection, ces éléments structurels pourraient donc faire l'objet de manipulations en fonction d'objectifs particuliers (Ferro et McNeil 1998).

Les bords de champs

Les bords de champs peuvent être constitués de composantes différentes (boisés, haies, espaces incultes, fossés, autres cultures), pouvant comporter une flore diversifiée. Quelques études suggèrent que la composition de la végétation environnant les cultures influence le type, l'abondance et le temps d'arrivée des herbivores, et de leurs ennemis naturels (Altieri 1999). Gut *et al.* (1982), dans les vergers de poiriers du sud de l'Orégon ont, à cet effet, démontré que la colonisation et l'abondance des prédateurs peuvent être fortement influencées par le type d'habitat végétal à proximité des vergers. Ainsi, des vergers abandonnés peuvent être de bons réservoirs d'ennemis naturels pour les vergers commerciaux qui leurs sont proches (Altieri et Schmidt 1986a). De même, Luczak (1985) a montré que l'abondance et la diversité des araignées comme prédateurs potentiels non spécialisés des ravageurs des cultures, dépendaient des caractéristiques de l'ensemble du paysage agricole adjacent aux champs; les fortes populations retrouvées dans les prairies et en bordure des bois peuvent être une source de prédateurs pouvant migrer vers les champs adjacents. Enfin, une étude menée en Europe du Nord a permis de montrer que l'abondance des prédateurs des pucerons des céréales était corrélée avec la proportion de dactyle (*Dactylis glomerata* L.) peuplant le bord des champs (Dennis et Fry 1992).

Cependant, la dispersion de la faune auxiliaire dans les cultures semble être influencée par d'autres éléments du paysage agricole que la seule qualité de l'habitat des bords de champs (Dennis et Fry 1992). Il serait donc possible de manipuler la végétation pour maximiser les bénéfices découlant du pouvoir de dispersion des prédateurs invertébrés, soit par exemple en intervenant à l'intérieur des champs ou en périphérie (Wratten et Thomas 1990). Des travaux dans le sud de l'Angleterre ont en effet démontré qu'une bande surélevée de graminées vivaces dont le dactyle implantée à travers un champ générerait une densité hivernale de coléoptères prédateurs de 2000 m², permettant ainsi une migration printanière

importante et rapide vers le centre du champ de céréale (Thomas et Wratten 1988).

Le rôle des mauvaises herbes

En agriculture intensive, les mauvaises herbes ont longtemps été une cible à éradiquer et leur impact sur le rendement a fait l'objet de nombreuses études. Mais dans la perspective de réduction des effets négatifs des pesticides sur l'environnement, de nouvelles recherches (Altieri 1994) ont mis en évidence un certain potentiel de ces plantes adventices pour, notamment, modifier la dynamique des populations des ravageurs des cultures et de leurs ennemis naturels, et ce, à un point tel de pouvoir concevoir des stratégies de manipulation des insectes à travers de nouvelles approches de gestion des mauvaises herbes. Il a, par exemple, été suggéré que les mauvaises herbes pouvaient constituer un moyen d'augmenter l'abondance des parasitoïdes indigènes qui s'attaquent aux larves de la punaise terne *Lygus lineolaris* (P. de B.) [Heteroptera : Miridae], ravageur important des cultures maraîchères en sols organiques au Québec (Boivin 1994). En Espagne, dans les serres, une rangée de plants de tabac sert de plante de soutien pour les mirides prédateurs lâchés dans la serre. Les mirides zoophytophages s'alimentent et pondent dans les plants de tabac en absence de culture dans la serre. Lors d'infestations de pucerons, thrips ou mouches blanches sur la culture principale, ils quittent le tabac pour attaquer les ravageurs (Alomar, communication personnelle). La gestion des mauvaises herbes en fonction d'objectifs de phytoprotection et de conservation de la biodiversité pourrait ainsi devenir un élément de diversification de l'agroécosystème. Cependant, l'influence des plantes non cultivées sur la nocivité des pucerons, par exemple, doit également être prise en considération dans tout programme de lutte intégrée. À titre d'exemple, les haies génèrent un effet physique qui déplace le foyer de contamination des bords vers le centre des parcelles, et certaines mauvaises herbes sont des réservoirs pour des virus dommageables aux cultures (Bouchery 1985).

