

Direction de la faune et des habitats

Influence de l'étagement de la végétation dans les
bandes riveraines en milieu agricole sur leur utilisation par les
micromammifères et l'herpétofaune

par

Charles Maisonneuve

Direction de la faune et des habitats

et

Stéphanie Rioux

Département de Biologie, Université Laval

Ministère de l'Environnement et de la Faune

Québec, octobre 1998

RÉFÉRENCE À CITER:

MAISONNEUVE, C., et S. RIOUX. 1998. Influence de l'étagement de la végétation dans les bandes riveraines en milieu agricole sur leur utilisation par les micromammifères et l'herpétofaune. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats. 57 p.

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec, 1999

ISBN : 2-550-34089-2

RÉSUMÉ

Afin de déterminer l'importance de la bande riveraine en milieu agricole comme habitat faunique et vérifier la crainte des agriculteurs concernant la propagation de rongeurs nuisibles aux cultures à partir de bandes non entretenues, nous avons comparé l'abondance, la composition et la diversité des micromammifères, des amphibiens et des reptiles présents dans des bandes riveraines de trois types : herbacées, arbustives et boisées. Un total de 1 460 mammifères de 14 espèces et 329 amphibiens et reptiles appartenant à 11 espèces ont été capturés dans le bassin versant de la rivière Boyer au moyen de lignes de piégeage et de clôtures de déviation. Parmi ces espèces, certaines, considérées comme généralistes, sont abondantes dans les trois types de bande : musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*), souris sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*), grande musaraigne (*Blarina brevicauda*) et crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*). D'autres espèces semblent cependant avoir des exigences d'habitat plus particulières et ne sont abondantes que dans un ou deux types de bande. La souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), la musaraigne fuligineuse (*Sorex fumeus*), le campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*) et la grenouille léopard (*Rana pipiens*) sont particulièrement associés aux bandes boisées, tandis que la grenouille des bois (*Rana sylvatica*) est surtout rencontrée dans les bandes arbustives.

L'abondance totale de micromammifères et d'herpétofaune augmente graduellement avec l'étagement de la végétation. Un niveau de diversité semblable a été obtenu dans les bandes herbacées et boisées, tant pour les micromammifères que pour l'herpétofaune. La composition des communautés qui occupent ces deux types de bande riveraine serait cependant différente. Les bandes herbacées et boisées sont celles qui présentent le niveau de diversité le plus élevé pour les micromammifères, tandis que les bandes arbustives abritent l'herpétofaune la plus diversifiée. La proportion de rongeurs nuisibles aux cultures (campagnol des champs *Microtus pennsylvanicus* et souris commune *Mus musculus*) diminue avec l'étagement de la végétation. À l'inverse, l'abondance et la diversité des espèces insectivores augmentent avec cet étagement, favorisant possiblement un meilleur contrôle sur les populations d'insectes nuisibles susceptibles de passer une partie de leur cycle vital dans les bandes riveraines. La conservation de la végétation ligneuse dans les bandes riveraines est donc susceptible de favoriser le maintien d'une plus grande abondance et d'une meilleure

diversité faunique, tout en réduisant les risques que ces bandes deviennent des abris pour des espèces nuisibles aux cultures.

TABLE DES MATIÈRES

	<i>Page</i>
RÉSUMÉ.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES ANNEXES.....	xi
1. INTRODUCTION.....	1
2. AIRE D'ÉTUDE.....	3
3. MÉTHODES.....	6
3.1 Protocole expérimental.....	6
3.2 Analyses statistiques.....	10
4. RÉSULTATS.....	14
4.1 Micromammifères.....	14
4.1.1 Chronologie des captures et répartition selon le type de piège.....	14
4.1.2 Abondance relative et amplitude d'habitat.....	17
4.1.3 Indices de diversité.....	20
4.2 Herpétofaune.....	23
4.2.1 Chronologie des captures et répartition selon le type de piège.....	23
4.2.2 Abondance relative et amplitude d'habitat.....	25
4.2.3 Indices de diversité.....	28
4.2.3 Recherches systématiques.....	30
5. DISCUSSION.....	31
5.1 Micromammifères.....	31
5.1.1 Abondance, richesse et diversité.....	31
5.1.2 Espèces généralistes.....	32
5.1.3 Espèces spécialistes.....	35
5.2 Herpétofaune.....	38
5.2.1 Abondance, richesse et diversité.....	38
5.2.2 Espèces généralistes.....	40
5.2.3 Espèces spécialistes.....	40
5.3 Craintes du monde agricole.....	41
6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	44
REMERCIEMENTS.....	46

RÉFÉRENCES	47
ANNEXE 1	56

LISTE DES TABLEAUX

	<i>Page</i>
Tableau 1. Chronologie de réalisation de l'échantillonnage de micromammifères et d'herpétofaune dans le bassin versant de la rivière Boyer, 1995-1997	9
Tableau 2. Chronologie de réalisation de l'échantillonnage effectué au moyen des clôtures de déviation	9
Tableau 3. Répartition des captures de micromammifères effectuées dans le bassin versant de la rivière Boyer selon le type de piège placé dans les deux dispositifs utilisés.....	15
Tableau 4. Nombre de captures et abondance relative des espèces de micromammifères selon le type d'habitat et la méthode de piégeage, et amplitude d'habitat des espèces capturées.....	18
Tableau 5. Abondance et différents indices de diversité des communautés de micromammifères selon le type de bande riveraine.....	22
Tableau 6. Répartition des captures d'herpétofaune effectuées dans le bassin versant de la rivière Boyer selon le type de piège placé dans les deux dispositifs utilisés	24
Tableau 7. Nombre de captures et abondance relative des espèces d'amphibiens et reptiles selon le type de bande riveraine et amplitude d'habitat des espèces capturées	27
Tableau 8. Abondance et différents indices de diversité de l'herpétofaune selon le type de bande riveraine	29
Tableau 9. Résultats des recherches systématiques effectuées dans les différents types de bande riveraine.....	30

LISTE DES FIGURES

	<i>Page</i>
Figure 1. Localisation du bassin versant de la rivière Boyer.....	4
Figure 2. Localisation des sites d'échantillonnage.....	8
Figure 3. Répartition des captures effectuées au moyen de clôtures de déviation selon la période d'échantillonnage.....	15
Figure 4. Abondance des espèces de micromammifères insectivores et rongeurs nuisibles ou non aux cultures dans les différents types de bande riveraine.....	20

LISTE DES ANNEXES

Page

Annexe 1. Valeurs moyennes, minimales et maximales du nombre d'individus
capturés par espèce et par type de bande riveraine.....59

1. INTRODUCTION

La conservation de bandes riveraines adéquates constitue l'un des moyens préconisés pour diminuer l'impact des activités agricoles sur la qualité de l'eau des cours et plans d'eau en paysage agricole. En effet, cette bande de végétation prévient l'érosion des sols tout en filtrant les eaux de ruissellement provenant des terres agricoles et contenant des fertilisants, des pesticides et des particules sédimentaires. Elle permet également de maintenir la qualité des habitats aquatiques en régularisant la température de l'eau. Le milieu riverain joue également un rôle important en tant qu'habitat pour une grande diversité d'espèces animales (Thomas *et al.* 1979 ; Vandal et Huot 1985 ; Small et Johnson 1986 ; Decamps *et al.* 1987 ; Naiman *et al.* 1993). Au Québec, selon la compilation de Vandal et Huot (1985), qui est issue d'une revue de littérature, le milieu riverain sec accueillerait environ 80% de toutes les espèces de reptiles, près de 60% de toutes les espèces de mammifères et d'amphibiens et plus de 40% des espèces d'oiseaux nicheurs.

Cependant, ces bandes font très souvent l'objet d'un fauchage par les agriculteurs qui croient ainsi contrôler les espèces susceptibles de nuire à leurs cultures comme les oiseaux noirs, les petits rongeurs nuisibles, les insectes ravageurs et les mauvaises herbes. Dans une étude récente (Lamarre *et al.* 1993), réalisée pour le compte de la Fédération de l'Union des producteurs agricoles (UPA) de Saint-Jean Valleyfield, on recommande même un entretien régulier de la bande riveraine au moyen d'herbicides afin d'y enrayer les mauvaises herbes, la recommandation s'étendant même à l'entretien du talus du cours d'eau. Il est donc évident que la perception de la bande riveraine par le monde agricole représente un obstacle aux démarches entreprises pour tenter d'améliorer les conditions d'habitat pour la faune en paysage agricole.

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'un projet conjoint entre le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec et le Service canadien de la faune. Ce projet avait comme objectif l'émission de recommandations sur la conservation et l'aménagement intégré des bandes riveraines en milieu agricole en tenant compte des besoins des différents groupes fauniques. Une série d'études a donc été entreprise pour déterminer l'utilisation de différents types de bande riveraine par les oiseaux, les petits mammifères, l'herpétofaune et

les insectes et pour documenter leur utilisation par les espèces nuisibles et bénéfiques pour l'agriculture. Le présent rapport décrit le volet concernant les micromammifères et l'herpétofaune.

L'utilisation de la bande riveraine en milieu agricole par les micromammifères et l'herpétofaune est un sujet très peu documenté. Certaines études, bien que réalisées en milieu agricole, l'ont été dans d'autres types d'habitats linéaires, comme les haies brise-vent ou les lisières de végétation laissées le long des clôtures (Yahner 1983 ; Linduska 1949 ; Dambach 1948), tandis que plusieurs autres ont été réalisées en milieu agroforestier ou semi-désertique. Leurs conclusions ne sont donc pas toujours facilement applicables aux bandes riveraines agricoles.

Les principaux objectifs visés par la présente étude étaient donc :

- 1) de déterminer l'importance de la bande riveraine en milieu agricole comme habitat faunique en comparant l'abondance, la composition et la diversité des micromammifères, amphibiens et reptiles dans des bandes de trois types, soit herbacées, arbustives et boisées ;
- 2) vérifier le fondement des craintes du monde agricole en ce qui concerne la propagation de rongeurs nuisibles aux cultures à partir de bandes riveraines non entretenues.

2. AIRE D'ÉTUDE

La rivière Boyer se jette dans le fleuve Saint-Laurent à environ 50 km en aval de la ville de Québec (figure 1). Son embouchure est localisée dans l'anse Saint-Vallier, entre les villages de Saint-Vallier et de Saint-Michel-de-Bellechasse. Cette rivière draine un bassin hydrographique situé dans la plaine comprise entre le contrefort des Appalaches et le fleuve Saint-Laurent. Cette plaine est recouverte en grande partie d'argiles marines, et le relief, généralement plat, est légèrement vallonné par endroits. Les municipalités touchées par le bassin sont Honfleur, La Durantaye, Saint-Anselme, Saint-Charles-de-Bellechasse, Saint-Gervais, Saint-Henri-de-Lévis et Saint-Michel-de-Bellechasse.

La description qui suit est basée sur les informations fournies par Paquet (1977), Robitaille et Vigneault (1990) et Robitaille *et al.* (1990). Les données concernant l'hydrographie et la superficie de ce bassin versant ont été ajustées à partir de résultats obtenus de l'interprétation de l'imagerie satellite LANDSAT-TM (Carignan 1992), de l'interprétation de photographies aériennes couleur au 1 :15 000, ainsi que de données du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Le bassin hydrographique drainé par la rivière Boyer a une superficie de 217 km². Cette rivière est alimentée principalement par les rivières Boyer Nord et Boyer Sud, de même que par une vingtaine de ruisseaux. Le bassin compte en tout 345,5 km de cours d'eau, incluant les fossés et les rigoles aménagés afin d'améliorer le drainage des terres agricoles. Cependant, le nombre de kilomètres de cours d'eau permanents qui apparaissent sur les cartes topographiques à l'échelle 1 :20 000 s'élève à 298 km. On retrouve de nombreux rapides dans la partie supérieure du bassin versant tandis que le cours principal de la rivière se caractérise par des zones d'eaux calmes, particulièrement le tronçon situé en aval du village de Saint-Charles-de-Bellechasse où de nombreux méandres se sont formés dans les dépôts sablonneux et les alluvions. De 1948 à 1992, 73% du réseau hydrographique a été affecté par des travaux d'approfondissement et de redressement à des fins de drainage. En plusieurs endroits, les berges sont sujettes à l'érosion à cause de labours réalisés trop près des rives et à cause de l'élimination de la végétation par les agriculteurs.

