

**REVUE DE LA VALEUR POUR L'AVIFAUNE DE DIFFÉRENTS TYPES DE BANDES
RIVERAINES ET D'INTERVENTIONS EN RIVES EN MILIEU AGRICOLE**

Nathalie Gélinas, 1350, 121^e rue, Shawinigan-Sud (Québec), G9P 3P4

**Luc Bélanger, Environnement Canada, Direction de la Conservation de l'Environnement,
Service canadien de la faune, 1141 route de l'Église, c.p. 10100, Ste-Foy (Québec), G9A
5H7**

**Charles Maisonneuve, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune
et des habitats, 150 boul. René-Lévesque est, Québec (Québec), G1R 4Y1**

**SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES NO 265
Région du Québec 1996
Service canadien de la faune**

**© Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1996
Numéro de catalogue CW 69-5/265F
ISBN 0-662-81600-5**

Copies disponibles auprès du:

**Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5**



RÉSUMÉ

Tout comme elle a une importance primordiale pour le maintien de la qualité de l'eau et de la conservation des sols, la bande riveraine en milieu agricole est aussi d'une grande importance pour la préservation de la biodiversité en milieu agricole. Plusieurs interventions en rives ont été élaborées au cours des dernières années dans le cadre de projets de restauration de bassins versants au Québec et plusieurs autres sont également projetées au cours des prochaines années. Il est donc souhaitable que la protection et l'aménagement des bandes riveraines soient les plus polyvalents possible et tiennent aussi compte d'objectifs liés à une meilleure conservation de la biodiversité. Conséquemment, le présent projet, réalisé à partir d'une revue exhaustive de la littérature, avait pour objectifs 1) de revoir la valeur pour l'avifaune de divers types de bandes riveraines et d'interventions ou travaux en rives et 2) d'identifier certains besoins en acquisition de connaissances quant aux types d'interventions les plus valables et souhaitables du point de vue de la conservation de la biodiversité.

Notre revue de la littérature sur la valeur des bandes riveraines en milieu agricole pour l'avifaune a permis d'identifier 17 études, la majorité d'entre elles ayant été réalisées en Amérique du Nord, principalement dans les états du centre et du nord-est des États-Unis. Ces études montrent que la richesse aviaire augmente en fonction de l'accroissement de la largeur des bandes riveraines. Toutefois, la largeur minimale de la bande riveraine à maintenir pour favoriser la conservation de l'avifaune en milieu agricole demeure difficile à déterminer et varie considérablement selon les auteurs et le contexte géographique des études consultées. Toutefois, la largeur ne serait pas le seul facteur à influencer positivement la composition des communautés aviennes des bandes riveraines. Plusieurs éléments tels la structure, la composition et la diversité végétale ainsi que l'environnement immédiat des bandes riveraines interagiraient entre eux. Puisque l'élargissement de la bande riveraine rencontre plusieurs réticences en milieu agricole, il est suggéré que, au cours des prochaines années, l'on évalue la valeur pour la biodiversité, de différents types de bandes riveraines en milieu agricole au Québec et que l'on émette ensuite des recommandations visant à améliorer notamment la structure verticale de ces dernières.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Messieurs Pierre Larue et Michel Lepage du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec de même que Mme Line Choinière du Bureau d'Écologie Appliquée, pour les commentaires apportés à une version préliminaire du présent rapport. Cette étude a été rendue possible grâce au financement accordé à Luc Bélanger, d'Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec dans le cadre du Plan Conjoint des Habitats de l'Est de même que du Plan Vert du Canada.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODOLOGIE	
2.1 Critères utilisés lors de la revue de littérature	3
2.2 Aperçue de la littérature consultée	3
3. CRITÈRES INFLUENCANT L'UTILISATION DE LA BANDE RIVERAINE EN MILIEU AGRICOLE PAR L'AVIFAUNE	
3.1 Effet de la largeur	5
3.2 Effet de la structure	10
3.2.1 Humidité du sol	10
3.2.2 Strate herbacée	11
3.2.3 Strate arbustive	11
3.2.4 Strate arborescente	15
3.2.5 Chicots	15
3.3 Effet de la composition et de la diversité végétale	18
3.4 Effet du milieu environnant	19
3.4.1 Milieu terrestre	19
3.4.2 Milieu aquatique	19
4. ÉVALUATION DES DIVERSES INTERVENTIONS EN RIVES LE LONG DES BANDES RIVERAINES EN MILIEU AGRICOLE	
4.1 Accès du bétail aux rives	20
4.1.1 Contrôle de l'accès aux rives	22
4.1.2 Broutage alternatif	27
4.1.3 Diminution de la densité du bétail	29
4.2 Contrôle mécanique et revégétalisation des rives	30

4.3.1 Interactions biotiques32
4.3.3 Activités humaines34
5. CONSIDÉRATIONS ÉCONOMIQUES35
6. CONCLUSIONS ET AVENUES DE RECHERCHE	
6.1 Synthèse des connaissances37
6.2 Besoins en acquisition de connaissances39
7. BIBLIOGRAPHIE41

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des études portant sur la valeur des bandes riveraines en milieu agricole pour la faune avienne (p.4).

Tableau 2. Relation entre la largeur de la bande riveraine et diverses caractéristiques de la communauté avienne de bandes riveraines variant de 2.7 à 9.0 m. Données tirées de Holmquist (1991)(p. 7).

Tableau 3. Richesse spécifique et abondance de l'avifaune par type de bandes riveraines où l'accès du bétail est restreint. Données tirées de Holmquist (1991)(p.12).

Tableau 4. Richesse spécifique, abondance et densité de nids d'oiseaux dans des sections de bandes riveraines clôturées et avec accès du bétail (site témoin). Données tirées de Holmquist (1991)(p.24).

Tableau 5. Comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance de l'avifaune dans des bandes riveraines avec et sans accès du bétail (sites clôturés). Données tirées de Szaro et Rinne (1988)(p.25).

Tableau 6. Comparaison du succès de nidification des oiseaux dans des bandes riveraines clôturées et des sites témoin avec accès du bétail. Données tirées de Hafner et Brittingham (1993). Pour la liste des espèces présentes, voir le tableau 1 de Hafner et Brittingham (1993)(p.26).

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Relation entre la largeur de la bande riveraine et la richesse avienne. Courbes théoriques tirées de la figure 1 de Stauffer et Best (voir l'encadré) (p.6).

Figure 2: Effet de la largeur des bandes riveraines sur le nombre de nids observés et prévus (selon la superficie). Données tirées de Holmquist (1991)(p.8).

Figure 3. Relation entre la largeur maximale de la végétation et le nombre total d'espèces aviennes présentes. Données tirées de Taylor (1986)(p.13).

Figure 4. Relation entre la hauteur maximale de la végétation et la densité de parulines jaunes et de moucherolles des saules. Données tirées de Taylor (1986)(p.14).

Figure 5. Distribution des nids d'oiseaux (n=526) utilisant différents types de bandes riveraines. Données tirées de Stauffer et Best (1980). Pour la liste des oiseaux, consulter le tableau 1 de Stauffer et Best (1980)(p.16).

Figure 6. Sort des nids selon leur emplacement dans les bandes riveraines. Données tirées de Holmquist (1991)(p.28).

Figure 7. Comparaison de l'abondance et de la diversité annuelle des oiseaux dans des sites de bandes riveraines avec et sans végétation. Figure modifiée de Hurst et coll. (1980)(p.31).

1.- INTRODUCTION

Au cours des dernières années, nous avons pu constater l'état inquiétant de dégradation de nos ressources naturelles, l'eau, l'air et le sol. Tous ont donc reconnu l'importance de favoriser un aménagement intégré et une exploitation plus durable de nos ressources renouvelables pour assurer une meilleure qualité de vie aux générations futures. À cette fin, l'un des principaux objectifs du Plan d'action Saint-Laurent (SLV-Vision 2000) est la conservation et la restauration de l'écosystème Saint-Laurent et de ses principaux tributaires. Ceci est réalisé par diverses actions tant gouvernementales que communautaires visant l'amélioration de la qualité de l'eau (contrôle de la pollution diffuse) de même que la préservation des diverses ressources, incluant la faune. Mentionnons également que cette même stratégie d'action et d'intervention au niveau des bassins versants se retrouve dans d'autres plans majeurs de conservation comme le Plan Vert du Canada de même que dans le Plan conjoint des Habitats de l'Est, un des volets du Plan Nord-Américain de Gestion de la Sauvagine, une entente internationale Canada-États-Unis-Mexique pour la conservation des populations de sauvagine et de ses habitats sur tout le continent.

Tout comme elle a une importance primordiale pour le maintien de la qualité de l'eau et de la conservation des sols en agriculture en permettant de contrer l'érosion hydrique et de minimiser l'écoulement des pesticides et le délavement des particules sédimentaires dans les cours d'eau (Mitsch 1992; Cooper et coll. 1995), la bande riveraine en milieu agricole est aussi essentielle à la préservation de la biodiversité tant du point de vue des oiseaux que de l'ensemble de la faune (Gélinas et coll. 1996). Malheureusement, au Québec comme ailleurs (Szaro 1991), parce que ce sont des habitats linéaires qui couvrent individuellement de petits espaces du paysage (même s'ils couvrent globalement une grande superficie), les bandes riveraines ont été souvent négligées et ont fait l'objet de peu de recommandations de protection et d'aménagement faunique. Plusieurs interventions en rives ont été élaborées au cours des dernières années dans le cadre de projets de restauration de bassins versants au Québec (par exemple le projet de restauration de la rivière Boyer) et plusieurs autres sont également projetées au cours des prochaines années.

Dans le cadre de ces projets, compte tenu des retombées positives tant agronomiques qu'environnementales associées aux bandes riveraines, le maintien et l'aménagement de telles bandes sont parmi les principaux moyens préconisés pour favoriser l'atteinte d'un développement durable en milieu

agricole. Il est donc souhaitable que la protection et l'aménagement des bandes riveraines soient les plus polyvalents possible et tiennent aussi compte d'objectifs liés à une meilleure conservation de la biodiversité en paysage agricole.