Les écotones et les haies

De façon générale, les études sur la biodiversité des milieux perturbés ont mis en évidence que des vestiges de la forêt naturelle, des haies, des brise-vent et des boisés dans le paysage rural augmentent la biodiversité (Pimentel *et al.* 1992).

Dans le paysage agricole, les bordures de boisés procurent un environnement et des fonctions biologiques importantes et peuvent présenter des bénéfices économiques et fonctionnels pour la production agricole et forestière (Fry et Sarlöv-Herlin 1997). Elles constituent des zones de transition (écotones), entre l'intérieur d'un boisé et la terre agricole en culture ou en herbage (Forman et Moore 1992). Les écotones sont généralement considérés comme étant plus riches en espèces que les habitats adjacents puisqu'ils présentent à la fois des éléments des deux communautés et des espèces spécifiques, phénomène désigné effet de bordure (Hansen *et al.* 1992). Les haies et brise-vent constituent, pour leur part, des corridors qui contribuent à atténuer les effets de la fragmentation des habitats. Par ailleurs, comme il a été démontré dans la communauté des acariens phytoseiides, la structure des haies, lorsqu'elle comporte différents étages (arbres, arbustes et flore herbacée), favorise davantage l'abondance et le nombre d'espèces que les arbres isolés (Paoletti 1995). Pour leur part, dans leur étude sur l'effet des bordures boisées de champs de luzerne sur leur entomofaune, Holland et Fahrig (2000) ont constaté une plus grande biodiversité des familles d'insectes mais pas une augmentation de l'abondance de l'entomofaune.

L'étude des auxiliaires et leurs rapports avec les haies fait l'objet de nombreux travaux notamment en France (ACTA 1997) où l'on commence même à concevoir la composition de haies à des fins spécifiques de phytoprotection. Dix *et al.* (1997) ont comparé les effets de haies brise-vent sur la distribution des ravageurs aériens et de la faune auxiliaire dans la production de melon au Nebraska. Ils ont ainsi montré que, bien que les ravageurs étaient aussi

abondants dans les champs protégés que dans ceux non protégés, les ennemis naturels dont la coccinelle étaient plus abondants dans les champs protégés par les brise-vent. Des études sur les parasitoïdes ont indiqué que des facteurs microclimatiques (température, vitesse du vent, ombrage; paramètres tous très influencés par les haies brise-vent) peuvent affecter considérablement la distribution des parasitoïdes dans les champs agricoles (Landis et Haas 1992).

L'agencement et la rotation des cultures

Les pratiques agricoles peuvent également avoir des conséquences positives ou négatives sur les ravageurs des cultures et sur les ennemis naturels (Missonnier et Brunel 1985). De nombreuses études viennent illustrer ces relations. Ainsi, la faune auxiliaire qui se développe dans des prairies adjacentes aux champs de céréales peut contribuer au contrôle naturel des pucerons (Gravesen et Toft 1987). Un champ de luzerne proche d'une culture de chou peut augmenter le nombre de syrphes [Diptera : Syrphidae] s'attaquant aux pucerons du chou (121 larves de syrphes dans 50 colonies de pucerons), comparativement à des parcelles de chou éloignées de celle de la luzerne et bordées par d'autres cultures maraîchères (22 larves pour 50 colonies de pucerons) (Kowalska 1985). Aussi, l'ensemencement de bandes de phacélie (*Phacelia tanacetifolia* Benth.), espèce habituellement utilisée comme engrais vert ou comme plante mellifère, dans une culture de chou tardif a permis d'augmenter de manière évidente le nombre de prédateurs et de parasitoïdes de pucerons et de chenilles (Kowalska 1985). Altieri et Schmidt (1986b) ont également démontré que des engrais verts dans les vergers de pommiers diminuaient les infestations de pucerons, cicadelles et du carpocapse de la pomme *Cydia pomonella* (L.) [Lepidoptera : Tortricidae] et augmentaient l'abondance de prédateurs polyphages terrestres. Plus récemment en France, Rieux *et al.* (1999) ont démontré des différences de communautés d'auxiliaires selon que la couverture de vergers