Figure 1. Localisation du bassin versant de la rivière Boyer

L'agriculture représente la forme dominante d'utilisation du sol. En effet, près de 60% de la superficie du bassin est en culture. La production de fourrages et de céréales représente la majeure partie de cette superficie avec respectivement 43% et 14% du territoire. Le reste de l'espace est couvert de forêts (14 % feuillues, 11 % mixtes et 2 % résineux), de tourbières (4 %) et de friches (2 %). Les berges de la rivière et de ses tributaires ont été dégarnies de végétation en plusieurs endroits par les cultivateurs désireux d'accroître les superficies en culture et de favoriser l'accès à la machinerie. Ainsi, la majeure partie des cours d'eau circulent en milieu agricole : 66,6% de ceux-ci ont des terres agricoles sur leurs deux rives, 25,0% ont les deux rives en milieu forestier et 8,5% n'ont qu'une seule rive en milieu forestier. Cette détérioration au niveau de la végétation riveraine, l'escarpement des berges et la nature des sols contribuent à l'érosion marquée des rives. En plus de l'apport de sédiments ainsi entraîné, l'épandage annuel de quantités considérables d'engrais et de lisier de porc qui ruissellent jusqu'aux cours d'eau contribuent à la détérioration de la qualité de l'eau.

Dans les bandes riveraines herbacées, on rencontre surtout des espèces de graminées comme *Phalaris arundinacea*, *Bromus inermis* et *Poa spp.* et des espèces non graminéoides comme *Eupatorium maculatum*, *Aster spp.*, *Solidago spp.*, *Impatiens capensis* et *Onoclea sensibilis*. Les bandes arbustives basses (< 2 mètres) sont composées d'espèces telles que *Cornus stolonifera*, *Spiraea latifolia* et *Rubus idaeus* et les bandes arbustives hautes d'*Alnus rugosa*, *Crataegus spp.* et *Prunus virginiana* essentiellement. Les principales espèces d'arbres rencontrées dans les bandes boisées sont *Acer negundo*, *Salix spp.*, *Fraxinus spp.*, *Acer saccharum* et *Populus tremuloïdes*.

3. MÉTHODES

3.1 Protocole expérimental

L'échantillonnage a été effectué dans trois types de bande riveraine (herbacées, arbustives et arborées) à l'aide de deux méthodes. La première consiste en des lignes de piégeage disposées parallèlement au cours d'eau. Un total de 20 sites ont été couverts de façon à obtenir 3 600 mètres de chacun des types de bande (figure 2). Les lignes de piégeage avaient une longueur de 600 mètres sauf pour quatre sites où la longueur de bande disponible n'était que de 300 mètres. Des pièges assommoirs (Museum Special), des cages de capture de type Sherman et des seaux de 2 litres enfouis au niveau du sol ont été disposés à tous les 10 mètres, en alternance et dans cet ordre, de sorte que chacune des lignes comprenait 20 exemplaires de chacun des trois types de pièges (10 pour les lignes de 300 mètres). Les pièges Museum étaient appâtés à l'aide de beurre d'arachide et les cages Sherman à l'aide d'un morceau de pomme enduit de beurre d'arachide. Aucun appât n'était disposé dans les fosses, mais une certaine quantité d'eau y était laissée pour noyer les spécimens. La moitié de ces lignes de piégeage a été mise en opération pendant le mois de septembre 1995 et l'autre moitié pendant le mois de septembre 1996 (tableau 1) et ce, durant cinq nuits consécutives. Les pièges étaient visités quotidiennement au lever du jour. Un effort de capture total de 1 800 nuits-pièges a donc été déployé au moyen de cette méthode à l'intérieur de chacun des types de bande.

La seconde méthode utilisée est la clôture de déviation (Corn 1994; Kirkland et Sheppard 1994), méthode qui permet de procéder à l'inventaire de l'herpétofaune, tout en permettant des captures additionnelles de micromammifères. De telles clôtures ont été établies sur 18 des sites retenus pour établir des lignes de piégeage, soit 6 par type de bande (figure 2). Chacun des dispositifs était constitué d'une clôture de jute haute de 45 cm, longue de 30 m et disposée parallèlement au cours d'eau. Quatre seaux de 25 litres (Mitchell et al. 1993) étaient enfouis au niveau du sol à tous les 10 m et une quantité d'eau suffisante pour assurer la survie des amphibiens et la noyade instantanée des micromammifères y était laissée. Finalement, deux pièges-entonnoirs (bourroles ou nasses à menés) étaient accolés de part et d'autre de la clôture (Jones 1986; Dubé 1994), à mi-chemin entre les seaux, pour un

Figure 2. Localisation des sites d'échantillonnage (les sites indiqués d'un astérisque sont ceux sur lesquels seules des lignes de piégeage ont été installées)

Tableau 1. Chronologie de réalisation de l'échantillonnage de micromammifères et d'herpétofaune dans le bassin versant de la rivière Boyer, 1995-1997

Type de bande	Longueurs totales des sites couverts					
	1995		1996		1997	
	Lignes de piégeage	Clôtures de déviation	Lignes de piégeage	Clôtures de déviation	Lignes de piégeage	Clôtures de déviation
Herbacée	2 400 m	--	1 200 m	120 m	--	60 m
Arbustive	600 m	--	3 000 m	30 m	--	150 m
Boisée	2 400 m	--	1 200 m	120 m	--	60 m
Total	5 400 m		5 400 m	270 m		270 m

Tableau 2. Chronologie de réalisation de l'échantillonnage effectué au moyen des clôtures de déviation

1996		1997	
Période	Nuits d'opération	Période	Nuits d'opération
7 - 17 mai	10	13 - 16 mai	4
20 - 23 mai	4	20 - 30 mai	10
11 - 14 juin	4	8 - 11 juillet	4
17 - 20 septembre	4	16 - 19 septembre	4
Total	22	Total	22

total de 6 par dispositif. Ces pièges étaient recouverts de végétation afin de protéger du soleil les animaux capturés. Chacune des clôtures de déviation a été en opération pendant 22 nuits, réparties selon l'horaire présenté au tableau 2, pour un effort de capture total de 220 nuits-pièges par site. Chacun des trois types de bande riveraine étudiés a donc fait l'objet de 1 320 nuits-pièges au moyen de cette méthode.

Les spécimens de micromammifères ont été recueillis dans un sac en plastique sur lequel étaient notés les numéros de site et de station ainsi que la date de capture. Ces spécimens étaient congelés le plus rapidement possible afin de les conserver pour une identification ultérieure. Cette identification était réalisée principalement à l'aide de caractères crâniométriques et dentaires (Maisonneuve *et al.* 1997a). Les amphibiens étant généralement capturés vivants, ceux-ci étaient marqués en coupant une phalange et étaient relâchés. Cette procédure donne une meilleure idée de l'abondance de ces espèces en permettant d'identifier les individus qui sont capturés à plus d'une reprise.

Finalement, afin de vérifier l'efficacité des dispositifs de capture pour la détection de certains groupes d'espèces, telles les salamandres et les couleuvres, des recherches systématiques ont été effectuées sur certains sites. Tous les abris potentiels (roches, branches, etc.) rencontrés dans une bande de 3 m en bordure de la rive étaient soulevés pour y vérifier la présence de ces espèces. La couverture effectuée variait d'un type de bande à l'autre, soit 2 400 m dans les bandes herbacées, 1 500 m dans les bandes boisées et 600 m dans les bandes arbustives.

3.2 Analyses statistiques

Plusieurs indices ont été utilisés afin de caractériser l'abondance et la diversité des espèces fauniques rencontrées dans chacun des types de bande riveraine étudiés. Ces indices permettent d'effectuer des comparaisons entre ces types de bande et de regrouper ceux-ci selon leur niveau de diversité et de similarité.

L'indice de Shannon (Zar 1984) a été retenu pour déterminer le niveau de diversité faunique dans chacun des trois types de bande étudiés:

$$H = (n \log n - \sum f_i \log f_i) / n$$

où n = nombre de captures de toutes les espèces répertoriées

f_i = nombre de captures de l'espèce i

Deux composantes influencent cet indice : le nombre d'espèces capturées (richesse) et la répartition du nombre d'individus parmi les différentes espèces rencontrées (équité) (Lloyd et Ghelardi 1964; Sheldon 1969). Pour déterminer l'équité, l'indice de Sheldon (1969) a été retenu:

$$J = H / H_{max}$$

où H est l'indice de diversité de Shannon et H_{max} représente la diversité maximum pouvant être obtenue dans l'échantillon. Cette dernière valeur est obtenue à partir du logarithme du nombre d'espèces de l'échantillon. Une valeur J égale à 0 indique une composition spécifique dominée par un petit nombre d'espèces alors qu'une valeur de 1 indique que toutes les espèces sont représentées par un même nombre d'individus.

Le test t de Hutcheson (1970) a été employé pour comparer les différents indices de diversité:

$$t = H_1 - H_2 / \sqrt{S^2_{H1} + S^2_{H2}}$$

Une approximation de la variance de H (Zar 1984) a été obtenue par:

$$S^2_H = (\sum f_i \log f_i - (\sum f_i \log f_i)^2 / n) / n^2$$

Le nombre de degrés de liberté, nécessaire pour trouver la valeur théorique dans la table de Student, était déterminé au moyen de la formule suivante, tirée de Hutcheson (1970) :

$$v = \{(S^2_{H1} + S^2_{H2})^2\} / [\{(S^2_{H1})^2 / n_1\} + \{(S^2_{H2})^2 / n_2\}]$$

Des échantillons peuvent avoir des indices de diversité semblables sans nécessairement être composés des mêmes espèces. L'indice de recouvrement des communautés, élaboré par Horn (1966), devient donc d'une grande utilité lorsque l'on désire faire la distinction entre des communautés semblables à la fois en composition et en diversité :

$$R_0 = \frac{\sum((f_i + g_i) \log (f_i + g_i)) - \sum(f_i \log f_i) - \sum(g_i \log g_i)}{((n_1 + n_2) \log (n_1 + n_2)) - (n_1 \log n_1) - (n_2 \log n_2)}$$

où f_i = nombre de captures de l'espèce i

g_i = nombre de captures de l'espèce j

n_1 = nombre de captures de toutes les espèces répertoriées dans l'habitat 1

n_2 = nombre de captures de toutes les espèces répertoriées dans l'habitat 2

Cet indice de recouvrement varie de 0, lorsque les deux communautés comparées n'ont aucune espèce en commun, à une valeur maximale de 1 lorsque la composition spécifique et l'abondance relative des espèces concernées sont identiques.

Pour avoir une idée de l'amplitude de la niche écologique des différentes espèces de micromammifères, l'inverse de l'indice de Simpson (Levins 1968 ; Colwell et Futuyma 1971 ; Whittaker et Levin 1975 ; Brown et Parker 1982) a été utilisé:

$$A = 1 / \sum p_{ij}^2$$

où p_{ij} représente le taux d'occupation relatif de l'espèce i pour l'habitat j . Ce taux d'occupation est obtenu comme suit:

$$p_{ij} = O_{ij} / \sum O_{ij}$$

où O_{ij} est le nombre de captures de l'espèce i dans l'habitat j . Comme nous avons trois milieux différents, une valeur d'amplitude de 1 signifie que cette espèce ne se retrouve que dans un seul type de bande alors que la valeur 3 signifie que l'espèce est répartie également dans chacun des trois types de bande.

Cette valeur de l'amplitude d'habitat nous donne un indice de la tolérance aux modifications de l'habitat. Les espèces ayant une grande amplitude sont considérées comme tolérantes et celles ayant une faible amplitude, comme intolérantes (Best *et al.* 1979; Stauffer et Best 1980).

Pour comparer la composition des communautés de micromammifères (proportions d'insectivores et de rongeurs) dans chacun des types de bande riveraine, un test G (Scherrer 1984 :484) a été effectué à l'aide du logiciel de statistique SAS (SAS Institute Inc., version 6.12, 1996). Dans les cas où ce test révélait une hétérogénéité entre les différents types de bande riveraine, un test de comparaison multiple (Scherrer 1984 :488) était utilisé pour déterminer à quel type de bande était due celle-ci. Selon une revue de littérature (Gélinas *et al.* 1996), deux espèces de micromammifères sont considérées comme nuisibles pour les cultures en milieu agricole: le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) et la souris commune (*Mus musculus*). Le test G a donc aussi été utilisé pour comparer les proportions d'espèces nuisibles parmi les rongeurs.

4. RÉSULTATS

4.1 Micromammifères

4.1.1 Chronologie des captures et répartition selon le type de piège

Les deux méthodes utilisées ont permis la capture d'un nombre total de 1 460 mammifères appartenant à 14 espèces (tableau 3). Huit de ces espèces appartiennent à l'ordre des rongeurs (quatre muridés, deux dipodidés et deux sciuridés), cinq à l'ordre des insectivores (famille des soricidés) et une à l'ordre des carnivores (famille des mustélidés).

En 1996, la majorité des captures ont été effectuées au cours des périodes d'échantillonnage du mois de juin et du mois de septembre (figure 3). Comme peu de captures ont été effectuées au cours de la première période d'échantillonnage réalisée au début du mois de mai, les campagnes printanières ont été décalées d'une semaine au cours de la saison 1997. La période de juin a aussi été déplacée en juillet. Cette dernière période a encore permis la capture d'un bon nombre de micromammifères. La proportion des captures effectuées lors de l'échantillonnage du mois de septembre 1997 a cependant diminué de moitié par rapport à 1996.