Si plusieurs travaux ont documenté la valeur de la bande forestière à protéger le long des cours d'eau en fonction des parterres de coupes en forêt boréale, peu d'études ont été réalisées au Québec pour documenter la valeur de la bande riveraine en milieu agricole pour l'avifaune. Vandal et Huot (1985) en ont dressé un portrait surtout à partir des quelques connaissances déjà acquises et de considérations plus théoriques. Ce manque de connaissances découle surtout du fait que malheureusement, ces habitats ont davantage été perçus comme de valeur marginale pour la faune car ils n'abritent pas de grandes densités d'espèces à vocation sportive ou d'espèces rares. De ce fait, ils ont reçu peu d'attention en termes d'acquisition de connaissances, de protection et d'aménagement.

Conséquemment, le présent projet basé sur une revue exhaustive de la littérature, a pour objectifs:

- 1) de revoir la valeur pour l'avifaune, de divers types de bandes riveraines et d'interventions ou travaux en rives,
- 2) d'identifier des besoins en acquisition de connaissances quant aux types d'interventions les plus valables et souhaitables du point de vue de la conservation de la biodiversité.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Critères utilisés lors de la revue de littérature

Il existe une littérature relativement abondante sur la valeur des bandes riveraines pour la faune avienne (voir Ohmart and Anderson 1986 notamment). Un certain nombre de critères ont donc dû nous guider quant au choix des articles scientifiques et des rapports techniques retenus pour la réalisation de la présente revue de littérature. Puisqu'il semblait y avoir une distinction très nette à faire entre les bandes riveraines selon le type de milieux et de paysages auxquels elles étaient associées (forestier, urbain, agricole), la sélection des travaux a donc été limitée strictement aux études réalisées en paysage agricole ou agroécosystème. De plus, afin que cette revue soit représentative des phénomènes que l'on observe au Québec, l'emphase a été portée sur les études effectuées dans des conditions climatiques et écologiques comparables aux nôtres. Toutefois, pour certains sujets peu abordés dans la littérature, des études effectuées dans l'ouest de même que dans le sud des États-Unis ont aussi été considérées, de même que certaines études plus générales portant sur la valeur des habitats linéaires étroits (corridors, lisières ou haies brise-vent, petits boisés, etc.) pour l'avifaune.

2.2 Aperçu de la littérature consultée

Notre revue de la littérature sur la valeur des bandes riveraines en milieu agricole pour l'avifaune, a permis de retenir 17 études portant spécifiquement sur ce type d'habitats. La majorité de celles-ci furent réalisées en Amérique du Nord, principalement dans les états du centre et du nord-est des États-Unis, sur une période s'étalant de 1978 à 1993 (Tableau 1). La plupart des études furent effectuées au printemps et à l'été lors de la période de reproduction des oiseaux et impliquaient principalement un décompte total des espèces et des individus présents.

Tableau 1. Liste des études portant sur la valeur des bandes riveraines en milieu agricole pour la faune avienne.

Saison d'étude: P: printemps
 É: été
 A: automne
 H: hiver

Structure végétale:
 Hu: humidité du sol
 L: litière
 Herb: herbacée
 Arbu: arbustive
 Arbo: arborescente
 C: chicots

Interventions en rives:
 B: bétail
 Rv: Retrait de la végétation

Effets néfastes:
 Ib: interactions biotiques
 Ah: activités humaines

AUTEURS	RÉGION D'ÉTUDE	SAISON D'ÉTUDE	LARGEUR (m)	STRUCTURE VÉGÉTALE					INTERVENTIONS EN RIVES		EFFETS NÉFASTES	
		P É A H		Hu	Herb	Arbu	Arbo	C	B	Rv	Ib	Ah
Best <i>et al.</i> (1978)	Iowa (E.U.)	+	12,5-500		+	+	+	+		+		
Possardt and Dodge (1978)	Vermont (E.U.)	++	3-7,5		+	+	+					+
Stauffer and Best (1980)	Iowa (E.U.)	+	25-500		+	+	+	+			+	
Mosconi and Hutto (1982)	Montana (E.U.)	++	nd		+	+	+			+		
Whyte and Cain (1981)	Texas (E.U.)	++++	nd							+		
Stauffer and Best (1982)	Iowa (E.U.)	+	25-500					+				
Taylor (1986)	Oregon (E.U.)	+	nd			+				+		+
Taylor and Littlefield (1986)	Oregon (E.U.)	+	nd			+					+	
Sedgwick and Knopf (1987)	Colorado (E.U.)	+	500-1000			+	+			+		
Knopf <i>et al.</i> (1988)	Colorado	+	<20		+	+	+			+		
Finch (1989)	Wyoming	nd	nd		+	+	+					
Medin and Clary (1990)	Idaho	+	150							+		
Finch (1991)	Wyoming	+	nd		+	+	+	+				+
Holmquist (1991)	Pennsylvanie	+	2,7-25		+	+	+			+	+	+
Douglas <i>et al.</i> (1992)	Idaho	++	35	+	+	+	+			+		
Croonquist and Brooks (1993)	Pennsylvie	+	>25				+			+		+
Hafner and Brittingham (1993)	Pennsylvanie	+	2,7-9		+	+	+			+		+

3. CRITÈRES INFLUENÇANT L'UTILISATION DE LA BANDE RIVERAINE EN MILIEU AGRICOLE PAR L'AVIFAUNE

3.1 Effet de la largeur

Les quelques rares études portant sur l'utilisation par l'avifaune de bandes riveraines de largeurs différentes en milieu agricole ont démontré que la richesse avienne augmentait positivement en fonction de l'accroissement de cette dernière (Carothers et coll. 1974; Carothers et Johnson 1975). Les travaux de Stauffer et Best (1980) ont montré que la richesse avienne (nombre total d'espèces) augmentait très rapidement entre 0 et 25 m pour ensuite se stabiliser et ce, même si la largeur des bandes riveraines étudiées atteignaient jusqu'à 200 m (Figure 1). Pour sa part, Holmquist (1991), qui a étudié des bandes variant de trois à neuf mètres, a montré que la diversité spécifique augmentait avec la largeur de la bande riveraine (Tableau 2) même si le nombre total de nids de toutes espèces était supérieur dans les bandes étroites ou de largeur moyenne (Tableau 2, Figure 2). Ces résultats sont conformes aux connaissances théoriques avancées par MacArthur et MacArthur (1961) ainsi que Roth (1976) selon lesquels, plus un habitat linéaire est large, plus la diversité d'habitat au plan horizontal est importante. L'augmentation de l'hétérogénéité de ces habitats permet un plus grand partage des ressources et conséquemment, à un plus grand nombre d'espèces de les utiliser.

Cependant, les besoins en habitat des diverses espèces d'oiseaux différant grandement d'une à l'autre, la largeur minimale de la bande riveraine pouvant les accueillir varie elle aussi en fonction des exigences spécifiques de ces espèces. Ainsi, par exemple, les espèces aviennes spécialistes qui s'alimentent exclusivement en glanant le feuillage, sont restreintes aux bandes riveraines relativement larges et boisées (>7.5 m)(Holmquist 1991). La plupart des espèces de ce groupe, comme par exemple la Mésange à tête noire (Parus atricapillus), sont d'ailleurs rapportées comme étant limitées par la taille de l'habitat tel que démontré par Galli et coll. (1976) pour les petits îlots boisés. Au contraire, les espèces généralistes (par exemple l'Étourneau sansonnet Sturnus vulgaris) qui utilisent non seulement la bande riveraine mais aussi les cultures adjacentes pour s'alimenter, se retrouvent dans des bandes riveraines beaucoup plus étroites. Dans l'étude de Stauffer et Best (1980), parmi les 20 espèces aviennes restreintes par la taille de l'habitat, 13 (65%) n'étaient rencontrées que dans des corridors riverains relativement larges (entre 35 et 200 m). Cependant,

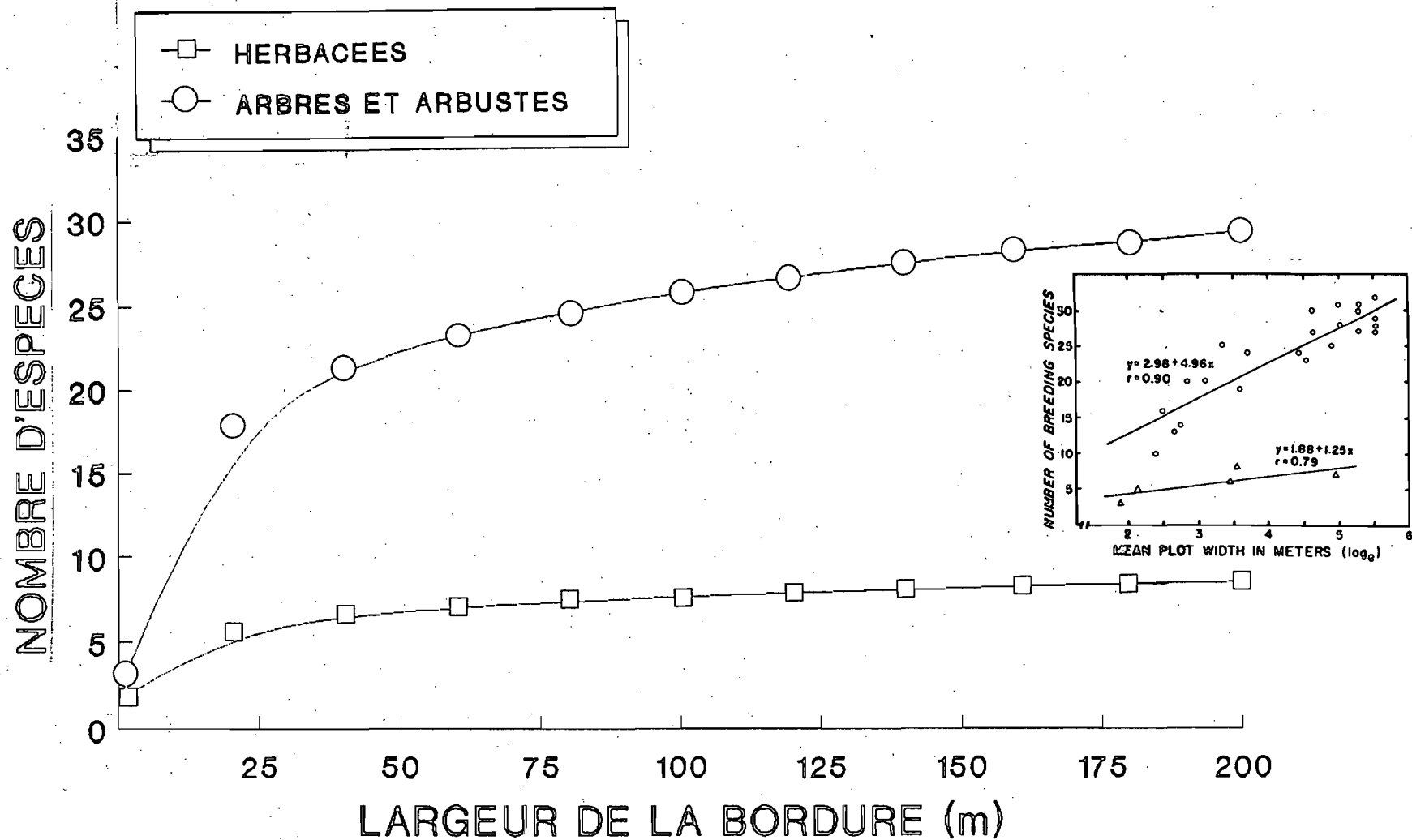


Figure 1. Relation entre la largeur de la bande riveraine et la richesse avienne. Courbes théoriques tirées de la figure 1 de Stauffer et Best (1980)(voir l'encadré).