de poiriers était naturelle (favorisant les araignées) ou semée (fourmis). En Europe méditerranéenne, dans les serres qui demeurent souvent ouvertes en raison de la chaleur excessive, le contrôle des ravageurs est en partie assuré par des ennemis naturels indigènes provenant des écosystèmes naturels ou agricoles avoisinants. Or, il est maintenant établi que l'agencement des cultures par rapport aux serres affecte grandement la colonisation et l'abondance subséquente des ennemis naturels et par conséquent le contrôle des ravageurs de la serre (Albajes et Alomar 1999). Au Québec, Tourneur *et al.* (1992) ont suggéré qu'une flore mellifère entretenue permettrait de maintenir les Syrphidae après la floraison des pommiers et ainsi, de contrôler davantage les colonies de pucerons. Une culture hâtive de laitues suivie d'une culture d'orge semble réduire les densités de population du nématode des nodosités *Meloidogyne hapla* Chitwood [Nematoda : Meloidogynidae] en sol organique, permettant ainsi une augmentation des rendements de carotte l'année suivante (Bélaïr et Fournier 1995).

Bien que la diversité des plantes dans l'agroécosystème semble valoriser une faune auxiliaire abondante et diversifiée, il demeure illusoire de penser que la diversification conduit automatiquement à une réduction des populations de ravageurs. La diversité des plantes peut aussi, dans certains cas, contraindre la recherche du ravageur par le prédateur, notamment en interférant dans son orientation (Cromartie 1981). Bien que la diversité soit généralement un facteur positif dans le contrôle des ravageurs, il faut donc garder à l'esprit qu'elle peut également constituer un facteur négatif dans le cas d'une lutte inondative. En effet, l'efficacité des ennemis naturels peut être affectée par des interactions négatives de type prédation intragilde, lorsqu'un ennemi naturel dévore un compétiteur (Lucas *et al.* 1998). À titre d'exemple, dans les champs de coton américains, des lâchers de chrysopes prédateurs pour contrôler le puceron du melon, *Aphis gossypii* Glover [Homoptera : Aphididae], ont échoué parce que les prédateurs locaux ont éliminé les chrysopes

(Rosenheim *et al.* 1993). Toutefois, les effets de la prédation intraguilde sur le contrôle des ravageurs ne sont pas nécessairement négatifs, particulièrement dans le cas d'une lutte inoculative où la prédation intraguilde peut contribuer à stabiliser le système (Rosenheim *et al.* 1995).

La gestion et l'aménagement des agroécosystèmes

Les interactions dans les agroécosystèmes sont complexes et exigent un suivi régulier afin d'intégrer des changements de pratiques agricoles. Non seulement il est important de comprendre les interactions entre le ravageur et la culture ainsi que les rapports entre le premier et le troisième niveau trophique (Godin et Boivin, 1998; Price *et al.* 1980), mais il devient nécessaire de prendre en compte le niveau de connexité du système écologique pour que la diversification atteigne son objectif (Allen et Starr 1982).

Certains auteurs suggèrent que l'aménagement de corridors non-cultivés dans le paysage agricole pourrait devenir un moyen important pour la régulation des populations de ravageurs dans la culture du soja (Kemp et Barrett 1989) mais que, pour ce faire, des études à long terme sont nécessaires pour mieux comprendre le rôle des surfaces non-cultivées dans la mosaïque du paysage. Ainsi, la gestion de l'hétérogénéité du paysage pourrait devenir un outil efficace pour augmenter la diversité faunique dans les relations faune-agriculture et réduire l'utilisation des pesticides, comme le soulignent Barrett et Peles (1994), en optimisant la fragmentation de l'habitat. Dans cette perspective, la protection des plantes devrait être ainsi un élément important dans la planification de l'agriculture (Speight 1983), ce qui permettrait de faire évoluer la protection des cultures vers une agriculture intégrée dans laquelle toutes les composantes de la production seraient prises en considération (Bird *et al.* 1990; Vereijken 1989). Nous pourrions ainsi voir intégrer dans les services d'avertissements phytosanitaires de l'information écologique sur les auxiliaires et des recommandations pour protéger les sites d'hivernation des coccinelles par