Près des trois quarts de l'ensemble des captures effectuées dans les lignes de piégeage l'ont été dans les fosses de 2 litres, et plus de 85 % des spécimens recueillis au moyen des clôtures de déviation ont été capturés dans les fosses de 25 litres (tableau 3). La très grande majorité des captures d'insectivores ont ainsi été effectuées dans les fosses des deux types de dispositif, à l'exception de la grande musaraigne (*Blarina brevicauda*) dont les captures ont été relativement réparties dans l'ensemble des types de pièges utilisés. Parmi les espèces de rongeurs les plus abondantes, le campagnol des champs et la souris sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*) ont aussi été sélectionnés en plus grand nombre dans les pièges à fosse. Les captures de campagnols à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*) ont été relativement mieux réparties dans l'ensemble des types de pièges utilisés, tandis que le piège Museum a été plus efficace pour la capture de la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*).

Tableau 3. Répartition des captures de micromammifères effectuées dans le bassin versant de la rivière Boyer selon le type de piège placé dans les deux dispositifs utilisés

Espèces	Lignes de piégeage						Clôtures de déviation			
	Fosse (2 l)		Museum		Sherman		Fosse (25 l)		Bourrole	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Musaraigne cendrée	264	94,3	13	4,6	3	1,1	120	88,2	16	11,8
Musaraigne fuligineuse	15	100,0	0	0,0	0	0,0	15	93,8	1	6,3
Musaraigne pygmée	4	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0
Grande musaraigne	32	36,8	34	39,1	21	24,4	57	87,7	8	12,3
Condylure étoilé	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	100,0	0	0,0
Campagnol des champs	28	77,8	6	16,7	2	5,6	23	92,0	2	8,0
Campagnol à dos roux de Gapper	9	34,6	9	34,6	8	30,8	34	89,5	4	10,5
Souris sylvestre	7	12,3	32	56,1	18	31,6	10	91,9	1	8,1
Souris sauteuse des bois	0	0,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0
Souris sauteuse des champs	213	81,6	36	13,8	12	4,6	291	82,7	61	17,3
Souris commune	2	15,4	7	53,9	4	30,8	1	100,0	0	0,0
Écureuil roux	0	0,0	0	0,0	7	100,0	1	100,0	0	0,0
Tamia rayé	0	0,0	0	0,0	1	100,0	1	100,0	0	0,0
Hermine	0	0,0	0	0,0	4	100,0	11	100,0	0	0,0
Total	574	72,6	138	17,5	81	9,9	572	85,8	95	14,2

La majorité des souris communes ont été capturées au moyen des lignes de piégeage, indiquant possiblement une sélectivité du type de piège utilisé dans ce dispositif. À l'inverse, le condylure étoilé (*Condylura cristata*) n'a été capturé qu'au moyen des seaux disposés dans les clôtures de déviation. Les deux seuls pièges ayant permis la capture des sciuridés et de l'hermine (*Mustela erminea*) sont le piège Sherman et la fosse de 25 litres.

4.1.2 Abondance relative et amplitude d'habitat

Les valeurs moyennes, maximales et minimales du nombre d'individus capturés par espèce sont présentées à l'annexe 1. Le nombre total de captures effectuées augmente avec l'étagement de la végétation: la bande herbacée compte 23,6 % des captures, la bande arbustive 34,0 % et la bande boisée 42,5 % (tableau 4).

L'espèce la plus abondante est la souris sauteuse des champs avec 42,1 % des effectifs, suivie de la musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) (28,5 %) et de la grande musaraigne (10,4 %). Les valeurs obtenues pour l'indice d'amplitude d'habitat de ces trois espèces sont aussi les plus élevées, indiquant également qu'il s'agit d'espèces généralistes. Elles sont d'ailleurs les seules espèces à avoir été détectées sur chacun des 18 sites couverts (tableau 4). Après ces espèces, le campagnol des champs, qui ne compte que pour 4,2 % des prises, est celle pour laquelle l'indice d'amplitude est le plus élevé. Contrairement aux trois espèces précédentes, dont l'abondance augmente généralement avec l'étagement de la végétation, le plus grand nombre de campagnols des champs capturés a été obtenu dans les bandes herbacées avec 44,3 % des effectifs de cette espèce. On y a ainsi capturé près de deux fois plus d'individus que dans les bandes boisées.

Le campagnol à dos roux de Gapper ne représente que 4,4 % des captures effectuées. Bien que l'amplitude d'habitat obtenue pour cette espèce soit relativement élevée (2,36), seules les bandes boisées ont vu l'ensemble des six sites occupés par celle-ci, regroupant ainsi 58 %

Tableau 4. Nombre de captures et abondance relative des espèces de micromammifères selon le type d'habitat et la méthode de piégeage, et amplitude d'habitat des espèces capturées

Espèce	Nombre de captures selon le type de bande									Nombre total de captures				Amplitude d'habitat
	Herbacée			Arbustive			Boisée			Ligne de piégeage		Clôture de déviation		
	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	n	%	n	%	
Musaraigne cendrée	59	33	6	116	50	6	105	53	6	280	35,4	136	20,4	2,84
Musaraigne fuligineuse	1	1	2	5	0	2	9	15	6	15	1,9	16	2,4	1,59
Musaraigne pygmée	1	0	1	3	0	2	0	1	1	4	0,5	1	0,2	2,27
Grande musaraigne	31	11	6	23	34	6	33	20	6	87	11,0	65	9,8	2,95
Condylure étoilé	0	4	3	0	0	0	0	3	2	0	0,0	7	1,1	1,96
Campagnol des champs	20	7	5	11	10	6	5	8	3	36	4,6	25	3,8	2,78
Campagnol à dos roux de Gapper	2	11	3	0	14	4	24	13	6	26	3,3	38	5,7	2,36
Souris commune	7	0	3	2	0	2	4	1	4	13	1,7	1	0,2	2,51
Souris sylvestre	0	0	0	3	0	1	54	11	6	57	7,3	11	1,7	1,09
Souris sauteuse des bois	0	0	0	1	0	1	1	2	2	2	0,3	2	0,3	1,60
Souris sauteuse des champs	74	78	6	92	121	6	95	153	6	261	33,0	352	52,7	2,89
Écureuil roux	1	0	2	1	0	1	5	1	4	7	0,9	1	0,2	1,68
Tamia rayé	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0,1	1	0,2	1,00
Hermine	0	3	2	3	7	4	1	1	2	4	0,1	11	1,7	1,99
TOTAL	196	148		260	236		337	283		793		667		

des individus capturés (tableau 4). L'espèce n'a été décelée que sur trois des six sites répartis dans les bandes herbacées.

La souris sylvestre représente 4,7 % des captures et 95,6 % de celles-ci l'ont été dans les bandes boisées, seul type de bande où cette espèce a été détectée sur l'ensemble des sites (tableau 4). À l'exception du tamia rayé, pour lequel le nombre de captures est insuffisant pour obtenir une valeur d'amplitude fiable, la souris sylvestre est l'espèce qui a obtenu la plus faible valeur pour l'indice d'amplitude d'habitat, indiquant qu'il s'agit d'une espèce spécialiste. La musaraigne fuligineuse (*Sorex fumeus*), qui ne compte que pour 2,1 % des effectifs capturés, a aussi obtenu un valeur d'amplitude d'habitat relativement faible. Plus de 75 % des individus ont été prélevés dans les bandes boisées, l'espèce étant quasi absente des bandes herbacées. Il s'agit donc d'une espèce peu tolérante à des modifications d'habitat, les milieux où la structure de la végétation est plus complexe étant préférés.

Les autres espèces présentes comptent chacune pour moins de 1,0 % des captures totales. À cause du faible nombre d'individus capturés, les valeurs d'amplitude pour ces dernières sont probablement peu significatives. Les captures de souris communes ont été réparties dans l'ensemble des types de bande riveraine. Le condylure étoilé était absent des bandes arbustives (tableau 4). La musaraigne pygmée (*Sorex hoyi*) et la souris sauteuse des bois (*Napaeozapus insignis*) n'ont été rencontrées que très rarement avec un total de cinq et quatre captures respectivement. La première a été capturée dans les trois types de bande riveraine, tandis que la seconde n'a été capturée que dans les bandes arbustives et boisées.

Le tamia rayé (*Tamias striatus*) n'a été détecté que dans les bandes boisées, et l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), bien que plus fréquent dans ce même type de bande, a aussi été capturé dans chacun des autres types (tableau 4). Finalement, l'hermine a aussi été retrouvée dans les trois types de bande, mais les captures de cette espèce ont surtout été concentrées dans les bandes arbustives.

Une différence significative dans les proportions rongeurs-insectivores est obtenue entre les trois types de bande ($G = 9,58$, $dl = 2$, $P < 0,01$, figure 4). Selon un test de comparaisons multiples, la proportion de rongeurs était ainsi significativement plus élevée dans les bandes

boisées (61 %) que dans les bandes arbustives (52 %). Toutefois, ce test n'a permis de déceler aucune différence significative entre la proportion de rongeurs obtenue dans les bandes herbacées (59 %) et celles obtenues dans les deux autres types de bande. Bien que la proportion de rongeurs soit sensiblement la même dans la bande herbacée et la bande boisée, les espèces qui composent ces deux communautés sont un peu différentes. En effet, le campagnol des champs et la souris commune se retrouvent davantage dans la bande herbacée, tandis que la souris sylvestre et le campagnol à dos roux de Gapper se retrouvent essentiellement dans la bande boisée.

En considérant l'ensemble des espèces rencontrées, la proportion d'espèces nuisibles aux cultures varie significativement en fonction du type de bande ($G = 21,73$, $dl = 2$, $P = 0,001$, figure 4). Selon le test de comparaisons multiples, cette différence est attribuable à une proportion d'espèces nuisibles significativement plus élevée dans les bandes herbacées (10,0 %) que dans les bandes arbustives (4,7 %) ou boisées (2,8 %). En fait, même si le nombre total de captures effectuées augmente graduellement des bandes herbacées aux bandes arbustives et boisées, le nombre d'espèces nuisibles diminue. Les mêmes analyses effectuées en ne considérant que les rongeurs indiquent également que la proportion des espèces nuisibles diminue de façon significative ($G = 23,87$, $dl = 2$, $P = 0,001$) de la bande herbacée à la bande boisée (figure 4). Cette proportion s'élève à 17,1 % dans la bande herbacée, à 8,9 % dans la bande arbustive et à 4,5 % dans la bande boisée.

4.1.3 Indices de diversité

L'abondance totale, la richesse spécifique, les nombres minimum, moyen et maximum de captures par site augmentent graduellement des bandes herbacées aux bandes boisées (tableau 5). Seule la bande boisée abrite l'ensemble des 14 espèces répertoriées. Ceci est

Tableau 5. Abondance et différents indices de diversité des communautés de micromammifères selon le type de bande riveraine

	Bandes herbacées	Bandes arbustives	Bandes boisées
Nombre total d'individus capturés	344	496	620
Nombre total d'espèces capturées	11	12	14
Nombre moyen d'individus par site	57,3	82,7	103,3
Nombre minimum d'individus par site	36	73	75
Nombre maximum d'individus par site	76	105	115
Nombre moyen d'espèces par site	6,5	6,8	9,3
Nombre minimum d'espèces par site	4	6	7
Nombre maximum d'espèces par site	9	9	12
Indice de diversité de Shannon ¹	0,665 ^A	0,613 ^B	0,744 ^A
Indice d'équité	0,597	0,535	0,649

¹ Les indices de diversité suivis d'une même lettre sont significativement semblables selon le test *t* de Hutcheson

dû au fait que la souris sylvestre et le tamia rayé semblent inféodés à ce type de bande et que le condylure étoilé est absent des bandes arbustives.

La bande boisée présente l'indice de diversité le plus élevé, suivie de la bande herbacée et de la bande arbustive (tableau 5). Lorsque l'on compare ces indices deux à deux à l'aide du test t de Hutcheson, on constate que la diversité est significativement ($p < 0,005$) moindre dans la bande arbustive, alors qu'elle est semblable dans les bandes herbacée et boisée. La valeur de l'indice d'équité suit la même tendance que l'indice de diversité, c'est-à-dire qu'il est plus élevé dans la bande boisée et plus faible dans la bande arbustive (tableau 5).

Les valeurs des indices de recouvrement obtenus en comparant les différentes bandes riveraines deux à deux sont toutes situées près de un (herbacée x arbustive 0,976; herbacée x boisée 0,918; arbustive x boisée 0,931). Ceci indique que les communautés de micromammifères présentes dans ces trois types de bande sont relativement semblables au niveau de leur composition spécifique et de l'abondance relative de leurs espèces. Selon ces mêmes indices, les communautés de micromammifères des bandes boisées et herbacées seraient les plus différentes l'une de l'autre.