Tableau 2. Relation entre la largeur de la bande riveraine et diverses caractéristiques de la communauté avienne de bandes riveraines variant de 2.7 à 9.0 m. Données tirées de Holmquist (1991).

CARACTÉRISTIQUE DE L'AVIFAUNE	COEFFICIENT DE CORRÉLATION	PROBABILITÉ
RICHESSSE SPÉCIFIQUE		
Espèces résidentes à l'été	1.86	<0.06
Sans les espèces exotiques et nuisibles	1.79	<0.06
ABONDANCE		
Espèces résidentes à l'été	3.83	<0.02
Sans les espèces exotiques et nuisibles	NS	NS

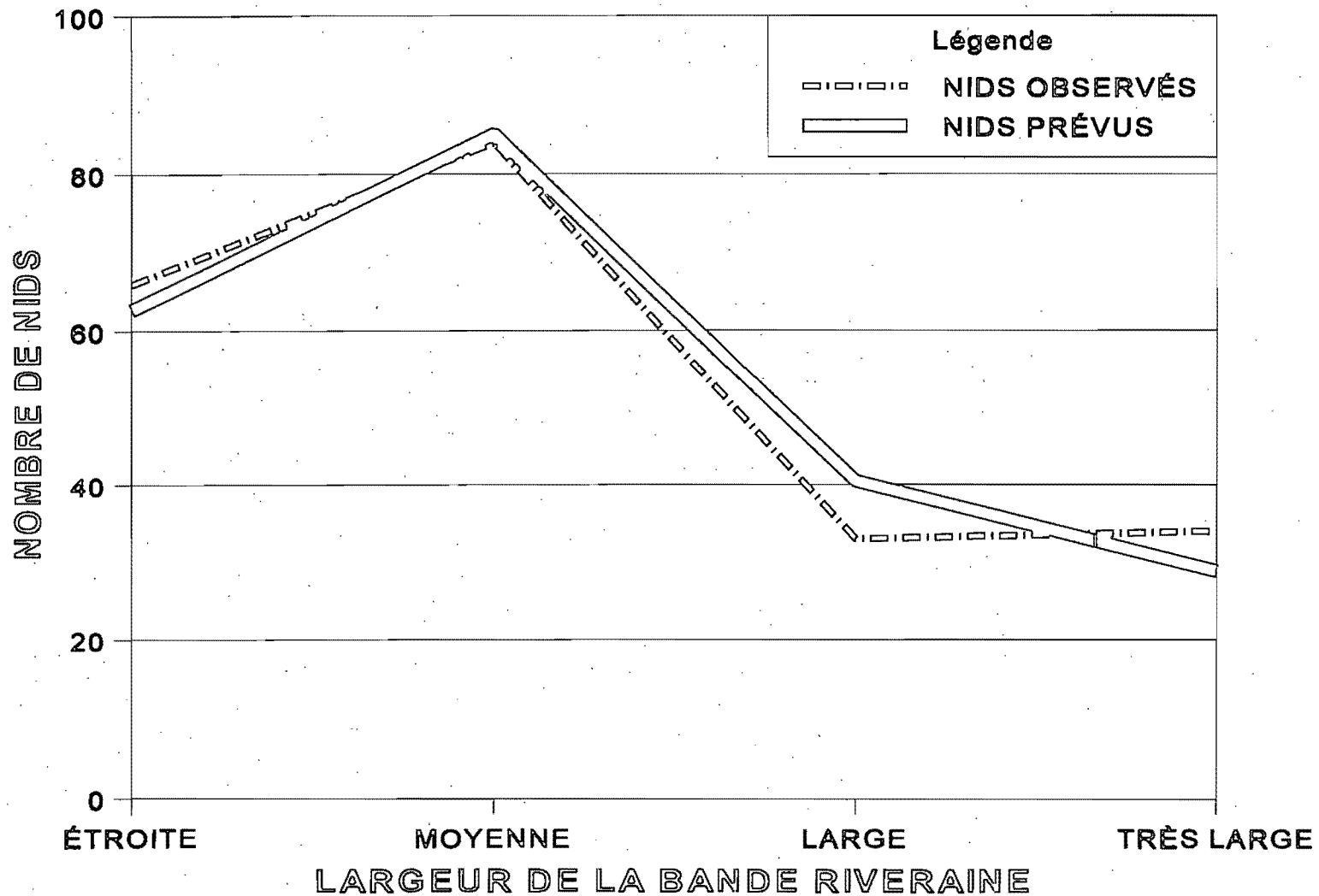


Figure 2. Effet de la largeur des bandes riveraines sur le nombre de nids observés et prévus (selon la superficie). Données tirées de Holmquist (1991).

Holmquist (1991) considère que plusieurs de ces 13 espèces pourraient ne pas être aussi restreintes par la taille de l'habitat que ne le suggère l'étude de Stauffer et Best (1980). Toutefois, Holmquist (1991) admet qu'un corridor suffisamment large permet que l'ensemble des besoins de ces espèces sont respectés.

Bien que la plupart des études aient démontré la relation étroite entre la taille de l'habitat et la diversité spécifique chez les oiseaux, la détermination de la largeur minimale de la bande riveraine à maintenir pour favoriser la conservation de l'avifaune en milieu agricole demeure difficile à déterminer et varie considérablement selon les auteurs et le contexte géographique. Selon Vandal et Huot (1985), il est primordial de préserver la plus grande diversité animale possible en milieu agricole. Cependant, puisque les bandes riveraines de ce milieu sont très perturbées et fréquentées par très peu d'espèces animales, il serait irréaliste de vouloir protéger un corridor aussi large qu'en milieu forestier (20 m). De plus, cela se traduirait par une perte importante de superficie en sols cultivables, une perte difficilement acceptable pour les producteurs agricoles du point de vue économique. Une bande de végétation de deux à trois mètres de largeur devrait donc faire l'objet d'une protection particulière (Vandal et Huot 1985). Pour Croonquist et Brooks (1993), la protection d'un habitat riverain de moins de 10 m permet de supporter une communauté avienne appauvrie, alors qu'un corridor riverain de plus de 125 m est nécessaire pour supporter une communauté avienne s'approchant des conditions normales. Cependant, la protection d'une bande riveraine de plus de 25 m fournit de bonnes conditions pour une telle communauté. Holmquist (1991) établit cette limite à 11 m. Enfin, plusieurs auteurs croient qu'il n'existe pas de corridor d'une largeur telle pouvant satisfaire les exigences humaines pour l'agriculture, tout en maintenant un habitat de qualité pour la faune (Budd et al. 1987).

La variabilité dans les résultats obtenus au niveau de la largeur de bande à maintenir (de 2 à 125 m) et la grande difficulté à établir précisément une largeur minimale requise pour assurer la conservation de l'avifaune en milieu agricole peuvent aussi s'expliquer par le fait que ce paramètre n'est pas le seul à influencer la composition des communautés aviennes des bandes riveraines. Plusieurs autres facteurs tels la structure, la composition et la diversité végétale ainsi que les milieux terrestres et aquatiques environnants interagissent entre eux et doivent aussi être considérés.

3.2 Effet de la structure

La diversité structurale de la végétation, la diversité des espèces végétales (et de leurs formes), la présence d'un mélange hétérogène d'habitats ouverts et denses, ainsi que la présence de certaines structures ou micro-habitats particuliers (la présence d'arbres morts par exemple) sont tous des éléments qui permettent à cette bande riveraine de supporter une importante variété d'espèces aviennes (Farley et coll. 1994). Afin de mieux cerner le rôle et l'importance de chacune de ces composantes pour la faune avienne dans les bandes riveraines, la présente section a été divisée selon les différentes strates végétales. Le lecteur ne devra pas oublier, lorsque l'on parlera de la valeur de la strate arbustive, qu'une strate herbacée y est également présente (deux strates de végétation) alors que dans le cas de la strate arborescente, trois strates de végétation y sont présentes.

3.2.1 Humidité du sol

Les associations oiseaux-habitats sont influencées principalement par la composition végétale; la végétation étant surtout influencée par le gradient hydrique du milieu (hydrologie de surface). Douglas et coll. (1992), ont déterminé que les densités aviennes étaient positivement corrélées à l'humidité du sol. Pour certaines espèces cependant, cette relation est moins évidente et reflète en partie la compétition interspécifique à l'intérieur de la communauté. Dans cette étude, seule la distribution du Vacher à tête brune (Molothrus ater), qui dépose ses oeufs dans le nid des autres espèces (parasitisme), n'est pas en relation étroite avec le degré d'humidité du sol. En effet, cette espèce présente une distribution non spécifique, qui reflète plutôt une recherche aléatoire d'un hôte (Douglas et coll. 1992).

Toutefois, selon les études consultées, la relation entre l'avifaune et le degré d'humidité du sol serait plutôt indirecte, une interdépendance existant entre ce dernier élément et certains autres facteurs. Petit et coll. (1985) ont déterminé que la richesse spécifique avienne était directement reliée aux ressources alimentaires, elles-mêmes en relation avec l'humidité relative. Pour Douglas et coll. (1992), cette interdépendance se retrouvait plutôt entre l'humidité du sol et la composition végétale du milieu.