exemple, comme le suggère Ipert (1985). Il faut donc ne pas perdre de vue qu'en protection des plantes, l'approche écologique résulte de recommandations basées sur une connaissance issue de la compréhension de la complexité de l'agroécosystème dans lequel on veut intervenir (Labeyrie 1985).

POTENTIEL DE L'UTILISATION DE L'ÉCOLOGIE DU PAYSAGE DANS LA PROTECTION DES CULTURES AU QUÉBEC

Bien que des liens entre les structures des paysages et la protection des cultures soient aujourd'hui établis, il reste à rendre plus systématique leur connaissance de manière à les intégrer pleinement aux pratiques de phytoprotection. Au Québec, des liens pratiques existent déjà entre les clubs de dépistage et le Réseau d'Avertissements Phytosanitaires (RAP) du MAPAQ. De plus, l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA), par ses travaux de recherche effectués en partenariat avec les universités et autres établissements de recherche (Agriculture et Agroalimentaire Canada, etc.), peut contribuer à l'atteinte des objectifs de la stratégie phytosanitaire du MAPAQ. Dans cette perspective, la contribution de l'écologie du paysage dans la phytoprotection pourrait s'avérer féconde. Les réseaux de dépistage ont cumulé pendant plusieurs années, 15 ans notamment pour le PRISME (Mario Asselin, communication personnelle), des données agronomiques, entomologiques, et environnementales offrant un potentiel d'information considérable. Cette information pourrait être couplée à une caractérisation paysagère des champs, ce qui permettrait des analyses multivariées afin de déterminer l'influence réelle de la structure du paysage sur les populations de ravageurs et de leurs ennemis naturels. Ces travaux permettraient aux réseaux de dépistage de raffiner leurs interventions en recueillant des informations à différentes échelles spatiales.

De telles études pourraient alors servir de base à la conception d'un système-expert de simulation en caractérisation du paysage comme soutien logistique à la lutte intégrée dans les cultures et permettrait de concevoir de nouveaux modes d'intervention et d'aménagement pour réduire la pression des ravageurs et augmenter la faune auxiliaire afin d'accroître le contrôle naturel et ainsi diminuer l'utilisation des pesticides dans les agroécosystèmes.

REMERCIEMENTS

Ce texte fait partie d'une recherche menée dans le cadre du programme de doctorat en aménagement de l'Université de Montréal, et rendue possible grâce à une bourse du Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la création (FCAR) du Ministère de l'Éducation du Québec octroyée à B. Estevez. Les travaux de G. Domon bénéficient du support du FCAR et du Conseil de recherche en Sciences humaines (CRSH). É. Lucas a en outre bénéficié de bourses du « Commissionat per a Universitats i Recerca de Generalitat de Catalunya » (Coopération Québec-Catalunya) et du FCAR. Nous remercions également O. Alomar, ainsi que les correcteurs pour leurs suggestions sur le manuscrit.