4.2 Herpétofaune

4.2.1 Chronologie des captures et répartition selon le type de piège

Au total, 329 spécimens d'herpétofaune ont été capturés dans l'ensemble des sites couverts dans les trois types de bande riveraine, dont neuf espèces d'amphibiens et deux espèces de reptiles (tableau 6). Parmi ces captures, 23 étaient des spécimens marqués qui ont été capturés pour une seconde fois. Les anoues dominent nettement avec 83 % de l'ensemble des captures effectuées. Le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*), la grenouille léopard (*Rana pipiens*) et la grenouille des bois (*Rana sylvatica*) sont les espèces les plus abondantes avec respectivement 47,7 %, 30,4 % et 9,1 % des individus capturés (tableau 6). Les valeurs

Tableau 6. Répartition des captures d'herpétofaune effectuées dans le bassin versant de la rivière Boyer selon le type de piège placé dans les deux dispositifs utilisés

Espèces	Lignes de piégeage						Clôtures de déviation			
	Fosse (2 l)		Museum		Sherman		Fosse (25 l)		Bourrole	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Salamandre maculée							1	50,0	1	50,0
Salamandre à deux lignes							5	100,0	0	0,0
Crapaud d'Amérique	35	97,1	1	2,9	0	0,0	102	84,3	19	15,7
Rainette crucifère							4	80,0	1	20,0
Ouaouaron							2	100,0	0	0,0
Grenouille verte	3	100,0	0	0,0	0	0,0	13	92,9	1	7,1
Grenouille du nord	2	100,0	0	0,0	0	0,0	3	100,0	0	0,0
Grenouille des bois							29	96,7	1	3,3
Grenouille léopard	2	100,0	0	0,0	0	0,0	86	87,8	12	12,2
Couleuvre rayée							4	100,0	0	0,0
Couleuvre à ventre rouge							1	50,0	1	50,0
Total	42	97,7	1	2,3	0	0,0	250	87,4	36	12,6

moyennes, minimales et maximales du nombre de captures effectuées pour chacune des espèces dans chacun des types de bande riveraine sont présentées à l'annexe 1.

En 1996, la période d'échantillonnage du mois de juin a été celle où le plus grand nombre de captures a été obtenu au moyen des clôtures de déviation (figure 3). Cette période d'échantillonnage a été décalée en juillet au cours de la saison 1997 et le nombre de captures a alors été beaucoup moins important. Par contre, l'échantillonnage réalisé en septembre a été plus productif en 1997 qu'en 1996. La deuxième semaine de mai a aussi été fructueuse et ce au cours des deux années

La clôture de déviation est sans contredit le dispositif le plus efficace pour la capture de ce groupe d'espèces, 86,9 % des individus ayant été pris de cette façon (tableau 6). La présence de salamandres et couleuvres n'a d'ailleurs été signalée qu'au moyen de ce dispositif.

4.2.2 Abondance relative et amplitude d'habitat

Près de 89 % des crapauds et 97 % des grenouilles des bois ont été capturés dans les bandes boisées et arbustives, donnant des valeurs d'amplitude d'habitat de 2,1 et de 1,7 respectivement (tableau 7). Chez la grenouille léopard, 88 % des individus ont été capturés dans les bandes boisées, pour une amplitude d'habitat de seulement 1,3. La grenouille verte (*Rana clamitans*), seule autre espèce dont l'abondance est relativement élevée avec 5,2 % des individus capturés, était surtout rencontrée dans les bandes arbustives et boisées.

Les sept autres espèces présentes comptent chacune pour moins de 2,0 % du nombre total de captures. Le nombre relativement faible de capture rend peu significatives les valeurs d'amplitude d'habitat et difficile l'interprétation au niveau de l'utilisation des différents types de bande riveraine. Parmi ces espèces se retrouvent encore trois espèces d'anoures, soit la grenouille du nord (*Rana septentrionalis*), le ouaouaron (*Rana catesbeiana*) et la rainette crucifère (*Hyla crucifer*). Deux espèces d'urodèles, les salamandres maculée (*Ambystoma*

Tableau 7. Nombre de captures et abondance relative des espèces d'amphibiens et reptiles selon le type de bande riveraine et amplitude d'habitat des espèces capturées

Espèce	Nombre de captures selon le type de bande									Nombre total de captures				Amplitude d'habitat
	Herbacée			Arbustive			Boisée			Ligne de piégeage		Clôture de déviation		
	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	Ligne de piégeage	Clôture de déviation	Nb sites	n	%	n	%	
Salamandre maculée			0		2	1			0			2	0,7	1,00
Salamandre à deux lignes		2	1		1	1		2	2			5	1,8	2,78
Crapaud d'Amérique		17	4	14	26	6	22	78	6	36	83,6	121	42,3	2,10
Rainette crucifère		1	1		4	2			0			5	1,8	1,47
Ouaouaron			0		1	1		1	1			2	0,7	2,00
Grenouille verte	2	1	2	1	7	3		6	3	3	7,0	14	4,9	2,61
Grenouille du nord	1	2	2	1		1		1	1	2	4,7	3	1,1	2,27
Grenouille des bois		1	1		23	4		6	4			30	10,5	1,67
Grenouille léopard	1	6	1	1	4	3		88	6	2	4,7	98	34,3	1,29
Couleuvre rayée			0		3	2		1	1			4	1,4	1,60
Couleuvre à ventre rouge		1	1		1	1			0			2	0,7	2,00
TOTAL	4	31		17	72		22	183		43		286		

maculatum) et à deux lignes (*Eurycea bislineata*) et deux espèces de reptiles, les couleuvres rayée (*Thamnophis sirtalis*) et à ventre rouge (*Storeria occipitomaculata*) complètent le tout.

4.2.3 Indices de diversité

Les bandes arbustives abritent un nombre légèrement plus élevé d'espèces, soit 11, comparativement à huit espèces pour les deux autres types de bande (tableau 8). Cette différence est attribuable à trois espèces relativement peu abondantes, soit la salamandre maculée, le ouaouaron et la couleuvre à ventre rouge. La première a été décelée exclusivement dans les bandes arbustives. Les deux autres espèces, également présentes dans les bandes arbustives, n'ont été notées que dans un seul des deux autres types de bande. Le nombre relativement faible d'individus capturés chez ces deux espèces peut indiquer que celles-ci ne sont pas vraiment abondantes, ou encore qu'elles ne sont pas susceptibles d'être capturées facilement avec le type de dispositif utilisé. Il est donc possible que ces deux espèces puissent aussi être présentes dans les autres types de bande, mais qu'elles n'y ont tout simplement pas été détectées.

L'indice de diversité le plus élevé a été obtenu pour les bandes arbustives, dont l'indice d'équité, lui aussi relativement élevé, indique que les captures étaient réparties de façon relativement plus égale parmi l'ensemble des espèces présentes. La diversité était ensuite plus élevée dans les bandes herbacées que dans les bandes boisées. La comparaison des indices de diversité au moyen du test *t* indique que les bandes herbacées et boisées présentent des diversités significativement différentes de celle obtenue dans les bandes arbustives. Les indices d'équité obtenus indiquent aussi que les captures ont été dominées par un faible nombre d'espèces dans les bandes boisées où, effectivement, le crapaud d'Amérique et la grenouille léopard représentent plus de 90 % des spécimens capturés.

Les valeurs des indices de recouvrement obtenus en comparant les différentes bandes riveraines deux à deux sont toutes relativement élevées (herbacée x arbustive 0,847; herbacée x boisée 0,862; arbustive x boisée 0,760). L'herpétofaune présente dans ces trois

Tableau 8. Abondance et différents indices de diversité de l'herpétofaune selon le type de bande riveraine

	Bandes herbacées	Bandes arbustives	Bandes boisées
Nombre total d'individus capturés	35	89	205
Nombre total d'espèces capturées	8	11	8
Nombre moyen d'individus par site	5,8	14,8	34,2
Nombre minimum d'individus par site	0	4	7
Nombre maximum d'individus par site	12	36	55
Nombre moyen d'espèces par site	2,2	4,2	4,0
Nombre minimum d'espèces par site	0	2	3
Nombre maximum d'espèces par site	5	7	5
Indice de diversité de Shannon ¹	0,688 ^A	0,715 ^B	0,456 ^A
Indice d'équité	0,661	0,686	0,438

¹ Les indices de diversité suivis d'une même lettre sont significativement semblables selon le test t de Hutcheson

types de bande est donc relativement semblable en termes de composition spécifique et d'abondance relative des espèces. Selon ces mêmes indices, l'herpétofaune des bandes boisées et herbacées seraient les plus différentes l'une de l'autre.

4.2.3 Recherches systématiques

Bien que l'effort déployé dans les bandes herbacées ait été supérieur, le nombre d'individus détectés lors des recherches systématiques y a été relativement faible (tableau 9). Le nombre d'individus détectés par 100 m de bande est pratiquement 10 fois plus élevé dans les bandes arbustives et boisées. Seules les recherches effectuées dans les bandes arbustives et boisées ont indiqué la présence de salamandres, et celles-ci ont toutes été trouvées sous des roches situées en bordure des cours d'eau. Tous les spécimens identifiés étaient des salamandres à deux lignes. Les individus non identifiés étaient trop rapides pour être capturés et examinés. Cependant, compte tenu de la taille de ces individus, de leur comportement et du type d'abri utilisé, il est fort probable qu'il s'agissait aussi de salamandres à deux lignes.

Tableau 9. Résultats des recherches systématiques effectuées dans les différents types de bande riveraine

Espèce	Bandes herbacées	Bandes arbustives	Bandes boisées
Anoures spp.	4		
Grenouille léopard		1	9
Grenouille verte	1	1	1
Grenouille des bois		1	
Urodèles spp.		2	8
Salamandre à deux lignes		5	12
Nombre d'individu/100 m	0,02	0,17	0,20

5. DISCUSSION

5.1 Micromammifères

5.1.1 Abondance, richesse et diversité

La majorité des captures de micromammifères ont été effectuées entre les mois de juin et septembre. Ce phénomène est attribuable à la reproduction, qui contribue non seulement à l'augmentation du nombre de micromammifères, mais aussi au nombre de déplacements effectués, les juvéniles étant alors expulsés des territoires de leurs parents.

Nos captures de micromammifères indiquent clairement une augmentation de l'abondance et de la richesse en fonction de l'étagement de la végétation dans les bandes riveraines étudiées. Yahner (1983) concluait dans le même sens pour un autre type d'habitat linéaire présent en milieu agricole, soit les haies brise-vent. Ceci est aussi en accord avec Dambach (1948) qui soutient que les habitats linéaires fournissant une combinaison de l'ensemble des strates de végétation sont susceptibles d'abriter une plus grande abondance et une plus grande diversité de petits mammifères. En effet, l'étagement de la végétation permettrait d'augmenter l'espace exploitable par certaines espèces, tout en augmentant la densité, la dispersion et le type de nourriture retrouvés (Gélinas *et al.* 1996). La stratification verticale peut aussi diminuer les risques de prédation en créant un meilleur couvert de fuite (Stamp et Ohmart 1978). Seuls les travaux de Linduska (1949) semblent démontrer le contraire, ses résultats indiquant que les lisières herbacées en bordure des champs agricoles abriteraient une plus grande abondance de micromammifères que les lisières boisées. Par contre, ce dernier n'avait utilisé que des cages de capture, qui ne permettent pas de détecter toutes les espèces présentes, et l'effort de piégeage déployé pour comparer les types de bande était relativement restreint.

Nos résultats indiquent un niveau de diversité comparable dans les bandes herbacées et boisées, cette diversité étant inférieure dans les bandes arbustives. Néanmoins, parmi les indices de recouvrement obtenus entre les communautés de micromammifères présentes dans les différents types de bande riveraine, celui obtenu entre les bandes herbacées et boisées est

le plus faible. Cela signifie que la composition des communautés de ces deux types de bande diffère malgré un niveau de diversité comparable. Cette différence est essentiellement attribuable à la présence de certaines espèces dans les bandes boisées qui sont pratiquement absentes des bandes herbacées (musaraigne fuligineuse, souris sylvestre) ou qui y sont relativement moins abondantes (campagnol à dos roux de Gapper).

Les valeurs intermédiaires obtenues pour les indices d'équité suggèrent une répartition plus ou moins bien équilibrée entre les différentes espèces présentes dans chacun des types de bande riveraine. En effet, la musaraigne cendrée et la souris sauteuse des champs prédominent toujours, surtout dans la bande arbustive où elles représentent à elles seules 76 % des mammifères capturés.