3.2.2 Strate herbacée

Il fût démontré que certaines espèces d'oiseaux, tels le Bruant chanteur (Melospiza melodia), l'Étourneau sansonnet, le Quiscale bronzé (Quiscalus quiscula), le Carouge à épaulettes (Agelaius phoeniceus) et le Merle d'Amérique (Turdus migratorius), ont nettement tendance à préférer davantage les bandes riveraines dans lesquelles la strate herbacée est dominante (Best et coll. 1978; Stauffer et Best 1980; Holmquist 1991; Hafner et Brittingham 1993). Cependant, la richesse spécifique et la densité de l'avifaune seraient beaucoup plus faibles dans les bandes riveraines herbacées que dans les bandes où l'on rencontre d'autres types de végétation (Tableau 3). Les bandes riveraines à prédominance d'herbacées sont principalement utilisées par des espèces qui s'alimentent au sol, comme le Bruant vespéral (Pooecetes gramineus) (Farley et coll. 1994), ou alors en vol telles les hirondelles (Possardt and Dodge 1978), ainsi que les espèces qui nichent au sol, tel le Bruant des prés (Stauffer et Best 1980). Plusieurs de ces dernières sont des espèces généralistes quant au choix de leur site de nidification (Stauffer et Best 1980).

3.2.3 Strate arbustive

Des études ont établi que certaines espèces aviennes, tels le Moqueur roux (Toxostoma rufum), le Moqueur chat (Dumetella carolinensis) et le Bruant des champs (Spizella pusilla), choisissaient préférentiellement les bandes riveraines où la végétation arbustive dominait (Best et coll. 1978; Stauffer et Best 1980). Lorsqu'on assiste à une succession temporelle (c'est-à-dire des herbacées vers des arbustes), la richesse spécifique et l'abondance de l'avifaune augmentent en même temps que la croissance en volume et en hauteur des végétaux (Figure 3) (Stauffer et Best 1980; Swift et coll. 1984; Taylor 1986; Farley et coll. 1994). Selon Ohmart et Anderson (1986), les arbustes fournissent un couvert de protection alors que la litière et le feuillage constituent des zones très productives en insectes; ils sont donc tout particulièrement important pour les oiseaux insectivores. Ils peuvent aussi représenter des sites de choix comme perchoir pour le chant (Knopf et coll. 1988) ou de nidification pour certaines espèces qui construisent leur nid relativement près du sol (-2 m), telles le Moucherolle des saules (Empidonax traillii) et la Paruline jaune (Dendroica petechia) (Taylor 1986; Figure 4). Cependant, plusieurs espèces présentes dans la strate arbustive le seront aussi dans la strate arborescente (Stauffer et Best 1980). Selon Holmquist (1991), la richesse spécifique et la densité de l'avifaune seraient près de deux fois plus élevées dans les bandes riveraines arbustives que dans celles

Tableau 3. Richesse spécifique et abondance de l'avifaune par type de bandes riveraines où l'accès du bétail est restreint. Données tirées de Holmquist (1991).

CARACTÉRISTIQUE DE L'AVIFAUNE	BANDE HERBACÉE (moyenne)	BANDE ARBUSTIVE- ARBORESCENTE (moyenne)
RICHESSSE SPÉCIFIQUE		
Espèces résidentes à l'été	19.8	34.5
Sans les espèces exotiques et nuisibles	15.1	29.3
Espèces associées aux milieux humides	3.8	6.3
ABONDANCE		
Espèces résidentes à l'été	33.1	63.9
Sans les espèces exotiques et nuisibles	19.9	36.7
Espèces associées aux milieux humides	5.9	6.5

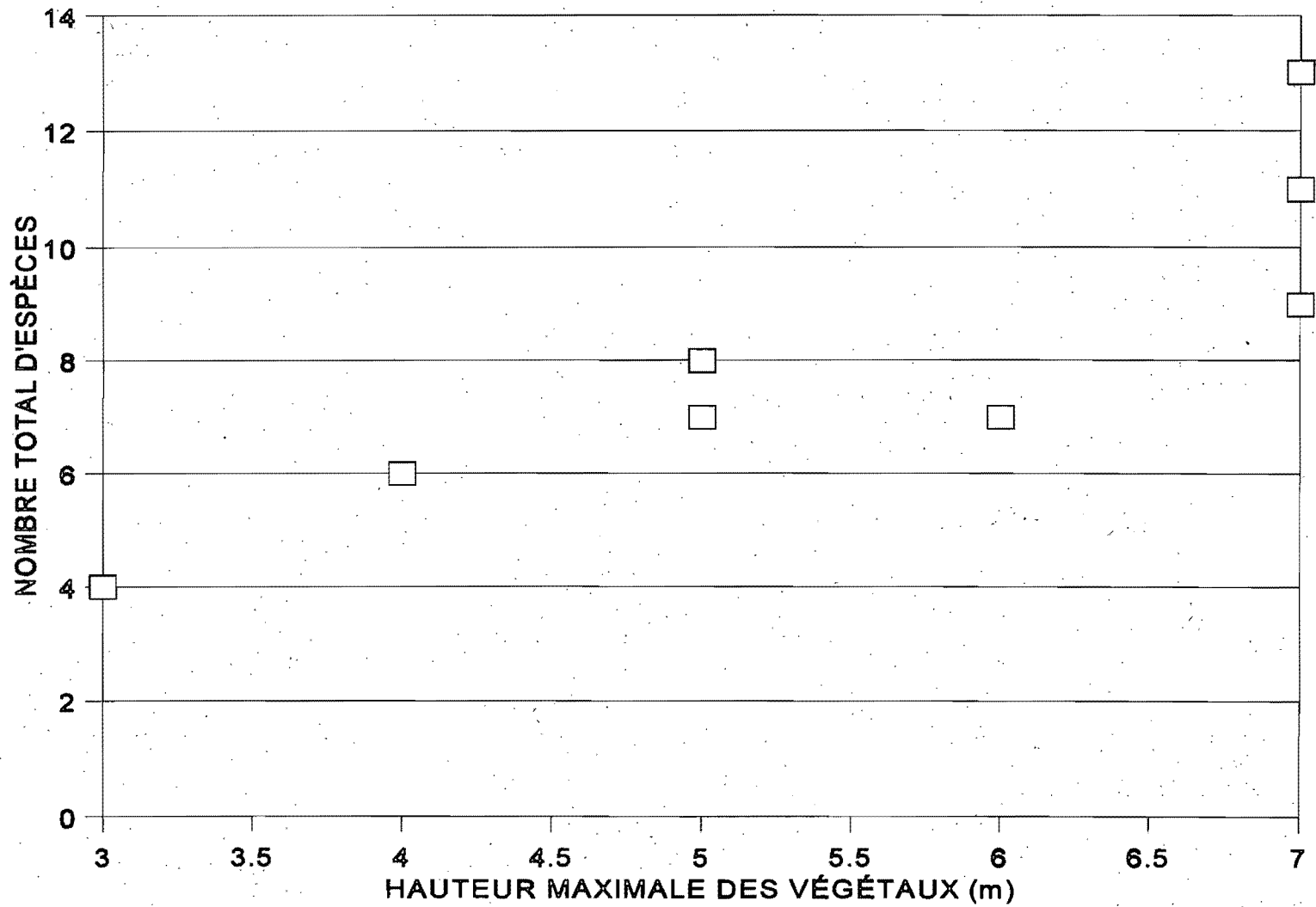


Figure 3. Relation entre la hauteur maximale de la végétation et le nombre total d'espèces aviennes présentes. Données tirées de Taylor (1986).

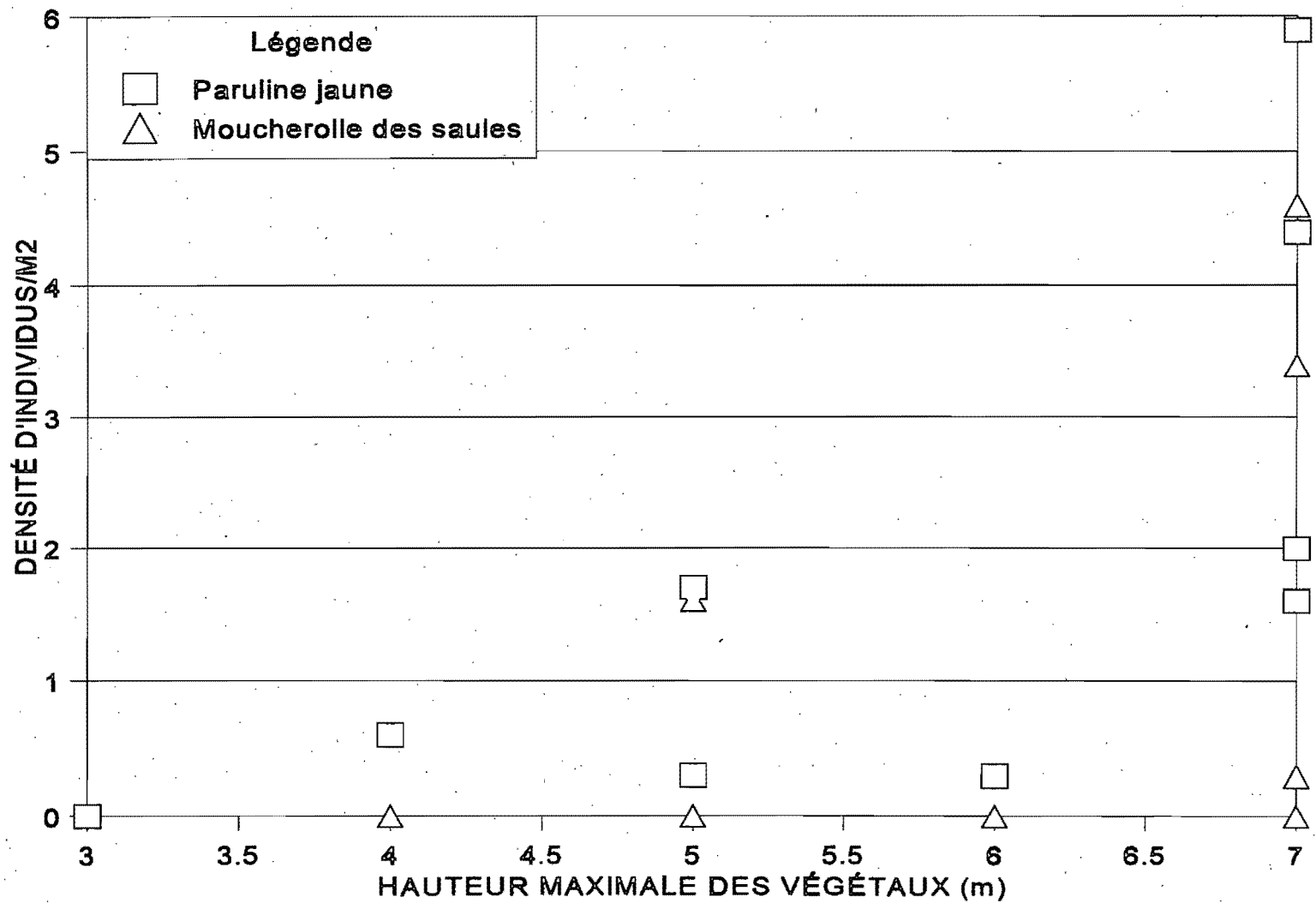


Figure 4. Relation entre la hauteur maximale de la végétation et la densité de parulines jaunes et de moucherolles des saules. Données tirées de Taylor (1986).