RÉFÉRENCES

- ACTA.** 1997. Les Auxiliaires. INRA, France.
- Albajes, R. et O. Alomar.** 1999. Current and potential use of polyphagous predators. Pages 265-275 in R. Albajes, M.L. Gullino, J.C. van Lenteren et Y. Elad (éd.), *Integrated pest and disease management in greenhouse crops*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht (The Netherlands).
- Allen, T.F.H. et T.B. Starr.** 1982. Hierarchy perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago, USA, 310 pp.
- Altieri, M.A.** 1994. Biodiversity and pest-management in agroecosystems. Food Products Press, New York, 185 pp.
- Altieri M.A.** 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 74 : 19-31.
- Altieri, M.A. et L.L. Schmidt.** 1986a. The dynamics of colonizing arthropod communities at the interface of abandoned organic and commercial apple orchards and adjacent woodland habitats. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 16 : 29-43.
- Altieri, M.A. et L.L. Schmidt.** 1986b. Cover crops affect insect and spider populations in apple orchards. *Calif. Agric.* 40 : 15-17.
- Anderson, G.S. et B.J. Danielson.** 1997. The effect of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. *Landscape Ecol.* 12 : 261-271.
- Andow, D.A.** 1991. Vegetational diversity and arthropod population response. *Annu. Rev. Entomol.* 36 : 561-586.
- Banaszak, J.** 1985. Impact of agricultural landscape structure on diversity and density of pollination insects. Pages 75-84 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- Barbosa, P.** 1998. Conservation biological control. Academic Press, Toronto, 396 pp.
- Barrett, G.W.** 1992. Landscape ecology : Designing sustainable agricultural landscapes. *J. Sustain. Agric.* 2 (3) : 83-103.
- Barrett, G.W. et J.D. Peles.** 1994. Optimizing habitat fragmentation : an agrolandscape perspective. *Landscape Urban Plann.* 28 : 99-105.
- Baudry, J.** 1989. Interactions between agriculture and ecological systems at the landscape level. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 27 : 119-130.
- Bélair, G. et Y. Fournier.** 1995. La laitue pour la lutte contre le nématode des nodosités en sol organique. Résumé des recherches. Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, 29 pp.
- Bird, G.W., T. Edens, F. Drummond et E. Groden.** 1990. Design of pest management systems for sustainable agriculture. Pages 55-110 in C.A. Francis, C.F. Flora et L.D. King (éd.), *Sustainable agriculture in temperate zones*. J. Wiley, N.Y.
- Boivin, G.** 1994. Lutte biologique contre la punaise terne et la mouche du chou, en culture maraîchère. Sommaire du projet. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire, Saint-Jean-sur-Richelieu (Québec), 2 pp.
- Bouchery, Y.** 1985. Influence de l'environnement végétal sur les pucerons ravageurs des cultures en France. Pages 129-137 in J. Missonnier et L. Ryszkowski. (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.