5.1.2 Espèces généralistes

La souris sauteuse des champs, la musaraigne cendrée et la grande musaraigne étaient les espèces les plus abondantes et étaient présentes dans l'ensemble des sites couverts au cours de nos travaux. Ce sont ainsi les espèces pour lesquelles nous avons obtenu les plus grandes valeurs d'amplitude d'habitat. De nombreuses études ont confirmé que ces trois espèces sont généralistes dans la sélection de leur habitat (Quimby 1951; Iverson *et al.* 1967; Getz 1961a et 1961b; Rickard 1960; Brown 1967; Wrigley *et al.* 1979; Yahner 1982 ; Dowler *et al.* 1985; Snyder et Best 1988). La très grande dominance de la souris sauteuse des champs dans l'ensemble des captures effectuées pourrait sembler étonnante. L'abondance de cette espèce, dont la très grande majorité des captures ont été faites au moyen de pièges à fosse, aurait pu être carrément sous-estimée si seulement des pièges assommoirs et des cages de capture avaient été utilisés, comme cela est souvent le cas dans les campagnes d'échantillonnage de micromammifères. La souris sauteuse des champs a d'ailleurs été parmi les espèces les plus abondantes lors d'autres études au cours desquelles des pièges à fosse ont été utilisés (Maisonneuve *et al.* 1996 et 1997b; St-Hilaire et Chabot 1997). L'humidité aurait une plus grande influence que la végétation dans la sélection de l'habitat par la souris sauteuse des champs et la grande musaraigne (Quimby 1951; Getz 1961a; Choate et Fleharty 1973). La

proximité de cours d'eau dans les bandes riveraines pourrait donc représenter le principal facteur expliquant la prépondérance de ces espèces dans l'ensemble des sites couverts.

Le campagnol des champs est considéré comme une espèce typique des prairies et autres milieux ouverts herbacés (Iverson *et al.* 1967 ; Grant 1971 ; Morse 1973 ; Yahner 1983). Bien que nos résultats indiquent que cette espèce est généralement plus abondante dans les bandes riveraines herbacées, plusieurs individus ont aussi été capturés dans les bandes arbustives et boisées, faisant en sorte que le campagnol des champs obtient la valeur d'amplitude d'habitat la plus élevée après les trois espèces précédentes. Même si certaines études mentionnent que l'espèce peut être observée en milieu forestier (Dowler *et al.* 1985), d'autres attribuent cette présence à des incursions qui n'auraient lieu qu'en des périodes de hautes densités de population (Grant 1971). Dans les haies brise-vent, habitat linéaire similaire aux bandes riveraines, l'espèce fréquente les trouées et évite les sections boisées plus fermées (Yahner 1982). Les bandes arbustives et boisées que nous avons étudiées ne sont généralement pas continues, étant fréquemment entrecoupées d'ouvertures. La présence de campagnols des champs pourrait ainsi être attribuable à l'existence de ces ouvertures.

Compte tenu du type d'habitat préféré par cette espèce, nous nous serions attendus à une plus grande abondance de campagnols des champs dans notre inventaire réalisé en paysage agricole, plus particulièrement dans les bandes herbacées et arbustives. Or, les populations de campagnols des champs sont caractérisées par des fluctuations cycliques de leur densité avec une périodicité de deux à cinq ans (Reich 1981). Il est donc possible que le faible nombre de captures obtenu soit attribuable au fait que notre inventaire a été effectué alors que les populations étaient à un faible niveau d'abondance. Le Réseau d'avertissements phytosanitaires du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), qui permet entre autres d'évaluer les dommages causés dans les vergers par le campagnol des champs, peut servir d'indicateur du niveau d'abondance de cette espèce (G. Chouinard¹, comm. pers.). Ces dommages sont constatés au printemps et reflètent l'abondance de campagnols des champs ayant été présents au cours de l'hiver. Il est donc possible d'établir un lien entre cet indice au printemps et l'abondance de campagnols dans

nos captures l'automne précédent. Au printemps 1996, après notre premier automne de captures, la cote la plus faible (peu ou pas de dommages rapportés) a été attribuée pour la région de Québec. On indiquait même que les dommages étaient semblables à ceux de l'année précédente, laissant entendre que les populations étaient alors à un bas niveau depuis au moins deux ans. Par contre, au printemps 1997, après notre second automne de capture, une cote plus importante a été attribuée (dommages observés régulièrement mais causant des problèmes sérieux dans quelques vergers seulement), indiquant du même coup une augmentation des populations de campagnols. Donc, selon ces informations, nos travaux auraient été réalisés pendant deux années d'abondances différentes. Or, le nombre de capture de campagnols était semblable en 1995 et 1996. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait qu'un plus grand effort de piégeage a été consacré dans les bandes herbacées en 1995, au moment où les populations étaient à leur plus bas niveau.

Une autre hypothèse pouvant expliquer la faible abondance de campagnols des champs dans notre inventaire serait que cette espèce fréquente surtout les champs agricoles adjacents et ne s'aventure qu'occasionnellement dans les bandes riveraines. Pour vérifier cette dernière hypothèse, il aurait fallu piéger simultanément dans les bandes riveraines et les champs agricoles adjacents. Néanmoins, d'autres études ont démontré que le campagnol des champs utilise couramment les fossés (Kirsch 1997), de même que les bandes riveraines arbustives (Snyder et Best 1988) situés en milieu agricole. Marinelli et Neal (1995) ont même démontré que le campagnol des champs évite les champs de céréales et préfère plutôt le couvert herbacé des habitats linéaires situés en bordure des emprises de routes.

Nous n'avons capturé que cinq spécimens de musaraignes pygmées, de sorte qu'il est difficile de généraliser sur la sélection de l'habitat de cette espèce. Néanmoins, elle est considérée comme généraliste par plusieurs auteurs (Spencer et Pettus 1966 ; Long 1972 ; Wrigley *et al.* 1979 ; Feldhamer *et al.* 1993). La rareté relative de cette espèce pourrait vraisemblablement être due au fait qu'elle est difficile à capturer par des méthodes conventionnelles. En effet, la musaraigne pygmée concentrerait ses activités sous terre pendant la période estivale (Feldhamer *et al.* 1993). Donc, lorsque l'échantillonnage n'est

¹ Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Centre de recherche et

pas effectué pendant la période d'activité hors terre de cette espèce, l'abondance de celle-ci est susceptible d'être sous-évaluée.

5.1.3 Espèces spécialistes

Il existe plusieurs sous-espèces de souris sylvestres et celles-ci n'ont pas toutes les mêmes exigences en terme d'habitat (Banfield 1974). Ces différences sont particulièrement marquées entre la sous-espèce *bairdii*, qui fréquente les champs cultivés et les prairies des États-Unis (Hooper 1942 ; Hansen et Warnock 1978 ; Fleharty et Navo 1983) et la sous-espèce *gracilis*, essentiellement forestière (Hooper 1942), qui est présente dans le nord-est du continent. C'est probablement pour cette raison que les résultats de certaines études semblent contradictoires en ce qui concerne la sélection de l'habitat de la souris sylvestre. D'après la situation géographique de notre aire d'étude, la sous-espèce présente dans notre échantillonnage serait très probablement *gracilis* ou *abietorum*. Cette dernière est présente dans les provinces maritimes et vers l'ouest jusqu'au Saint-Laurent et serait également une espèce de milieu boisé. Il n'est donc pas surprenant que nos captures de souris sylvestres aient été effectuées presque exclusivement dans les bandes riveraines boisées. Iverson *et al.* (1967) ont, tout comme nous, trouvé que la souris sylvestre (sous-espèce *gracilis*) était l'espèce la plus sélective de leur étude, celle-ci n'ayant été retrouvée que dans les forêts de conifères.

Le campagnol à dos roux de Gapper est généralement considéré comme une espèce spécialiste caractéristique des milieux boisés (Iverson *et al.* 1967 ; Yahner 1983 ; Maisonneuve *et al.* 1996). Une grande variété d'habitats boisés peuvent cependant être fréquentés par celui-ci (Miller et Getz 1977). Cette espèce possède un taux d'évapotranspiration relativement élevé et des reins peu efficaces, de sorte qu'elle n'est pas adaptée pour survivre dans des conditions où le taux d'humidité est faible (Getz 1968). Il apparaît donc surprenant que 20 % des individus capturés l'aient été dans les bandes riveraines herbacées qui présentent des conditions plus arides normalement peu propices à la survie de cette espèce. Celle-ci a d'ailleurs été détectée dans l'ensemble des sites localisés

dans des bandes boisées, seulement trois des sites localisés dans des bandes herbacées indiquant sa présence. Nous croyons que, au moment de leur capture, ces individus étaient fort probablement en déplacement vers des habitats plus propices. Bien que cela n'ait pas été démontré chez le campagnol à dos roux de Gapper, Cummings et Vessey (1994) ont démontré que la souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*), autre espèce étroitement associée au milieu forestier (Getz 1961b ; Kaufman et Fleharty 1974 ; Snyder et Best 1988), utilise effectivement les bandes riveraines comme couloirs de déplacements entre des milieux boisés.

D'après Linduska (1949), la souris commune serait rarement retrouvée dans les habitats linéaires herbacés au cours des mois d'été, mais occuperait ces milieux seulement après la moisson dans les champs agricoles adjacents. Or, une bonne partie de notre échantillonnage a été réalisé en septembre, soit après la saison des récoltes, et nous n'avons capturé que 14 individus de cette espèce. La moitié de ceux-ci étaient dans des bandes herbacées, ce qui semble indiquer une préférence pour ce type d'habitat. Selon plusieurs auteurs, la souris commune est un résident fréquent des champs cultivés (Southern et Laurie 1946 ; Linduska 1949 ; Whitaker 1967 ; Fleharty et Navo 1983). Elle est considérée comme une espèce spécialiste dans la sélection de son habitat et donc intolérante à des modifications à cet habitat (Geier et Best 1980). Tout comme mentionné pour le campagnol des champs, il aurait fallu piéger simultanément dans les champs adjacents à nos bandes riveraines afin de vérifier si la souris commune s'y retrouvait plus fréquemment. Néanmoins, les résultats de certaines études semblent indiquer que, lorsqu'elle est présente, la souris commune pourrait même préférer les habitats linéaires, au détriment des prairies cultivées. Ainsi, au Nebraska, l'espèce était plus fréquente dans la végétation des fossés adjacents à des champs de maïs, se rencontrait aussi dans ces champs de maïs et dans les fossés adjacents à des prairies, mais elle évitait de fréquenter les prairies (Kirsch 1997). En Oklahoma, l'espèce avait une utilisation sélective des bandes de végétation laissées le long des clôtures et semblait éviter les pâturages adjacents (Clark *et al.* 1996). Ces résultats indiquent que la souris commune pourrait vraisemblablement être plus fréquente dans les habitats linéaires que dans les prairies et pâturages et que la faible abondance de celle-ci dans nos captures est susceptible d'être représentative de son niveau d'abondance dans l'ensemble du paysage agricole étudié. Kaufman et Kaufman (1990) abondent dans ce sens, suggérant que la souris commune serait

rarement, sinon jamais, abondante dans les prairies, et qu'elle ne serait qu'à l'occasion commune dans les cultures. Les habitats linéaires tels que les bandes riveraines lui serviraient de corridors pour se déplacer vers des bâtiments et fermes où elle trouverait sa nourriture (Merriam 1988 ; Clark *et al.* 1996).

D'après Hamilton (1940), la musaraigne fuligineuse est plus sélective dans le choix de son habitat que la musaraigne cendrée. Nous avons effectivement obtenu une valeur d'amplitude d'habitat plus faible pour la musaraigne fuligineuse, la majorité des captures de cette espèce ayant été faites dans les bandes boisées. Les quelques références concernant cette espèce mentionnent généralement qu'elle est plus abondante dans les forêts humides composées de feuillus ou de conifères et dont le sol est recouvert d'un humus épais (Hamilton 1940 ; Wrigley 1969).

Il semble un peu surprenant qu'un si petit nombre de souris sauteuses des bois aient été capturées dans nos bandes riveraines puisque plusieurs références mentionnent qu'il s'agit d'une espèce qui affectionne les endroits situés à proximité des cours d'eau (Hamilton 1935 ; Preble 1956 ; Kirkland et Schmidt 1982). Cependant, Brower et Cade (1966) soutiennent que le couvert arbustif a une plus grande influence sur la répartition locale de cette souris que la proximité de l'eau. Ils mentionnent que, si cette espèce a si souvent été associée aux cours d'eau, c'est tout simplement parce que ceux-ci créent des conditions propices à la croissance d'un bon couvert végétal au sol. D'autres auteurs mentionnent également qu'un couvert végétal formé d'une strate arbustive favorise la présence de cette espèce (Carrier 1971 ; Geier 1978 ; Geier et Best 1980). Quoiqu'il en soit, il semble que la souris sauteuse des bois est souvent rare à l'intérieur de son aire de répartition (Sheldon 1934 ; Hamilton 1935 ; Preble 1956; Wrigley 1969), ce qui rend moins surprenant le fait que seules quatre captures aient été obtenues pour cette espèce.