strictement herbacées (Figure 5). Les espèces observées dans les bandes riveraines herbacées le sont aussi dans les bandes riveraines arbustives à l'exception de la plupart des espèces d'oiseaux de rivage

3.2.4 Strate arborescente

La strate arborescente est celle qui fut la plus étudiée en regard de sa valeur pour l'avifaune dans les bandes riveraines en milieu agricole (Best et coll. 1978; Stauffer et Best 1980; Holmquist 1991; Farley et coll. 1994). Les bandes riveraines dont la végétation arborescente est bien développée sont celles qui supporteraient la plus grande richesse spécifique et la densité avienne la plus importante (Stauffer et Best 1980; Finch 1989; Holmquist 1991; Farley et coll. 1994)(Figure 5). De plus, ces bandes riveraines arborées supporteraient jusqu'à cinq fois plus de nids que les bandes riveraines à prédominance d'herbacées (Holmquist 1991).

Les bandes riveraines arborescentes sont utilisées principalement par les espèces de feuillage (Farley et coll. 1994) et les espèces spécialistes dans la sélection de leur site de nidification (Stauffer et Best 1980). Dans les bandes riveraines plus matures, une plus grande diversité dans la structure de la végétation (c'est-à-dire dans le nombre de strates) permet de supporter plus d'espèces d'oiseaux et ce, en plus grand nombre (Rice et coll. 1984; Ohmart et Anderson 1986; Farley et coll. 1994). D'ailleurs, les espèces aviennes rencontrées dans les bandes riveraines herbacées le sont aussi généralement dans les bandes arborescentes. Cependant le contraire n'est pas toujours vrai. Le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*) et la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*) seraient exclusivement associés aux bandes riveraines arborescentes (Stauffer et Best 1980; Holmquist 1991). De plus, les bandes riveraines arborescentes sont souvent plus ou moins continues (structure horizontale), ce qui crée également des niches additionnelles (arbustes, arbres tombés, etc.) pour les oiseaux associés aux ouvertures ou éclaircies dans le couvert végétal (Ohmart et Anderson 1986; Knopf et coll. 1988; Holmquist 1991).

3.2.5 Chicots

Un arbre désigné "chicot" correspond à tout arbre mort ou en voie de mourir, capable de servir de site de nidification, d'alimentation, de perchoir pour la chasse ou le repos et de protection contre les intempéries

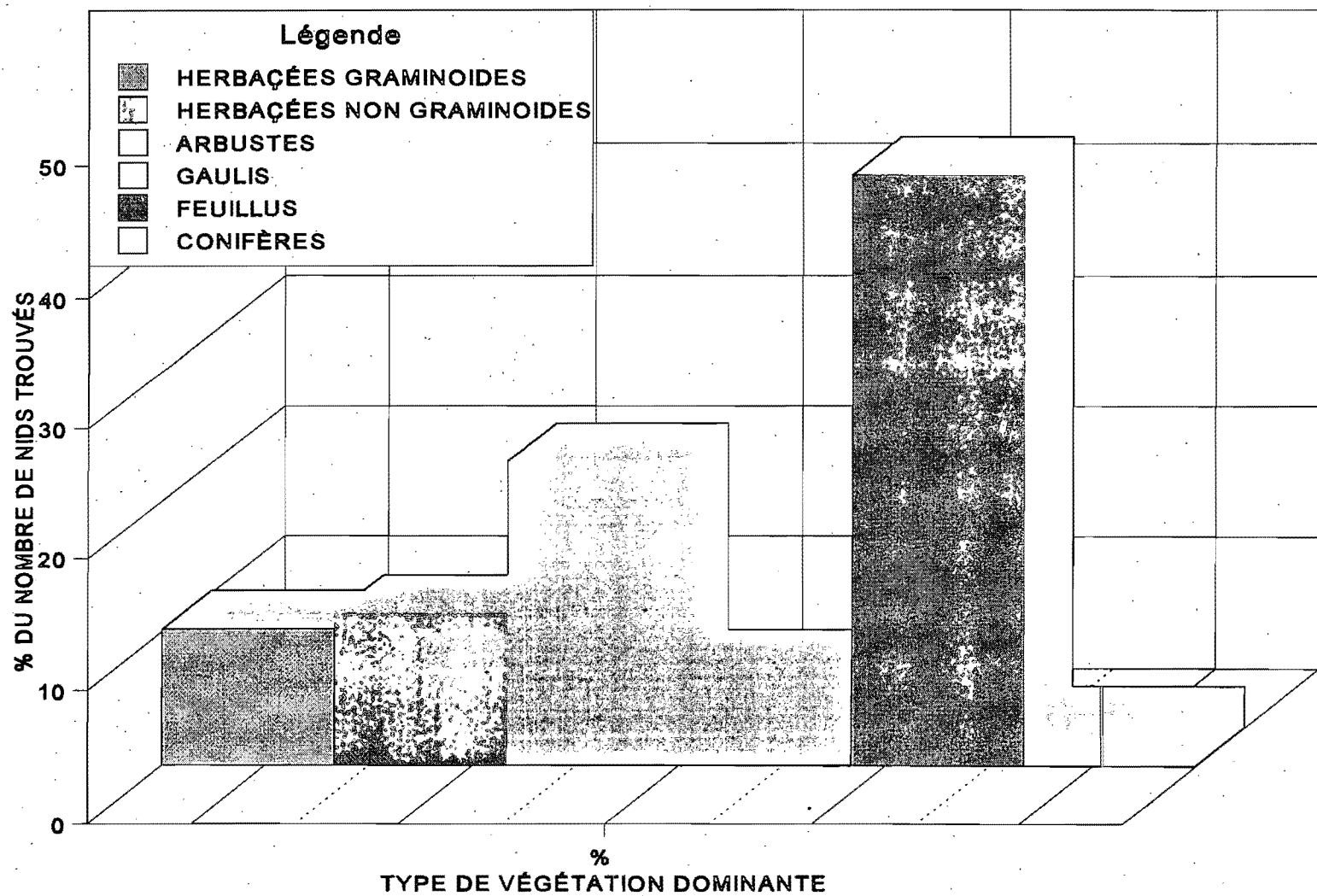


Figure 5. Distribution des nids d'oiseaux (n=526) utilisant différents types de bandes riveraines. Données tirées de Stauffer et Best (1980). Pour la liste des oiseaux, consulter le tableau 1 de Stauffer and Best (1980).

pour la faune (Vandal et Huot 1985; Ohmart et Anderson 1986). Plusieurs études ont démontré que les chicots sont les facteurs déterminant la présence et l'abondance des oiseaux nichant dans des cavités (Ohmart and Anderson 1986; Knopf et coll. 1988; Finch 1991). Toutes ces espèces sont des spécialistes en ce sens qu'ils utilisent une telle structure (naturelle ou artificielle) pour nicher. En Amérique du Nord, 85 espèces d'oiseaux dépendent étroitement des chicots pour nicher ou se reposer (Scott et coll. 1977; Miller et Miller 1980), et plusieurs de celles-ci sont des espèces riveraines, certaines même de façon obligatoire (Ohmart et Anderson 1986). On distinguerait deux catégories d'espèces aviennes susceptibles de nicher dans les cavités des arbres morts. Les nicheurs primaires qui creusent leur propre nid (les pics; famille des Picidae et la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*)) et les nicheurs secondaires, qui eux utilisent les cavités naturelles ou celles abandonnées par les nicheurs primaires (la Mésange à tête noire, l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), etc.) (Vandal et Huot 1985).

Selon Stauffer et Best (1980), il existerait une relation positive entre les densités de nicheurs en cavités et la densité de chicots, relation associée à la fois à la nidification et à l'alimentation. Cependant, outre la simple densité de chicots dans les bandes riveraines, d'autres caractéristiques influenceront leur utilisation par les oiseaux. Ainsi, diverses études ont démontré la relation directe qui existe entre certaines caractéristiques des chicots (taille, condition, hauteur et orientation) et l'abondance des espèces aviennes les fréquentant. De toutes celles-ci, la taille des chicots est de loin la plus importante (Stauffer et Best 1980). Les nicheurs primaires sélectionneraient des troncs de diamètres plus importants que les nicheurs secondaires, suggérant par là que ces derniers n'utilisent pas toutes les cavités abandonnées par les nicheurs primaires (Stauffer et Best 1982). La condition des chicots est aussi un aspect important pour la nidification. Les nicheurs primaires sélectionneraient principalement les chicots les plus tendres (Stauffer et Best 1980). Ces chicots, pour lesquels l'état de décomposition est plus avancée, semblent plus facile à excaver (Conner et coll. 1976). Les nicheurs secondaires opéreraient pour leur part, pour les chicots tendres et moyennement tendres, c'est-à-dire ceux abandonnés par les nicheurs primaires (Stauffer et Best 1980). La hauteur à laquelle ces oiseaux placent leurs nids diffère elle aussi entre ces deux types de nicheurs; les nids des nicheurs primaires sont plus hauts que ceux des nicheurs secondaires (Stauffer et Best 1982). Enfin, l'orientation de la cavité dans l'arbre mort joue aussi un rôle dans la sélection de l'habitat. De façon générale, la cavité est orientée vers le sud et l'est, de façon à permettre au soleil de réchauffer le nid et d'être ventilé par les vents dominants (Conner et coll. 1975).