- Brandt, J. 2000.** The landscape of landscape ecologists. *Landscape Ecol.* 15 : 181-185.
- Burel, F. 1992.** Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecol.* 6 (3) : 161-174.
- Burel, F. et J. Baudry. 1995.** Species biodiversity in changing agricultural landscapes : A case study in the Pays d'Auge, France. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 55 : 193-200.
- Cancela da Fonseca, J.P. 1991.** Ecological diversity and ecological systems complexity : local or global approach? *Rev. Ecol. Biol. Sol* 28 (1) : 51-66.
- Chaboussou, F. 1982.** Les plantes malades des pesticides. Éditions Debar, Paris, 265 pp.
- Clergeau, P. et F. Burel. 1997.** The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level : an exemple in a bird distribution. *Landscape Urban Plann.* 38 : 37-43.
- Cromartie, W.J. 1981.** The environmental control of insects using crop diversity. Pages 223-251 in D. Pimentel (éd.), *CRC handbook of pest management*. CRC press, Boca Raton, Florida.
- de Loach, C.J. 1970.** The effect of habitat diversity on predation. Vol. 2. Pages 223-241 in E.V. Komarck (éd.), *Proceedings of the Tall Timbers Conference on Ecological Animal Control by Habitat Management*. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida.
- Delettre, Y., P. Tréhen et P. Grootaert. 1992.** Space heterogeneity, space use and short-range dispersal in Diptera : A case study. *Landscape Ecol.* 6 (3) : 175-181.
- Dennis, P. et G.L.A. Fry. 1992.** Field margins : can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agric. Ecosyst. & Environ.* 40 : 95-115.
- Dix, M.R., L. Hodges, J.R. Brandle, R.J. Wright et M.O. Harrell. 1997.** Effects of shelterbelts on the aerial distribution of insects pests in muskmelon. *J. Sustain. Agric.* 9 (2/3) : 5-23.
- Domon, G. et J. Falardeau. 1995.** Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du paysage. Poly-science publication, Morin Heights, Québec, 227 pp.
- Dramstad, W.E., J.D. Olson et R.T.T. Forman. 1996.** Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning. Harward University Press, Massachusetts, 80 pp.
- Fahrig, L. et G. Merriam. 1985.** Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66 : 1762-1768.
- Fahrig, L. et G. Merriam. 1994.** Conservation of fragmented populations. *Conserv. Biol.* 8 : 50-59.
- Feeny, P. 1976.** Plant apparency and chemical defense. *Recent Adv. Phytochem.* 10 : 1-49.
- Ferro, D.N. et J.N. McNeil. 1998.** Habitat enhancement and conservation of natural enemies of insects. Pages 123-132 in P. Barbosa (éd.), *Conservation biological control*. Academic Press, Toronto.
- Forman, R.T.T. 1995a.** Land mosaics : The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, USA, 632 pp.
- Forman, R.T.T. 1995b.** Some general principles of landscapes and regional ecology. *Landscape Ecol.* 10 (3) : 133-142.
- Forman, R.T.T. et M. Godron. 1986.** Landscape ecology. John Wiley & Sons, N.Y., 620 pp.
- Forman, R.T.T. et P.N. Moore. 1992.** Theoretical foundations for understanding boundaries in landscape mosaics. Pages 236-258 in F. di Castri et A.J. Hansen (éd.), *Landscape boundaries : Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.
- Fry, G. et I. Sarlöv-Herlin. 1997.** The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape; a basis for design and management. *Landscape Urban Plann.* 37 : 44-55.
- Gliessman, S.R. 1989.** Agroecology : Researching the ecological basis for sustainable agriculture. Pages 3-10 in S.R. Gliessman (éd.), *Agroecology : Researching the ecological basis for sustainable agriculture*. Ecological studies 78, Springer Verlag, New York.
- Godin C. et G. Boivin. 1998.** Lepidopteran pests of *Brassica* crops and their parasitoids in Southwestern Quebec. *Environ. Entomol.* 27 (3) : 1157-1165.
- Gravesen, E. et S. Toft. 1987.** Grass fields as reservoirs for polyphagous predators (Arthropoda) of aphids (Homopt., Aphidae). *J. Appl. Entomol.* 104 : 461-473.
- Gulinc, H. 1986.** Landscape ecological aspects of agro-ecosystems. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 16 : 79-86.
- Gut, L.J., C.E. Jochums, P.H. Westgard et W.J. Liss. 1982.** Variation in pear psylla (*Psylla pyricola* Foerster) densities in southern Oregon orchards and its implications. *Acta Hort.* 124 : 101-111.
- Hansen, A.J., P.G. Risser et F. di Castri. 1992.** Epilogue : Biodiversity and ecological flows across ecotones. Pages 423-438 in F. di Castri et A.J. Hansen (éd.), *Landscape boundaries : Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York.