D'après Vandal et Huot (1985), le condylure étoilé et la musaraigne palustre (*Sorex palustris*) sont les deux espèces de petits mammifères les plus dépendantes du milieu riverain. L'absence ou la très faible abondance de ces espèces dans notre échantillonnage pourraient être reliées au fait qu'elles chassent la plupart du temps dans les cours d'eau, auxquels elles accèdent par des galeries qui donnent directement accès à l'eau (Hamilton

1931 ; van Zyll de Jong 1983). Une autre explication pourrait être reliée à l'instabilité du milieu. En raison du système élaboré de drainage souterrain et du creusage et du redressement des cours d'eau de l'aire d'étude, des fluctuations rapides et considérables du niveau d'eau ont lieu régulièrement dans ces cours d'eau. La musaraigne palustre et le condylure pourraient être plus affectés que les autres espèces en raison du lien plus étroit qu'elles entretiennent avec le milieu riverain.

5.2 Herpétofaune

5.2.1 Abondance, richesse et diversité

Bien que nos résultats indiquent, comme dans le cas des micromammifères, une augmentation de l'abondance de l'herpétofaune en fonction de l'étagement de la végétation, la richesse et la diversité de ce groupe d'espèces étaient supérieures dans les bandes arbustives. De plus, parmi les indices de recouvrement obtenus entre les communautés d'herpétofaune présentes dans les différents types de bande riveraine, celui obtenu entre les bandes arbustives et boisées est le plus faible. Les communautés de ces deux types de bande sont donc celles qui diffèrent le plus l'une de l'autre. Cette différence est essentiellement attribuable à la présence de certaines espèces dans les bandes arbustives qui sont absentes des bandes boisées (salamandre maculée, rainette crucifère, couleuvre à ventre rouge) et à une abondance beaucoup plus considérable de grenouilles léopards dans les bandes boisées.

Cependant, la faible abondance de certains groupes d'espèces dans les captures effectuées réduit quelque peu la fiabilité des comparaisons qui peuvent être faites entre les types de bande riveraine. Ces résultats sont possiblement attribuables au fait que les dispositifs de capture utilisés ne permettaient pas de détecter adéquatement la présence de ces espèces. Les clôtures utilisées étaient faites de jute, matériau offrant une bonne surface d'adhésion et pouvant permettre aux salamandres de grimper facilement pour franchir l'obstacle. L'absence de système pour bloquer le passage au sommet de ces clôtures, tel que celui utilisé par Crépin (1997), est aussi susceptible d'avoir facilité le franchissement des barrières par les salamandres. De plus, bien que les seaux utilisés soient assez profonds et que la majorité des salamandres aient été capturées dans ceux-ci (une seule capture dans les bourroles), ils

n'étaient pas couverts d'entonnoirs et bon nombre de salamandres, capables de grimper sur les parois, sont susceptibles de s'en être échappées. Les recherches systématiques que nous avons effectuées dans certaines bandes riveraines ont d'ailleurs révélé une abondance beaucoup plus importante de salamandres à deux lignes dans les bandes boisées et arbustives (tableau 9). D'autres captures de cette espèce ont aussi été faites dans des bandes arbustives et boisées au moyen de petits verres de styromousse enfouis dans le sol dans le cadre d'une campagne d'échantillonnage d'insectes (L. Bélanger², comm. pers.). Ces verres contenant de l'alcool au lieu de l'eau placée dans nos seaux, les salamandres qui y tombaient y mouraient rapidement. Ces observations indiquent qu'il est fort probable que l'abondance et possiblement la richesse spécifique des salamandres aient été sous-estimées dans les bandes arbustives et boisées. Il est aussi possible que l'abondance des rainettes, qui sont aussi capables de grimper et de passer par-dessus les clôtures de déviation ou sortir des seaux, ait été sous-estimée. Cependant, les bourroles utilisées le long des clôtures de déviation permettent normalement de capturer des rainettes (Maisonneuve *et al.* 1997b), de sorte que le faible nombre de captures obtenu est susceptible d'être représentatif de l'abondance réelle de ce groupe d'espèces dans les bandes riveraines en milieu agricole.

La faible valeur obtenue pour l'indice d'équité dans les bandes boisées indique que l'herpétofaune de ce type de milieu est dominée par un faible nombre d'espèces. Le crapaud d'Amérique et la grenouille léopard représentent 90 % des spécimens capturés dans ce type de bande riveraine. Les espèces dominantes présentes dans les autres types de bande occupent une proportion beaucoup moindre de l'ensemble des captures qui y ont été effectuées.

Seulement trois des 11 espèces d'herpétofaune décelées sur nos sites ont fait l'objet de plus de 20 captures. Il est difficile de tenter de conclure sur le niveau de spécialisation des espèces sur la base d'un aussi faible échantillon. Seules les espèces les plus abondantes seront donc catégorisées selon leur niveau de spécialisation en termes de sélection d'habitat.

² Environnement Canada, Service canadien de la faune

5.2.2 Espèces généralistes

Parmi les espèces d'amphibiens rencontrées dans l'aire d'étude, le crapaud d'Amérique est probablement la seule espèce pouvant vraiment être considérée comme une espèce généraliste. Celui-ci est généralement reconnu comme tel par de nombreux auteurs (Leclair 1985 ; Conant et Collins 1991 ; Hunter *et al.* 1992 ; Bider et Matte 1994 ; Dubé 1994 ; deMaynadier et Hunter 1998). Parmi les espèces les plus abondantes de notre étude, le crapaud d'Amérique est celle qui a obtenu la valeur d'amplitude d'habitat la plus élevée, ayant été détecté sur l'ensemble des sites couverts à l'exception de deux, situés dans des bandes herbacées.

5.2.3 Espèces spécialistes

Nous avons obtenu pour la grenouille verte une valeur d'amplitude d'habitat relativement élevée (2,61) qui pourrait laisser croire à une grande tolérance en termes d'habitat chez cette espèce. Cette valeur d'amplitude est probablement peu fiable compte tenu du faible nombre d'individus capturés (17). Plus de 80 % des individus capturés l'ont été dans les bandes arbustives et boisées, où l'espèce a été détectée sur la moitié des sites. La grenouille verte, considérée comme une espèce semi-aquatique (Stewart et Sandison 1972), s'aventure rarement loin de l'eau (Bider et Matte 1994). Elle fréquenterait particulièrement les rives couvertes d'arbustes (Wells 1977 ; McAlpine et Dilworth 1989 ; Courtois *et al.* 1995), ce qui expliquerait sa plus grande abondance dans les bandes arbustives et boisées, dont certaines peuvent présenter une bonne strate arbustive.

La grenouille léopard est reconnue pour fréquenter, en dehors de la saison de reproduction, les terrains découverts, les champs et les prairies naturelles (Dole 1965 ; Cook 1984 ; Bider et Matte 1994). La structure de la végétation serait l'un des principaux facteurs de sélection de l'habitat par cette espèce, un bon couvert en graminées semblant être préféré (Beauregard et Leclair 1988), de même que les milieux sans végétation arbustive et avec peu de litière au sol (Dubé 1994). Il est donc surprenant que la majorité (88 %) des captures de cette espèce aient été effectuées dans des bandes riveraines boisées, obtenant la plus faible valeur

d'amplitude d'habitat après la salamandre maculée pour laquelle seulement deux individus ont été capturés (tableau 7). Néanmoins, la grenouille léopard est aussi souvent relativement abondante dans les forêts marécageuses qui peuvent offrir un couvert herbacé suffisant (Beauregard et Leclair 1988 ; Dubé 1994). Les bandes boisées étudiées dans le bassin versant de la rivière Boyer sont souvent garnies d'une riche strate herbacée et plusieurs d'entre elles sont dépourvues de strate arbustive, ce qui fournirait les conditions propices recherchées par la grenouille léopard. Il est néanmoins difficile d'expliquer la faible abondance de l'espèce dans les bandes herbacées, qui présentent aussi le couvert recherché.

Plus de 75 % des grenouilles des bois ont été capturées dans les bandes arbustives, contribuant à l'obtention d'une valeur d'amplitude d'habitat relativement faible. Cette espèce est généralement associée au milieu forestier (Heatwole 1960 ; Bellis 1962 ; Bider et Matte 1994) et est considérée comme sensible à des modifications de son habitat (deMaynadier et Hunter 1998). Les taux d'humidité de l'air et du substrat représentent des facteurs importants dans la sélection de l'habitat par cette espèce (Marshall et Buell 1955 ; Roberts et Lewin 1979). Les conditions rencontrées dans les bandes arbustives étudiées, où un dense couvert arbustif est susceptible de fournir les conditions d'humidité requises, pourraient expliquer la prépondérance de la grenouille des bois dans ce type de milieu.

5.3 Craintes du monde agricole

Il existe une croyance populaire selon laquelle les bandes riveraines non entretenues représentent des habitats favorables à la prolifération d'espèces nuisibles aux cultures et à leur dispersion vers les champs adjacents. Nos résultats, du moins en ce qui a trait aux micromammifères, démontrent clairement le contraire. Même si l'abondance totale de micromammifères augmente graduellement des bandes herbacées aux bandes arbustives et boisées, cette augmentation est attribuable à des espèces insectivores ou à des rongeurs essentiellement limités aux bandes boisées et qui ne sont pas considérés comme nuisibles aux cultures. L'abondance de rongeurs nuisibles diminue plutôt à mesure que l'étagement de la végétation se complexifie dans les bandes riveraines. Il semble en être de même pour les autres habitats linéaires retrouvés en milieu agricole comme par exemple les haies brise-vent où les espèces de micromammifères qui y sont très abondantes sont celles qui habitent

généralement les forêts et les pâturages et qui ne sont pas considérées comme des pestes agricoles (Dambach 1948 ; Yahner 1983).

En plus de démontrer que, de façon générale, les bandes riveraines ne sont pas des habitats très propices aux espèces nuisibles, nos résultats indiquent qu'un fauchage régulier de ces bandes de végétation n'est pas du tout la solution à préconiser pour diminuer l'impact de ces espèces sur les cultures. En effet, même s'ils sont relativement peu abondants dans les bandes herbacées, l'abondance de rongeurs nuisibles y est pratiquement le double de celle rencontrée dans les bandes arbustives et boisées. D'autres études parviennent également à de telles conclusions. Parmi celles-ci, Dambach (1948) a déterminé que les lisières herbacées situées en bordure des champs cultivés abritaient une plus grande abondance d'espèces de micromammifères ayant la réputation de causer des dommages aux récoltes que les lisières arbustives. Aussi, Best *et al.* (1979), Geier (1978) et Geier et Best (1980) ont déterminé que le retrait complet de la végétation arborescente provoquerait une augmentation de souris communes. Cette espèce fréquente rarement les lisières boisées matures et se retrouve surtout dans les granges et les cultures de céréales (Stickel 1979).

Non seulement les espèces nuisibles sont-elles moins abondantes dans les bandes arbustives et boisées, mais l'abondance totale d'espèces insectivores y est elle aussi supérieure. Ainsi, en regroupant les mammifères insectivores et les amphibiens, l'abondance d'insectivores obtenue dans les bandes boisées est 2,4 fois plus élevée que dans les bandes herbacées. Les grands besoins en nourriture des musaraignes (Morrison *et al.* 1957) et un taux de reproduction élevé font de celles-ci des prédateurs importants. Ainsi, une augmentation de la densité de musaraignes dans un milieu peut réduire la densité d'insectes présents (Platt et Blakley 1973). De plus, les insectes occupent une bonne partie du régime alimentaire de plusieurs espèces de rongeurs, de sorte que ceux-ci peuvent aussi contribuer au contrôle des populations d'insectes (Parmenter et MacMahon 1988). Une communauté de micromammifères insectivores, incluant musaraignes et rongeurs, peut consommer jusqu'à 6 800 proies/ha/jour (Churchfield et Brown 1987). En plus d'abriter une plus grande abondance de mammifères et d'amphibiens insectivores, comme l'ont démontré nos résultats, la présence en paysage agricole d'habitats linéaires tels que les bandes riveraines boisées favorise aussi la présence de chauve-souris (Verboom et Huitema 1997). En

considérant la quantité d'insectes que tous ces groupes d'espèces peuvent consommer, il est assez évident que la diversification de l'étagement de la végétation et, par le fait même, l'augmentation de l'abondance des espèces prédatrices, pourrait constituer un atout dans une perspective de contrôle des insectes susceptibles de passer une partie de leur cycle vital dans les bandes riveraines. L'impact réel de cette prédation sur les populations d'insectes nuisibles aux cultures demeure à vérifier. Les travaux entrepris récemment par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour comparer les communautés d'insectes dans des bandes riveraines de différents types devraient permettre d'améliorer les connaissances à ce niveau.