Finalement, mentionnons que d'autres espèces ne nichant pourtant pas dans les cavités des arbres morts, tirent quand même profit mais de façon indirecte, de la présence des chicots et des caractéristiques de micro-habitat qui leur sont associées. À titre d'exemple, un arbre mort tombé par terre crée souvent une ouverture dans le boisé, ce qui favorise la croissance de buissons et d'herbacées non graminoides (Stauffer et Best 1980; Knopf et coll. 1988).

3.3 Effet de la composition et de la diversité végétale

Certaines études ont démontré l'interrelation étroite qui existerait entre la diversité végétale et la faune avienne même à l'intérieur d'une strate de végétation donnée. En effet, la richesse spécifique et la densité avienne totale peuvent varier significativement avec le type d'espèces végétales présentes dans les bandes riveraines (Stauffer et Best 1980; Rice et coll. 1984; Ohmart et Anderson 1986; Strong et Bock 1990; Douglas et coll. 1992)(Figure 5). De façon générale et dans le cadre précis de bandes riveraines arborescentes, la présence et la richesse spécifique des arbres à feuilles caduques serait plus importante que celle des conifères dans la sélection de l'habitat par l'avifaune (Stauffer et Best 1980; Ohmart et Anderson 1986; Douglas et coll. 1992). Ce type d'arbres apporte nourriture, couvert et espace pour les oiseaux insectivores et pour les nicheurs en cavités (Ohmart et Anderson 1986). Cependant, les épinettes (Picea spp) fourniraient un excellent habitat pour la nidification de la Tourterelle triste (Zeinada macroura) et le Merle d'Amérique, alors que les pins (Pinus spp.) seraient fortement utilisés en période de migration par les moucherolles (Empidonax sp) et le Roitelet à couronne rubis (Regulus calendulas) comme site d'alimentation. Ces deux types de conifères servent aussi de perchoirs pour la Mésange à tête noire et le Junco ardoisé (Junco hyemalis) (Johnson et Beck 1988). Les bandes riveraines où prédominent les saules (Salix spp) et les peupliers (Populus spp) seraient celles où l'on retrouverait la plus grande richesse spécifique et la densité avienne la plus importante (Strong et Bock 1990). On y noterait également la densité la plus considérable d'oiseaux nicheurs (Johnson et coll. 1977).

3.4 Effet du paysage environnant

3.4.1 Milieu terrestre

Diverses études ont démontré que le type de milieu adjacent à une bande riveraine a des effets très significatifs sur la faune avienne qui est présente (Strong et Bock 1990). En plus de pourvoir à une partie de l'alimentation des oiseaux, les habitats adjacents leur fournissent des sites pour nicher, fuir ou se percher. Ainsi, Carothers (1977) a observé des densités d'oiseaux reproducteurs plus importantes dans des bandes riveraines à dominance de peupliers qui étaient adjacentes à des terres agricoles que dans d'autres qui étaient entourées majoritairement de boisés à dominance de chênes (*Quercus* spp). Cependant, Conine *et coll.* (1978) ont déterminé que la richesse spécifique diminue lorsque le milieu agricole domine l'environnement immédiat des bandes riveraines. Enfin, certaines autres études ont démontré qu'une bande riveraine herbacée ceinturant un corridor boisé peut avantager les espèces nichant au sol et qui utilisent les deux types de milieux (Morgan et Gates 1982).

3.4.2 Milieu aquatique

Tout comme le milieu terrestre, le type de milieu aquatique adjacent aux bandes riveraines peut avoir un effet significatif sur l'utilisation de celles-ci par l'avifaune. Il existe cependant très peu de littérature sur ce sujet. En effet, si l'effet de la largeur de la bande riveraine sur l'utilisation par les oiseaux a été plus précisément étudié par le passé, peu d'études ont considéré les effets de la largeur et du type de cours d'eau associé à la bande riveraine. D'une façon générale pour les milieux humides, Brown et Dinsmore (1986) ont déterminé qu'il existe une relation entre le nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs et la taille du plan d'eau adjacent. Selon ces auteurs, des plans d'eau d'une superficie de 20 à 30 hectares permettent d'obtenir une richesse avienne plus importante que les plans d'eau plus vastes (jusqu'à 180 ha). L'isolement du plan d'eau, bien que moins important que sa superficie, peut aussi affecter la richesse avienne des bandes riveraines adjacentes (Brown et Dinsmore 1986). Selon ces auteurs, plus il y a de milieux humides dans une région, plus il y aura d'espèce d'oiseaux dans les bandes riveraines adjacentes.

4. ÉVALUATION DES DIVERSES INTERVENTIONS EN RIVES LE LONG DES BANDES RIVERAINES EN MILIEU AGRICOLE

Les changements dans la structure de la végétation résultant de perturbations naturelles ou occasionnées par l'homme, affectent grandement la richesse et la densité des communautés aviennes des bandes riveraines. Ces perturbations résultent notamment du broutement du bétail, d'activités récréatives de même que des travaux de contrôle de la végétation, de redressement des cours d'eau et de stabilisation artificielle des rives (Szaro 1991). À titre d'exemple, on estime que les différents travaux d'approfondissement et de redressement à des fins de drainage, qui eurent lieu de 1948 à 1972 dans le bassin versant de la rivière Boyer près de Québec, ont affecté environ 251 des 325 km de cours d'eau s'écoulant sur ce territoire où l'agriculture représente la forme dominante d'utilisation du sol (64% de la superficie est occupée par les cultures). Les diverses activités agricoles, tels les labours réalisés trop près des rives et occasionnant l'affaissement de celles-ci, de même que l'accès du bétail aux cours d'eau, ont affecté grandement la qualité des eaux de la rivière Boyer tout comme elles ont fortement réduit la valeur des habitats riverains pour la faune. Pour le Québec, on estime à 1,220,000 ha, la superficie des cours d'eau creusés et drainés, soit environ 40,000 km.

4.1 Accès du bétail aux rives

L'écosystème riverain présente un attrait indéniable autant pour la faune sauvage que pour le bétail domestique et ce, sensiblement pour les mêmes raisons: la présence d'eau, de lieux ombragés et de plantes qui demeurent vertes et succulentes plus longtemps que celles présentes dans les milieux terrestres adjacents (Ames 1977; Kauffman et Krueger 1984). Historiquement, le broutement par le bétail domestique a toujours représenté l'utilisation la plus commune (Busby 1979; Ohmart et Anderson 1986), et la forme de perturbation du milieu riverain la plus répandue (Ames 1977; Brown et coll. 1977; Davis 1977; Mosconi et Hutto 1982). Selon Behnke et Raleigh (1978) ainsi que Kauffman and Krueger (1984), les changements typiques des cours d'eau résultant du broutement excessif du bétail sont notamment:

- la compaction du sol, le piétinement et l'augmentation de l'érosion des rives;
- l'élargissement et l'approfondissement des cours d'eau;

- la dégradation des aires de fraie et des substrats pour les invertébrés suite au dépôt des sédiments nouvellement mis en suspension;
- l'augmentation de la température et de la vitesse de l'eau;
- la destruction de la végétation riveraine.

De façon générale, les oiseaux répondent davantage aux changements dans la structure de la végétation entraînés par le broutement et le piétinement qu'à la présence de bétail comme telle ou aux changements physiques des rives (Knopf et coll. 1988). En fait, le broutement du bétail en zone riveraine peut altérer la structure et le couvert de la végétation de plusieurs façons différentes (Gjersing 1975; Ames 1977; Hoffmann et Stanley 1978; Duff 1979; Mosconi et Hutto 1982; Knopf et Cannon 1982; Kauffman et coll. 1983). Ces impacts du bétail sur la flore riveraine sont de divers ordres (Kauffman et Krueger 1984, Szaro 1991):

- compaction du sol qui augmente le ruissellement et diminue la disponibilité de l'eau pour les plantes;
- destruction et mortalité des plantes créant une augmentation des températures au sol (assèchement suite à l'évaporation);
- réduction du nombre de plantes et de la biomasse végétale;
- dommages physiques à la végétation par le broutement, le piétinement et le frottement du bétail;
- changement dans la densité des plantes, du succès de germination et de la composition spécifique végétale.

Indirectement, tous ces impacts sur la végétation peuvent affecter la qualité d'un habitat faunique (Owens et Myers 1973; Reynolds et Trost 1980). Selon Taylor (1986), l'augmentation de la fréquence de broutement sur une base annuelle est significativement corrélée avec une diminution du volume et de la hauteur des arbustes ainsi qu'avec une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique de l'avifaune (Figure 1 et 2). De plus, le broutement intensif par le bétail affectera non seulement les espèces d'oiseaux associées aux strates arbustives et herbacées mais affectera aussi, avec le temps, celles associées aux strates arborescentes en empêchant ou en réduisant la régénération forestière (Ohmart et Anderson 1986).

Toutefois, les effets réels du broutement du bétail dans les bandes riveraines varieront d'une espèce avienne à une autre. Les espèces les plus affectées par une telle pratique seront celles qui:

- utilisent un couvert végétal dense pour s'alimenter et se protéger des prédateurs, telle la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*) (Sedgwick et Knopf 1987; Hafner et Brittingham 1993);
- nichent près du sol comme le Moucherolle des saules et la Paruline jaune (Taylor et Littlefield 1986);
- utilisent ou nécessitent un élément quelconque du paysage pouvant être endommagé par le bétail.

À titre d'exemple de ce dernier type de dommage, mentionnons les chicots qui servent de perchoirs pour les oiseaux insectivores et qui sont fréquemment abimés par le bétail à la recherche d'ombre ou de structures pour se frotter (Knopf et coll. 1988; Hafner et Brittingham 1993). À l'inverse, des espèces, tel le Merle d'Amérique, qui s'accommodent d'un couvert végétal plus épars, sont beaucoup moins sensibles et pourront demeurer dans le milieu malgré un broutement intensif de la végétation par le bétail (Mosconi et Hutto 1982; Sedgwick et Knopf 1987; Holmquist 1991).

Afin de diminuer les effets néfastes du broutement et dans certains cas, favoriser les effets positifs d'une telle pratique agricole, diverses interventions en rives ont été préconisées.