- Heinen, K., J. Wegner et G. Merriam. 1998.** Population effects of landscape model manipulation on two behaviourably different woodland small mammals. *Oikos* 81 : 168-186.
- Hendricks, K., D.J. Stobbelaar et J.D. van Mansvelt. 2000.** The appearance of agriculture. An assessment of the quality of landscape of both organic and conventional horticultural farms in West Friesland. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 77 : 157-175.
- Herzog, D.C. et J.E. Funderburk. 1986.** Ecological bases for habitat management and pest cultural control. Pages 217-250 in M. Kogan (éd.), *Ecological theory and integrated pest management practice*. J. Wiley & Sons, N.Y., 362 pp.
- Hobbs, R. 1997.** Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape Urban Plann.* 37 : 1-9.
- Holland, J. et L. Fahrig. 2000.** Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields : a landscape-scale analysis. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 78 : 115-122.
- Iperti, G. 1985.** Ecobiologie des coccinelles aphidophages : les migrations. Pages 107-120 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- Kemp, J.C. et G.W. Barrett. 1989.** Spatial patterning : Impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystem. *Ecology* 70 (1) : 114-128.
- Kowalska, T. 1985.** Action des plantes environnantes sur les populations d'insectes entomophages en culture de chou tardif. Pages 165-169 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- Labeyrie, V. 1985.** For the definition of an ecological strategy in the protection of agroecosystems. *Oecol. Humana* 33 : 404-410.
- Landis, D.A. et M.J. Haas. 1992.** Influence of landscape structure on abundance and within field distribution of European corn borer (*Lepidoptera* : *Pyrilidae*) larval parasitoids in Michigan. *Environ. Entomol.* 21 (2) : 409-416.
- Landis, D.A. et F.D. Menalled. 1998.** Ecological considerations in the conservation of effective parasitoid communities in agricultural systems. Pages 101-121 in P. Barbosa (éd.), *Conservation biological control*. Academic Press, Toronto.
- Levins, R. 1986.** Perspectives in integrated pest management : From an industrial to an ecological model of pest management. Pages 1-18 in M. Kogan (éd.), *Ecological theory and integrated pest management practice*. J. Wiley & Sons, N.Y., 362 pp.
- Lucas, E., D. Coderre et J. Brodeur. 1998.** Intraguild predation among aphid predators : Characterization and influence of extraguild prey density. *Ecology* 79 : 1084-1092.
- Luczak, J. 1985.** The distribution of spiders and the structure of their communities under the pressure of agriculture and industry. Pages 85-96 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- MacArthur, R.H. et E.O. Wilson. 1967.** The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, New Jersey, 203 pp.
- MAPAQ. 1994.** Le développement durable, pour la suite des choses. Politique ministérielle de développement durable, Québec, 25 pp.
- MAPAQ. 1997.** Stratégie phytosanitaire : Repositionnement 1997-2000. Document synthèse, Québec, 4 pp.
- Marino, P.C. et D.A. Landis. 1996.** Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems. *Ecol. Appl.* 6 (1) : 276-284.
- McNeely, J.A., K.R. Miller, W.V. Reid, R.A. Mittermeier et T.B. Werner. 1990.** Conserving the world's biological diversity. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. WRI, Cons. Intl., World Wildlife Funders, World Bank, Washington DC, 260 pp.
- Missonnier, J. et E. Brunel. 1985.** Influence de l'évolution des pratiques culturelles sur les animaux déprédateurs des cultures françaises. Pages 11-25 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- Moss, M.R. 2000.** Interdisciplinary, landscape ecology and the «transformation of agricultural landscapes». *Landscape Ecol.* 15 : 303-311.
- Motyka, G. et T.C. Edens. 1984.** A comparison of heterogeneity and abundance of pests and beneficials across a spectrum of chemical and cultural controls. *Pest Manage. Tech. Rept. #41*, Dept. of Entomol., Mich. State Univ., Michigan, 44 pp.
- Oka, I.N. et D. Pimentel. 1976.** Herbicide (2,4-D) increases insect and pathogen pests on corn. *Science* 193 : 239-240.
- Opdam, P. 1990.** Dispersal in fragmented populations : the key to survival. Pages 3-17 in R.G.H. Bunce et D.C. Howard (éd.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press, London, 288 pp.
- Paoletti, M.G. 1995.** Biodiversity, traditional landscape and agroecosystem management. *Landscape Urban Plann.* 31 : 117-128.