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La bande riveraine en milieu agricole, en plus de son rôle dans l'amélioration de la qualité de l'eau, est un milieu propice à l'établissement d'un bon nombre d'espèces de micromammifères, d'amphibiens et de reptiles. Les espèces spécialistes qui ont pu être identifiées dans la présente étude sont surtout associées aux bandes boisées et arbustives. Ceci souligne l'importance de laisser croître la végétation ligneuse en bordure des cours d'eau de façon à favoriser la présence de ces espèces et de contribuer à augmenter la diversité faunique en paysage agricole. Contrairement à la croyance populaire, l'entretien des bandes riveraines, qui n'y favorise que le maintien de la strate herbacée, favorise aussi les espèces de rongeurs nuisibles aux cultures. La présence d'espèces végétales ligneuses rend la bande riveraine non propice à ces espèces nuisibles, tout en favorisant une plus grande abondance et une meilleure diversité d'espèces insectivores susceptibles de contribuer au contrôle des populations d'insectes nuisibles. De plus, la végétation ligneuse est plus efficace que la végétation herbacée au niveau du contrôle de l'érosion des berges (Gratton 1989), élément additionnel qui devrait militer en faveur du maintien d'espèces ligneuses dans les bandes riveraines.

D'autres craintes sont cependant véhiculées par le monde agricole concernant la présence d'espèces ligneuses dans les bandes riveraines. On craint ainsi l'obstruction des cours d'eau, l'envahissement des terres agricoles et des drains agricoles adjacents. Les fondements de ces craintes peuvent aussi être remis en question. Ainsi, l'implantation de la matière ligneuse dans les cours d'eau est possible dans le cas de canaux de drainage dont l'écoulement est intermittent. Cependant, la profondeur de l'eau des cours d'eau permanents empêche normalement l'expansion des arbres et arbustes étant donné leur faible niveau de tolérance à l'inondation (Gratton 1989). La propagation des espèces ligneuses est généralement beaucoup moins rapide que celle des espèces herbacées et le labour des terres agricoles limite facilement celle-ci, même si les plantes ont la capacité de se répandre par drageonnement ou marcottage (Gratton 1989). Finalement, l'implantation d'espèces ligneuses à enracinement superficiel et le contrôle de la végétation ligneuse aux sorties de drains agricoles sont susceptibles d'éliminer les contraintes à ce niveau (Gratton 1989). À la limite, une bonne planification des travaux d'aménagement agricole permettrait de prévoir

des tronçons de bandes herbacées le long des cours d'eau intermittents et dans les secteurs où les drains agricoles sont concentrés, de façon à réduire les risques de problèmes à ce niveau. Ceci permettrait l'intégration de zones de bandes herbacées au travers des bandes arbustives et boisées qui pourraient être laissées à elles-mêmes. Cette façon de faire contribuerait au maintien d'une bonne diversité faunique en paysage agricole, tout en répondant aux craintes des agriculteurs.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier la Direction régionale Chaudière-Appalaches pour son étroite collaboration à la réalisation de cette étude. Nous remercions particulièrement Luc Major pour le support accordé au projet, de même que pour ses commentaires qui ont aidé à améliorer une première version du texte. Nous remercions Alain Desrosiers, Mario Leclerc, Raymond Mc Nicoll et Sylvain St-Onge, qui ont procédé à l'identification des spécimens de micromammifères capturés et qui ont participé aux travaux de terrain. Nous tenons aussi à souligner la participation de Alain Cossette et Gaétan Couture, du Service canadien de la faune, Mélanie Gosselin, Lucie Lessard et Éric Sénécal, tous trois stagiaires du département de Biologie et de Techniques d'Inventaire et de Recherche en Biologie du Cégep de Sainte-Foy, de même que Stéphanie Gagnon et Mario Paquin, de la Fondation des Oiseleurs, qui ont aussi donné un fier coup de main dans le cadre des travaux de terrain. Jacinthe Leclerc a collaboré à la réalisation des figures et a procédé à la révision finale du texte.

RÉFÉRENCES

- BANFIELD, A. W. F. 1974. Les mammifères du Canada. Les Presses de l'Université Laval. 406 p.
- BEAUREGARD, N. & R. LECLAIR. 1988. Multivariate analysis of the summer habitat structure of *Rana pipiens* Schreber in Lac Saint-Pierre (Quebec, Canada), p. 129-141. *In* R.C. Szaro, K.E. Severson & D.R. Patton (Coord.), Management of amphibians, reptiles and small mammals in North America. USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. RM-166.
- BELLIS, E. D. 1962. The influence of humidity on wood frog activity. *Am. Midl. Nat.* 68 : 139-148.
- BEST, L. B., D. F. STAUFFER and A. R. GEIER. 1979. Evaluating the effects of habitat alteration on birds and small mammals occupying riparian communities, p. 117-124. *In* Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report WO-12.
- BIDER, J. R. et S. MATTE. 1994. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 106 p.
- BROWER, J. E. and T. J. CADE. 1966. Ecology and physiology of *Napaeozapus insignis* (Miller) and other woodland mice. *Ecology* 47 : 46-63.
- BROWN, L. N. 1967. Ecological distribution of six species of shrews and comparison of sampling methods in the Central Rocky Mountains. *J. Mamm.* 48 : 617-623.
- BROWN, W. S. and W. S. PARKER. 1982. Niche dimensions and resource partitioning in a Great Basin desert snake community, p. 59-81. *In* N. J. Scott, éd. Herpetological communities. United States Department of the Interior, Fish & Wildlife Service, Wildlife Research Report 13.
- CARIGNAN, M. 1992. Bassin versant de la rivière Boyer: interprétation d'image satellite et intégration de données hydrographiques. MAPAQ, Service de protection des ressources. Fiche tech. 6 p.
- CARRIER, D. 1971. Distribution de petits mammifères en fonction de la végétation dans la forêt Montmorency. M. Sc. Thèse. Univ. Laval. 111p.
- CHOATE, J. R. and E. D. FLAHERTY. 1973. Habitat preference and spatial relations of shrews in a mixed grassland in Kansas. *Southwestern Naturalist* 18 : 110-112.

- CHURCHFIELD, S. and V. K. BROWN. 1987. The impact of small mammals in successional grasslands. *Biol. J. Linnean Soc.* 31 : 273-290.
- CLARK, B. K., B. S. CLARK, W. E. MUNSTERMAN and T. R. HOMERDING. 1996. Differential use of roadside fencerows and contiguous pastures by small mammals in southeastern Oklahoma. *Southwestern Naturalist* 41 : 54-59.
- COLWELL, R. K. and D. J. FUTUYMA. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52 : 567-576.
- CONANT, R. and J. T. COLLINS. 1991. Reptiles and amphibians, eastern/central North America. Houghton Mifflin, Boston.
- COOK, F. R. 1984. Introduction aux amphibiens et reptiles du Canada. *Mus. nat. Sci. Nat., Musées nationaux du Canada, Ottawa.* 221 p.
- CORN, P.S. 1994. Straight-line drift fences and pitfall traps, p. 109-117. *In* W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek and M.S. Foster, éd. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians.* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- COURTOIS, D., R. LECLAIR, S. LACASSE et P. MAGNAN. 1995. Habitats préférentiels d'amphibiens ranidés dans des lacs oligotrophes du Bouclier laurentien, Québec. *Can. J. Zool.* 73 : 1744-1753.
- CRÉPIN, D. 1997. Inventaire de la faune amphibiennne et étude de la salamandre à deux lignes de la vallée de la rivière Éternité au Saguenay, p. 94-96. *In* A. Desrosiers, éd. *Compte rendu du onzième atelier sur la petite faune.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 123 p.
- CUMMINGS, J. R. and S. H. VESSEY. 1994. Agricultural influences on movement patterns of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Am. Midl. Nat.* 132 : 209-218
- DAMBACH, C. A. 1948. A study of the ecology and economic value of crop field borders. *Ohio State Univ. Biol. Sci.* 2 : 1-205.
- DECAMPS, H., J. JOACHIM and J. LAUGA. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, s. w. France. *Regulated Rivers : Res. Manage.* 1 : 301-316.
- DEMAYNADIER, P. G. and M. L. HUNTER Jr. 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12 : 340-352.
- DOLE, J.W. 1965. Spatial relations in natural populations of the leopard frog, *Rana pipiens* Schreber, in northern Michigan. *Am. Midl. Nat.* 74:464-478.

- DOWLER, R. C., H. M. KATZ and A. H. KATZ. 1985. Comparison of live trapping methods for surveying small mammal populations. *Northeast. Environ. Sci.* 4 : 165-171.
- DUBÉ, C. 1994. Inventaire de l'herpétofaune de la plaine d'inondation de quatre bassins de la région de Montréal : le lac Saint-Louis, le lac des Deux Montagnes, le lac Saint-Pierre et le Haut-Richelieu en 1992 et 1993. Pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats et Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune de Montréal. 164 p. + annexes.
- FELDHAMER, G. A., R. S. KLANN, A. S. GERARD and A. C. DRISKELL. 1993. Habitat partitioning, body size, and timing of parturition in pygmy shrews and associated soricids. *Journal of Mammalogy* 74 : 403-411.
- FLEHARTY, E.D. and K. W. NAVO. 1983. Irrigated cornfields as habitat for small mammals in the sand sage prairie region of western Kansas. *J. Mammal.* 64 : 367-379.
- GEIER, A. R. 1978. Habitat selection by small mammals of riparian communities : evaluating the effects of habitat alterations. M. Sc. Thesis. Iowa State Univ. Ames, Iowa. 46 p.
- GEIER, A. R. and L. B. BEST. 1980. Habitat selection by small mammals of riparian communities : evaluating effects of habitat alterations. *J. Wildl. Manage.* 44 : 16-24.
- GÉLINAS, N., C. MAISONNEUVE et L. BÉLANGER. 1996. La bande riveraine en milieu agricole : importance pour les micromammifères et l'herpétofaune. *Revue de littérature. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec.* 47 p.
- GETZ, L. L. 1961a. Factors influencing the local distribution of shrews. *Amer. Midl. Nat.* 65 : 67-88.
- GETZ, L. L. 1961b. Notes on the Local Distribution of *Peromyscus leucopus* and *Zapus hudsonius*. *Amer. Midl. Nat.* 65 : 486-500.
- GETZ, L. L. 1968. Influence of water balance and microclimate on the local distribution of the red-backed vole and white-footed mouse. *Ecology* 49 : 276-286.
- GRANT, P. R. 1971. The habitat preference of *Microtus pennsylvanicus*, and its relevance to the distribution of this species on islands. *J. Mamm.* 52 : 351-361.
- GRATTON, L. 1989. L'utilisation des plantes ligneuses dans la stabilisation des berges en milieu agricole. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats. 61 p.
- HAMILTON, W. J. Jr. 1931. Habits of the star-nosed mole, *Condylura cristata*. *J. Mamm.* 12:345-355.

- HAMILTON, W. J. Jr. 1935. Habits of jumping mice. *Amer. Midl. Nat.* 16 : 187-200.
- HAMILTON, W. J. Jr. 1940. The biology of the Smoky Shrew (*Sorex f. fumeus* Miller). *Zoologica* 25 : 473-492.
- HANSEN, L. P. and J. E. WARNOCK. 1978. Response of two species of *Peromyscus* to vegetation succession on land strip mined for coal. *Am. Midl. Nat.* 100 : 416-423.
- HEATWOLE, H. 1961. Habitat selection and activity of the wood frog, *Rana sylvatica* Le Conte. *Am. Midl. Nat.* 66 : 301-313.
- HOOPER, E. T. 1942. An effect on the *Peromyscus maniculatus* Rassenkreis of land utilization in Michigan. *J. Mamm.* 23 : 193-196.
- HORN, H. S. 1966. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100 : 419-424.
- HUNTER, M. L., J. ALBRIGHT and J. ARBUCKLE. 1992. The amphibians and reptiles of Maine. *Univ. Maine, Orono. Maine Agr. Exp. Stn Bull.* 838.
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29 : 151-154.
- IVERSON, S. I., R. W. SEABLOOM and J. M. HNATIUK. 1967. Small-mammal distributions across the prairie-forest transition of Minnesota and North Dakota. *Am. Midl. Nat.* 78 : 188-197.
- JONES, K. B. 1986. Amphibians and reptiles, pages 267-290. *In* A. Y. Cooperrider, R. J. Boyd & H. R. Stuart, éds. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management.
- KAUFMAN, D. W. and G. A. KAUFMAN. 1990. House mice (*Mus musculus*) in natural and disturbed habitats in Kansas. *J. Mamm.* 71 : 428-432.
- KAUFMAN, D. W. and E. D. FLEHARTY. 1974. Habitat selection by nine species of rodents in north-central Kansas. *Southwestern Nat.* 18: 443-452.
- KIRKLAND, G. L. and D.F. SCHMIDT. 1982. Abundance, habitat, reproduction and morphology of forest-dwelling small mammals of Nova-Scotia and Southeastern New-Brunswick. *Can. Field-Nat.* 96 : 156-162.
- KIRKLAND, G. L. and P. K. SHEPPARD. 1994. Proposed standard protocol for sampling of small mammal communities. *In* J. F. Merritt, G. L. Kirkland and R. K. Rose, éds.