4.1.1 Contrôle de l'accès aux rives

Le contrôle de l'accès du bétail aux rives grâce à l'installation de clôtures électrifiées ou non, est souvent identifié comme la seule stratégie de restauration des cours d'eau affectés par la présence du bétail. L'exclusion totale, partielle ou saisonnière de ce dernier a des répercussions principalement dans la structure et la diversité végétale de la bande riveraine, variables qui, à leur tour, influenceront l'organisation de la communauté avienne qui y est associée. De façon générale, dans les zones non clôturées, la hauteur moyenne des graminés, des herbacées non graminoides et des arbustes est significativement réduite, alors que la biomasse des graminées et des autres herbacées non graminoides est plus faible (Medin and Clary 1990). Toutes ces caractéristiques influencent donc négativement l'avifaune dans ces milieux.

Plusieurs études tendent donc à démontrer que l'apport de correctifs majeurs (clôtures) suite à une surutilisation du milieu par le bétail entraîne une réponse positive chez un grand nombre d'espèces aviennes (Whyte et Cain 1981; Kauffman et Krueger 1984; Ohmart et Anderson 1986; Croonquist et Brooks 1993)(Tableau 4). Les travaux d'Holmquist (1991) montrent que la diversité spécifique, l'abondance en oiseaux et le nombre de nids étaient toujours supérieurs dans les sites clôturés par rapport à des sites témoins où le bétail avaient encore accès (Tableau 4). Szaro et Rinne (1988) a observé dans des bandes de même superficie, 615 oiseaux (36 espèces) dans des bandes riveraines broutées comparativement à 814 (44 espèces) dans des bandes riveraines non broutées (Tableau 5). Les espèces que l'on retrouve communément dans les milieux broutés sont celles qui s'alimentent au sol ou dans les airs, notamment les quiscales, les merles, les hirondelles et les oiseaux de rivage. Cependant, bien qu'elles soient les espèces les plus abondantes dans ce milieu, la plupart d'entre elles sont aussi présentes en densités égales ou même supérieures dans les zones clôturées (Szaro et Rinne 1988).

Lorsque la détérioration de l'habitat n'est pas trop sévère à la suite du retrait du bétail, la végétation herbacée peut augmenter significativement à l'intérieur d'une seule saison de croissance alors que la végétation arborescente peut récupérer à l'intérieur d'une période de 5 à 10 ans (Knopf et Cannon 1982; Rickard et Cushing 1982). Lors de détériorations sévères, l'habitat peut cependant requérir des décennies ou même plus pour récupérer totalement (Knopf et Cannon 1982). Ces constats pourraient donc expliquer les résultats obtenus par certains auteurs (Medin et Clary 1990; Hafner et Brittingham 1993) selon lesquels le fait de clôturer les bandes riveraines diminue, ou du moins n'entraîne pas une augmentation significative de la densité et de la richesse spécifique avienne. Dans le cas de ces deux dernières études, l'augmentation de la densité dans les zones non contrôlées (c'est-à-dire avec accès pour le bétail) est attribuable à la présence de quelques espèces d'oiseaux de rivage.

Cependant, bien que la densité des nids retrouvés dans les bandes riveraines clôturées soit significativement plus grande que dans les zones sans contrôle du bétail (Tableau 4), le succès de nidification y est beaucoup plus faible (Holmquist 1991; Hafner et Brittingham 1993)(Tableau 6). Selon Gates et Gysel (1978), l'activité des prédateurs est plus grande dans les bordures des habitats que dans les milieux environnants (cultures). Puisque les bandes clôturées sont généralement étroites, l'efficacité de recherche des nids par les prédateurs est plus grande, ce qui diminue le succès de nidification des oiseaux nichants dans

Tableau 4. Richesse spécifique, abondance et densité de nids d'oiseaux dans des sections de bandes riveraines clôturées et avec accès du bétail (site témoin) . Données tirées de Holmquist (1991).

CARACTÉRISTIQUE DE LA VIFAUNE	SITE CLÔTURÉ (moyenne)	SITE TÉMOIN (moyenne)
RICHESSSE SPÉCIFIQUE		
Espèces résidentes à l'été	31.6	28.2
Sans les espèces exotiques et nuisibles	26.2	23.4
Espèces associées aux milieux humides	6.2	5.4
ABONDANCE		
Espèces résidentes à l'été	57.7	56.4
Sans les espèces exotiques et nuisibles	26.2	23.4
Espèces associées aux milieux humides	7.4	6.2
DENSITÉ DE NIDS (nb. nids/ha)		
Tous les nids	24.1	11.5
Nids dans la végétation herbaçée	8.4	0.7

Tableau 5. Comparaison de la richesse spécifique et de l'abondance de l'avifaune dans des bandes riveraines avec et sans accès du bétail (sites clôturés). Données tirées de Szaro et Rinne (1988).

TYPE DE BANDE RIVERAINE	ABONDANCE (Nb d'oiseaux observés)	RICHESSE SPÉCIFIQUE (nombre d'espèces observées)
AVEC BROUITEMENT		
1985	615	36
1986	386	34
AVEC CONTRÔLE DU BÉTAIL (site 1)		
1985	814	44
1986	788	44
AVEC CONTRÔLE DU BÉTAIL (site 2)		
1985	876	44
1986	862	47

Tableau 6. Comparaison du succès de nidification des oiseaux dans des bandes riveraines clôturées et des sites témoin avec accès pour le bétail. Données tirées de Hafner et Brittingham (1993). Pour la liste des espèces présentes, voir le Tableau 1 de Hafner et Brittingham (1993).

SORT DU NID	SITE TÉMOIN (N=120 NIDS)	SITE CLÔTURÉ (N=50 NIDS)
ÉCLOS	37%	60%
PRÉDATION	47%	34%
PARASITISME (par le Vacher à tête brune)	7%	4%
ABANDON	6%	0%
AUTRES	3%	2%

$\chi^2=7.82$, 1df, $P<0.01$

ces zones (Holmquist 1991; Hafner et Brittingham 1993). Enfin, d'autres auteurs suggèrent aussi comme autre explication possible que, dans les sites clôturés, plus de nids sont situés près du sol (<1 m) dans la végétation herbacée. Le succès de tels nids est généralement inférieur à celui des nids situés plus haut dans la végétation arbustive (>1 m) (Best et Stauffer 1980; Wilcove 1985; Holmquist 1991; Hafner et Brittingham 1993)(Figure 6). Cependant, il est important de noter, comme Holmquist (1991) ainsi qu'Hafner et Brittingham (1993) l'ont démontré, que la productivité totale, c'est-à-dire, le nombre total de nids enregistrant un succès de nidification (au moins un oeuf éclos), était plus élevé dans les sites clôturés en raison de la densité totale de nids qui y est beaucoup plus élevée.

4.1.2 Régie intensive de pacage (rotation des sites de broutement)

Les dommages causés par une saison de broutement intensif ou par le broutement s'effectuant tout au cours de l'année sont bien documentés (Evans et Krebs 1977; Ohmart et Anderson 1986). Dans ces deux régimes de paisance, le bétail utilise toute la végétation riveraine qui peut servir de fourrage, privant la faune avienne de zones d'alimentation et de couverts de fuite (Ohmart et Anderson 1986). Un système de broutement en rotation à l'aide d'enclos semble être le moyen le plus efficace pour contrer ces problèmes (Kauffman et Krueger 1984). Toutefois, selon Kauffman et Krueger (1984), les écosystèmes riverains sont d'une façon ou d'une autre, sensibles à pratiquement tous les régimes de paisance expérimentées jusqu'à maintenant.

Le moment de l'année et la saison où se produit le broutement de la végétation par le bétail influence les communautés aviennes beaucoup plus que son intensité comme telle (Wiens 1973). Selon plusieurs auteurs, le broutement hâtif au printemps et celui survenant à l'été sont tout particulièrement nuisibles pour la faune avienne (Knopf et Cannon 1982; Kauffman et Krueger 1984). En effet, Bowen et Kruse (1993) ont déterminé que le broutement pendant la période de nidification (printemps-été) réduit la densité des nids des maubèches des champs (*Bartramia longicauda*) de deux façons, soit par la présence physique du bétail, soit par l'altération de la structure végétale par le broutement et le piétinement du bétail. Bien que l'on suggère de faire coïncider la période de repos de l'habitat (c'est-à-dire en restreignant l'accès du bétail aux rives) avec le début de la saison de croissance des végétaux (printemps), la principale critique que reçoivent ces pratiques sont que, la végétation herbacée peut ne pas se régénérer au niveau désiré à l'intérieur du court laps de