- Patriquin, D.G., D. Baines, J. Lewis et A. Macdougall. 1988.** Aphid infestation of fababeans on an organic farm in relation to weeds, intercrops and added nitrogen. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 20 : 279-288.
- Phipps, M. 1995.** Paysage écologique, système organisé et analyse de l'information. Pages 15-24 in G. Domon et J. Falardeau (éd.), *Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire*, Polyscience publication, Morin Heights, Québec.
- Pimentel, D., U. Stachow, D.A. Takacs, H.W. Brubaker, A.R. Dumas, J.J. Meaney, J. O'Neil, D.E. Onsi et D.B. Corzilius. 1992.** Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42 (5) : 354-362.
- Polis, G.A., W.B. Anderson et R.D. Holt. 1997.** Toward an integration of landscape and food web ecology : The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28 : 289-316.
- Price, P.W., C.E. Bouton, P. Gross, B.A. McPherson, J.N. Thompson et A.E. Weise. 1980.** Interactions among three trophic levels : influence of plants on interaction between insect herbivores and natural enemies. *Annu. Rev. Ecol.* 11 : 41-60.
- Rieux, R., S. Simon et H. Defrance. 1999.** Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 73 : 119-127.
- Risch, S.J., D. Andow et M. Altieri. 1983.** Agroecosystem diversity and pest control : data, tentative conclusions, and new research directions. *Environ. Entomol.* 12 : 625-629.
- Risser, P.G. 1986.** Agroecosystems - structure, analysis and modeling. Pages 321-343 in M. Kogan (éd.), *Ecological theory and integrated pest management practice*. J. Wiley & Sons, N.Y., 362 pp.
- Risser, P.G., J.R. Karr et R.T.T. Forman. 1984.** Landscape ecology. Directions and approaches. Illinois Natural History Survey Social Publication Number 2, Champaign IL, 18 pp.
- Rosenheim, J.A., L.R. Wilhoit et C.A. Armer. 1993.** Influence of intraguild predation among generalist insect predators on the suppression of herbivore population. *Oecologia* 96 : 439-449.
- Rosenheim, J.A., H.K. Kaya, L.E. Ehler, J.J. Marois et B.A. Jaffee. 1995.** Intraguild predation among biological control agents : theory and evidence. *Biol. Control* 5 : 303-335.
- Rossi, R. et D. Nota. 2000.** Nature and landscape production potentials of organic types of agriculture : a check of evaluation criteria and parameters in two Tuscan farm-landscapes. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 77 : 53-64.
- Russel, E.P. 1989.** Enemies hypothesis : a review of the effect of vegetational diversity on predatory insects and parasitoids. *Environ. Entomol.* 18 : 590-599.
- Ryszkowski, L. et J. Karg. 1985.** Impact of agricultural landscape structure on distribution of herbivore and predator biomass. Pages 39-50 in J. Missonnier et L. Ryszkowski (éd.), *Impact de la structure des paysages agricoles sur la protection des cultures*. INRA, France.
- Speight, M.R. 1983.** The potential of ecosystem management for pest control. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 10 : 183-199.
- Thomas, M.B. et S.D. Wratten. 1988.** Manipulating the arable crop environment to enhance the activity of predatory insects. *Appl. Biol.* 17 : 57-66.
- Tourneur, J.C., D. Bouchard et J.G. Pilon. 1992.** Le complexe des ennemis naturels des pucerons en pommeraie au Québec. Pages 179-194 in C. Vincent et D. Coderre (éd.), *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec, 671 pp.
- Turner, M.G. 1988.** Changes in Landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecol.* 1 (4) : 241-251.
- USDA. 1973.** Monoculture in agriculture : extent, causes, and problems - Report of the task force on spatial heterogeneity in agricultural landscapes and enterprises. U.S. Government Printing Office, Washington DC, 64 pp.
- Vereijken, P. 1989.** From integrated control to integrated farming, an experimental approach. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 26 : 37-43.
- Vincent, C. et D. Coderre. 1992.** La lutte biologique à la croisée des chemins. Pages 645-650 in C. Vincent et D. Coderre (éd.), *La lutte biologique*. Gaëtan Morin, Québec, 671 pp.
- White, T.C.R., 1984.** The abundance of vertebrates herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia* 63 : 90-105.
- Wilson, P.J. 1994.** Managing field margins for the conservation of the arable flora. *Br. Crop Prot. Counc. Monogr.* 58 : 253-258.
- Wratten, S.D. et C.F.G. Thomas. 1990.** Farm-scale spatial dynamics of predators and parasitoids in agricultural landscapes. Pages 219-237 in R.G.H. Bunce et D.C. Howard (éd.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press, London.