Advances in the biology of shrews. Carnegie Museum of Natural History, Special Publication 18 : 277-283.

KIRSCH, E. M. 1997. Small mammal community composition in cornfields, roadside ditches, and prairies in eastern Nebraska. *Natural Areas J.* 17 : 204-211.

LAMARRE, G., R. LAROCHE, S. BARRINGTON et C. MADRAMOOTOO. 1993. Sites de démonstration pour évaluer l'impact d'une bande riveraine en milieu agricole. Projet no. 22-13765-580-042. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Faculté des sciences agricoles et environnementales de l'Université McGill, pour le compte de la Fédération de l'Union des producteurs agricoles de Saint-Jean Valleyfield. 24 p.

LECLAIR, R., Jr. 1985. Les amphibiens du Québec : biologie des espèces et problématique de conservation des habitats. Département de Chimie-Biologie, Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 121 p.

LEVINS, R. 1968 *Evolution in changing environments : some theoretical explorations.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 120 p.

LINDUSKA, J. P. 1949. Ecology and land-use relationships of small mammals on a Michigan farm. Ph D Thesis, Michigan State Coll. Agric. Appl. Sci. 244 p.

LLOYD, M. and R. J. GHELARDI. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33 : 217-225.

LONG, C. A. 1972. Notes on habitat preference and reproduction in pygmy shrews *Microsorex*. *Can. Field-Nat.* 86 : 155-160.

MCALPINE, D. F. and T. G. DILWORTH. 1989. Microhabitat and prey size among three species of *Rana* (Anura : Ranidae) sympatric in Eastern Canada. *Can. J. Zool.* 67 : 2244-2252.

MAISONNEUVE, C., A. DESROSIERS, R. McNICOLL et M. LEPAGE. 1996. Diversité faunique des plaines inondables du sud du Québec : l'avifaune et les micromammifères. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec. 96 p.

MAISONNEUVE, C., R. McNICOLL, S. ST-ONGE et A. DESROSIERS. 1997a. Clé d'identification des micromammifères du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats. 19 p.

MAISONNEUVE, C., A. DESROSIERS, R. Mc NICOLL et M. LEPAGE. 1997b. Évaluation de la diversité faunique des terres humides du lac Mégantic et détermination des effets possibles d'un abaissement du niveau du lac. Ministère de

l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats. 55 p.

- MARINELLI, L. and D. NEAL. 1995. The distribution of small mammals on cultivated fields and in right-of-way. *Can. Field-Nat.* 109 : 403-407.
- MARSHALL, W. H. and M. F. BUELL. 1955. A study of the occurrence of amphibians in relation to a bog succession, Ithaska State Park, Minnesota. *Ecology* 36:381-387.
- MILLER, D. H. and L. L. GETZ. 1977. Factors influencing local distribution and species diversity of forest small mammals in New England. *Can J. Zool.* 55 : 806-814.
- MITCHELL, J. C., S. Y. ERDLE and J. F. PAGELS. 1993. Evaluation of capture techniques for amphibian, reptile, and small mammal communities in saturated forested wetlands. *Wetlands* 13 : 130-136.
- MORRISON, P. R., M. PIERCE and F. A. RYSER. 1957. Food consumption and body weight in the masked and short-tailed shrews. *Am. Midl. Nat.* 57 : 493-501.
- MORSE, D. H. 1973. Habitat utilization by meadow voles on small islands. *J. Mamm.* 54 : 792-794.
- NAIMAN, R. J., H. DECAMPS and M. POLLOCK. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* 3 : 209-212.
- PAQUET, G. 1977. Étude physique et inventaire ichtyologique sommaires du bassin hydrographique de la rivière Boyer, 1971. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Travaux en cours 10 : 85-107.
- PARMENTER, R. R. and J. A. MACMAHON. 1988. Factors limiting populations of arid-land darkling beetles (Coleoptera: Tenebrionidae): predation by rodents. *Environ. Entomol.* 17 : 280-286.
- PLATT, W. J. and N. R. BLAKLEY. 1973. Short-term effects of shrew predation upon invertebrate prey sets in prairie ecosystems. *Proc. Iowa Acad. Sci.* 80 : 60-66.
- PREBLE, N. A. 1956. Notes on the life history of *Napaeozapus*. *J. Mammal.* 37 : 196-200.
- QUIMBY, D. C. 1951. The life history and ecology of the jumping mouse, *Zapus hudsonius*. *Ecol. Monogr.* 21 : 61-95.
- RICKARD, W. H. 1960. The distribution of small Mammals in relation to the climax vegetation mosaic in eastern Washington and Northern Idaho. *Ecology*, 41 : 99-106.
- REICH, L. M. 1981. *Microtus pennsylvanicus*. *Mammal. Species* 159 : 1-8.
- ROBERTS, W. and V. LEWIN. 1979. Habitat utilization and population densities of the amphibians of northeastern Alberta. *Can. Field-Nat.* 93:144-154.

- ROBITAILLE, J. A. et Y. VIGNEAULT. 1990. L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent : synthèse des connaissances et problématique de la restauration des habitats de fraie dans la rivière Boyer. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques No 2057.
- ROBITAILLE, J. A., F. MARCOTTE et G. TRENCIA. 1990. Plan de restauration du bassin versant de la rivière Boyer et de l'habitat de fraie de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec, Service d'aménagement et d'exploitation de la faune. 49 p.
- SAS INSTITUTE INC. 1996. SAS language guide for personal computers. Release 6.12. Cary, N.C.
- SCHERRER, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin Éditeur, Chicoutimi, Québec. 850 p.
- SHELDON, A. L. 1969. Equitability indices : dependence on the species count. *Ecology* 50 : 927-929.
- SHELDON, C. 1934. Studies on the life histories of *Zapus* and *Napaeozapus* in Nova Scotia. *J. Mammal.* 15 : 290-300.
- SMALL, M. F. and W. N. JOHNSON Jr. 1986. Wildlife management in riparian habitats, p. 69-79. *In* J. A. Bissonette, éd. Is good forestry good wildlife management. Maine Agr. Exp. Stn., Misc. Publ. No. 689, Orono, Maine.
- SNYDER, E. J. And L. B. BEST. 1988. Dynamics of habitat use by small mammals in prairie communities. *Am. Midl. Nat.* 119 : 128-136.
- SOUTHERN, H. N. and E. M. O. LAURIE. 1946. The house-mouse (*Mus musculus*) in corn ricks. *J. Anim. Ecol.* 15 : 134-149.
- SPENCER, A.W. and D. PETTUS. 1966. Habitat preferences of five sympatric species of long tailed shrews. *Ecology* 47 : 677-683.
- STAMP, N. E. and D. OHMART. 1978. Resource utilization by desert rodents in the Lower Sonoran Desert. *Ecology.* 59 : 700-707.
- STAUFFER, D. F. and L. B. BEST. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities : evaluating effects of habitat alterations. *Journal of Wildlife Management* 44 : 1-15.
- STEWART, M. M. and P. SANDISON. 1972. Comparative food habits of sympatric mink frogs, bullfrogs, and green frogs. *J. Herpetol.* 6 : 241-244.

- ST-HILAIRE, D. et J. CHABOT. 1997. Inventaire des petits mammifères dans la réserve faunique de Plaisance à l'automne 1996. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de l'Outaouais. 24 p.
- STICKEL, L. R. 1979. Population ecology of house mice in unstable habitats. *J. Anim. Ecol.* 48 : 871-887.
- THOMAS, J. W., C. MASER and J. E. RODIEK. 1979. Riparian zones, p. 40-47. *In* J. W. Thomas, éd. *Wildlife habitats in managed forests - The Blue Mountains of Oregon and Washington*. U.S.D.A., For. Serv., Agric. Handbook No. 553.
- VANDAL, D. et J. HUOT. 1985. Le milieu riverain sec : définition et importance comme habitat faunique. Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche du Québec. 146 p.
- VAN ZYLL DE JONG, C. G. 1983. *Traité des mammifères du Canada*, vol. 1. Les marsupiaux et les insectivores. Musées nationaux du Canada, Ottawa. 217 p.
- VERBOOM, B. and H. HUITEMA. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecol.* 12 : 117-125.
- WELLS, K. D. 1977. Territoriality and male mating success in the green frog (*Rana clamitans*). *Ecology* 58 : 750-762.
- WHITAKER, J. O., JR. 1967. Habitat and reproduction of some of the small mammals of Vigo County, Indiana, with a list of mammals known to occur there. *Occas. Papers, C. C. Adams Center Ecol. Stud., Western Michigan Univ.*, 16 : 1-24.
- WHITTAKER, R. H. and S. A. LEVIN. 1975. *Niche : theory and application*. Benchmark Papers in Ecology, Volume 3. Halsted Press, Stroudsburg, Pennsylvania. 448 p.
- WRIGLEY, R. E. 1969. Ecological notes on the mammals of southern Quebec. *Can. Field-Nat.* 83 : 201-211.
- WRIGLEY, R. E., J. E. DUBOIS and H. W. R. COPLAND. 1979. Habitat, abundance, and distribution of six species of shrews in Manitoba. *J. Mamm.* 60 : 505-520.
- YAHNER, R. H. 1982. Microhabitat use by small mammals in farmstead shelterbelts. *J. Mammal.* 63 : 440-445.
- YAHNER, R. H. 1983. Small mammals in farmstead shelterbelts : habitat correlates of seasonal abundance and community structure. *J. Wildl. Manage.* 47 : 74-84.
- ZAR, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. 718 p.

ANNEXE 1

**VALEURS MOYENNES, MINIMALES ET MAXIMALES DU NOMBRE
D'INDIVIDUS CAPTURÉS PAR ESPÈCE
ET PAR TYPE DE BANDE RIVERAINE**

Valeurs moyennes, minimales et maximales du nombre de micromammifères capturés sur les sites localisés dans les différents types de bande riveraine

Espèce	Bandes herbacées				Bandes arbustives				Bandes boisées			
	Min.	Max.	Moy.	Écart type	Min.	Max.	Moy.	Écart type	Min.	Max.	Moy.	Écart type
Musaraigne cendrée	9	28	15,5	6,6	21	42	27,7	7,6	20	37	26,3	5,9
Musaraigne fuligineuse	0	1	0,3	0,5	0	4	0,8	1,5	1	13	4,0	4,2
Musaraigne pygmée	0	1	0,2	0,4	0	2	0,5	0,8	0	1	0,2	0,4
Grande musaraigne	2	9	6,3	2,6	4	15	9,5	4,2	3	15	8,8	3,9
Condylure étoilé	0	2	0,7	0,8					0	2	0,5	0,8
Campagnol des champs	0	10	4,5	4,0	2	6	3,5	1,3	0	7	2,2	2,6
Campagnol à dos roux de Gapper	0	8	2,2	2,9	0	4	2,3	1,7	1	15	6,2	5,7
Souris commune	0	3	1,2	1,3	0	1	0,3	0,5	0	2	0,8	0,7
Souris sylvestre					0	3	0,5	1,1	3	28	10,8	8,6
Souris sauteuse des bois					0	1	0,2	0,4	0	2	0,5	0,8
Souris sauteuse des champs	13	34	25,3	7,1	11	55	35,5	14,8	24	60	41,8	13,3
Écureuil roux	0	4	0,8	1,5	0	1	0,2	0,4	0	2	1,0	0,8
Tamia rayé									0	1	0,3	0,5
Hermine	0	2	0,5	0,8	0	4	1,7	1,5	0	1	0,3	0,5

Valeurs moyennes, minimales et maximales du nombre d'amphibiens et reptiles capturés sur les sites localisés dans les différents types de bande riveraine

Espèce	Bandes herbacées				Bandes arbustives				Bandes boisées			
	Min.	Max.	Moy.	Écart type	Min.	Max.	Moy.	Écart type	Min.	Max.	Moy.	Écart type
Salamandre maculée					0	2	0,3	0,8				
Salamandre à deux lignes	0	2	0,3	0,7	0	1	0,2	0,4	0	1	0,3	0,5
Crapaud d'Amérique	0	8	2,8	2,9	1	23	6,7	7,6	2	28	16,7	9,5
Rainette crucifère	0	1	0,2	0,4	0	3	0,7	1,1				
Ouaouaron					0	1	0,2	0,4	0	1	0,2	0,4
Grenouille verte	0	2	0,5	0,8	0	4	1,3	1,5	0	3	1,0	1,2
Grenouille du nord	0	2	0,5	0,8	0	1	0,2	0,4	0	1	0,3	0,5
Grenouille des bois	0	1	0,2	0,4	0	14	3,8	4,9	0	3	1,0	1,0
Grenouille léopard	0	7	1,2	2,6	0	3	0,8	1,1	0	32	14,7	11,4
Couleuvre rayée					0	2	0,5	0,8	0	1	0,2	0,4
Couleuvre à ventre rouge	0	1	0,2	0,4	0	1	0,2	0,4				