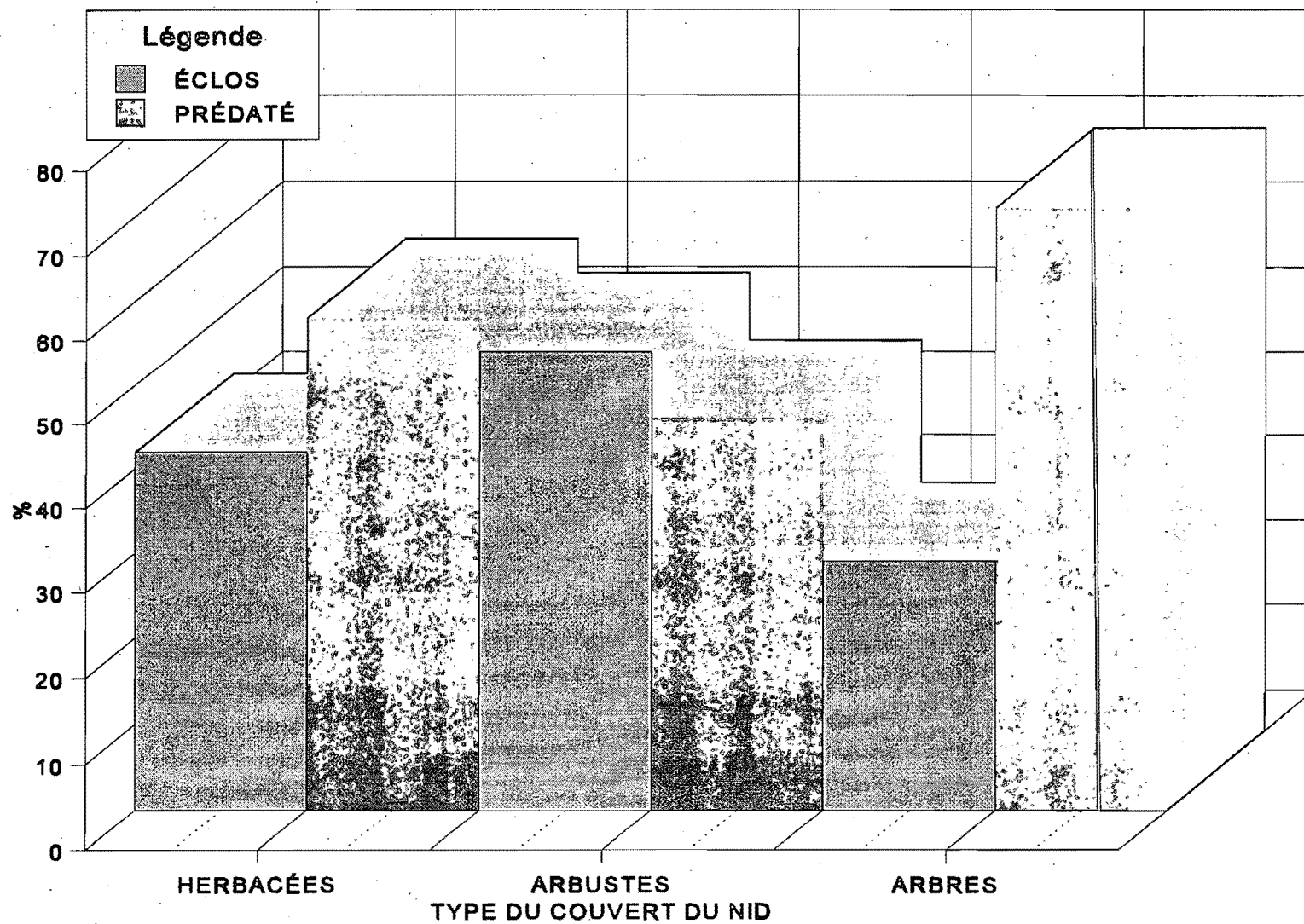


Figure 6. Sort des nids selon leur emplacement dans les bandes riveraines. Données tirées de Holmquist (1991).

temps alloué (Storch 1979). Un système en rotation des pâturages pourrait même augmenter les dommages causés par le piétinement et la création de sentiers par le bétail (Meeham et Platts 1978) via une augmentation de l'accès et de l'efficacité de recherche des prédateurs.

4.1.3 Diminution de la pression de broutement (densité du bétail)

Traditionnellement, la définition de la charge animale bovine adéquate par unité de pacage était basée sur le concept du maintien d'un bon assemblage d'espèces végétales propices à l'alimentation du bétail. Le cheptel qui pourra être maintenu dans un pacage sans affecter la faune dépendra pour sa part, à la fois des ressources alimentaires présentes (quantité et qualité du fourrage) et des mouvements que peut effectuer le bétail dans le milieu (milieu de grande ou de petite superficie; ressources distribuées de façon contagieuse, au hasard, etc.) (Kie et Loft 1990). La plupart des impacts du bétail sur la faune avienne sont ici aussi directement reliés à la dégradation de la végétation riveraine (Knopf et coll. 1988).

Selon Whyte et Cain (1981), l'augmentation du cheptel (Unités-Animales/ha) cause une augmentation des effets du broutement sur la végétation des rives. Une charge animale bovine variant entre 0,8 et 1,2 UA/ha de mai à novembre permet le développement d'une végétation riveraine luxuriante (Lokemoen 1973), alors que, si elle excède 6 à 7 UA/ha, la végétation sera éliminée et les rives seront dénudées (Bue et coll. 1952). De façon indirecte, la charge animale bovine cause des impacts à la faune avienne via les changements au niveau de la structure et de la diversité végétale. Dans les habitats où le broutement est sévère, la richesse spécifique avienne est plus faible que dans les milieux broutés très légèrement (Kantrud 1981; Ohmart et Anderson 1986; Taylor 1986)(Figure 2). Cependant, la densité totale d'oiseaux y sera plus importante en raison de l'augmentation de la dominance de certaines espèces (notamment les espèces de rivage) (Kantrud 1981; Ohmart et Anderson 1986).

Ainsi, la présence de bétail dans les bandes riveraines peut affecter certaines espèces d'oiseaux en particulier et être bénéfique à d'autres au même moment. Par exemple, Taylor et Littlefield (1986) ont observé que les populations de moucherolles des saules et de parulines jaunes augmentent significativement lorsque la charge animale bovine diminue (Figure 3). En effet, ceci découle du fait que ces espèces nichent dans les arbres à l'intérieur des deux premiers mètres du sol, où les branches sont fréquemment abimées par le bétail

à la recherche d'ombre. Enfin, les pertes par piétinement des nids et des oisillons des espèces nichant au sol est directement proportionnelle à la charge animale bovine (Marchandea 1992).

4.2 Contrôle mécanique et revégétalisation des rives

Très peu d'auteurs ont étudié l'effet sur les populations aviennes des activités agricoles en milieu riverain; on pense ici notamment à la fauche régulière ou annuelle de la végétation des bandes riveraines. Hurst et coll. (1980) ont démontré que les bandes riveraines complètement dépourvues de végétation suite à un entretien mécanique visant à faciliter des travaux de stabilisation de berges, qu'elles soient adjacentes ou non à des champs agricoles, avaient une capacité de support réduite et une faible diversité avienne, principalement lors des pics d'abondance des oiseaux dans la région (périodes de reproduction et de nidification)(Figure 7). Les ressources du milieu nécessaires aux oiseaux pour s'alimenter, se protéger des prédateurs, nicher et élever leurs jeunes sont alors réduites dans ces habitats altérés. Selon l'étude de Hurst et coll. (1980), on note entre autres, parmi les espèces aviennes qui désertent un site de bande riveraine ainsi fortement dégradé par l'activité humaine: l'Épervier de Cooper (Accipiter cooperii), la Buse à queue rousse (Buteo jamaicensis), le Faucon émerillon (Falco columbarius), le Carouge à épaulettes et le Junco ardoisé. Taylor et Littlefield (1986), ont démontré quant à eux que, lorsque la coupe de saules établis le long des bandes riveraines cessait conjointement à une diminution de la charge animale bovine, les populations de parulines jaunes et de moucherolles des saules augmentaient de façon très appréciable (Figure 3).

Afin de contrer ce problème de dégradation de la végétation d'origine anthropique et naturelle (érosion, dégradation par le bétail ou autres activités agricoles telles la coupe intensive ou l'arrosage à l'aide d'herbicides) dans les bandes riveraines, des travaux de revégétalisation et de restauration des rives sont à préconiser. Selon Gratton (1989), puisque ce milieu est d'une importance cruciale pour la survie de plusieurs espèces animales qui y sont associées, le maintien ou l'implantation d'un couvert végétal dans les bandes riveraines se rapprochant le plus possible des conditions naturelles assurerait la pérennité de leur habitat. Selon cet auteur, pour stabiliser les berges en milieu agricole, on avait traditionnellement recours à un mélange de plantes herbacées et de légumineuses qui ne fournissait à la faune qu'une faible diversité d'habitat. L'usage d'arbres et d'arbustes amenait diverses appréhensions de la part des agriculteurs, tels que l'obstruction des cours d'eau et l'envahissement des drains et des terres agricoles. Cependant, Gratton (1989)

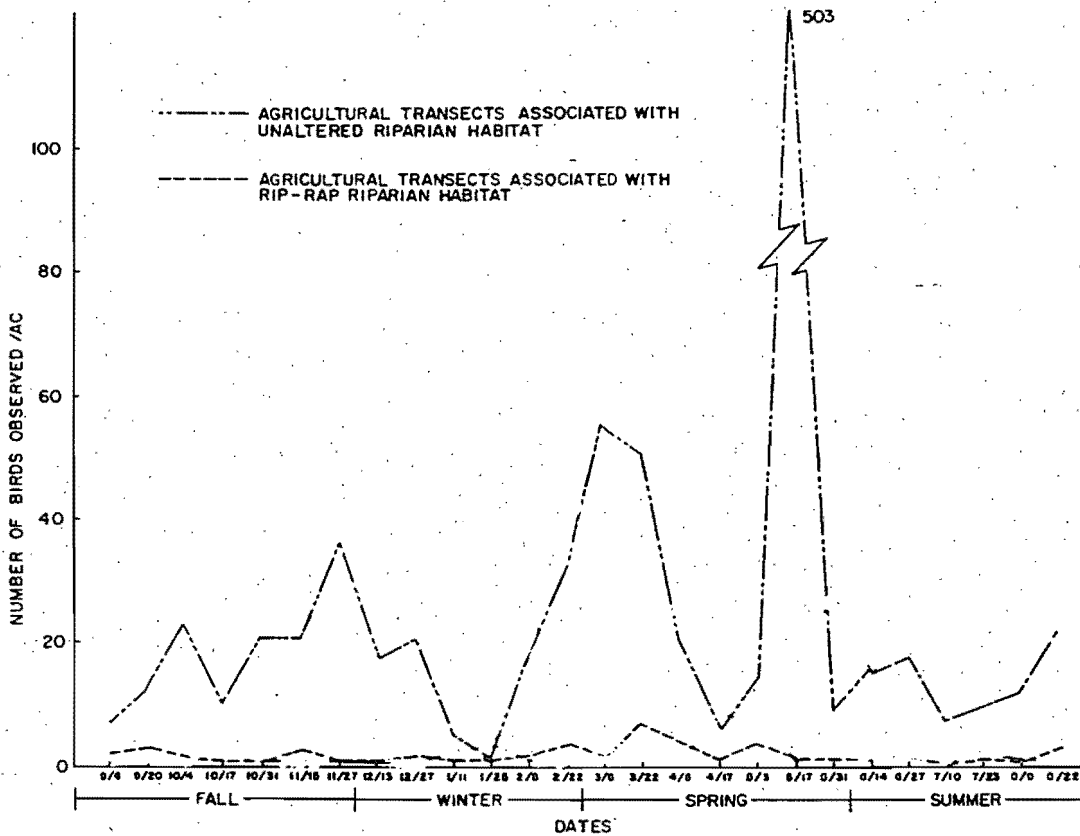
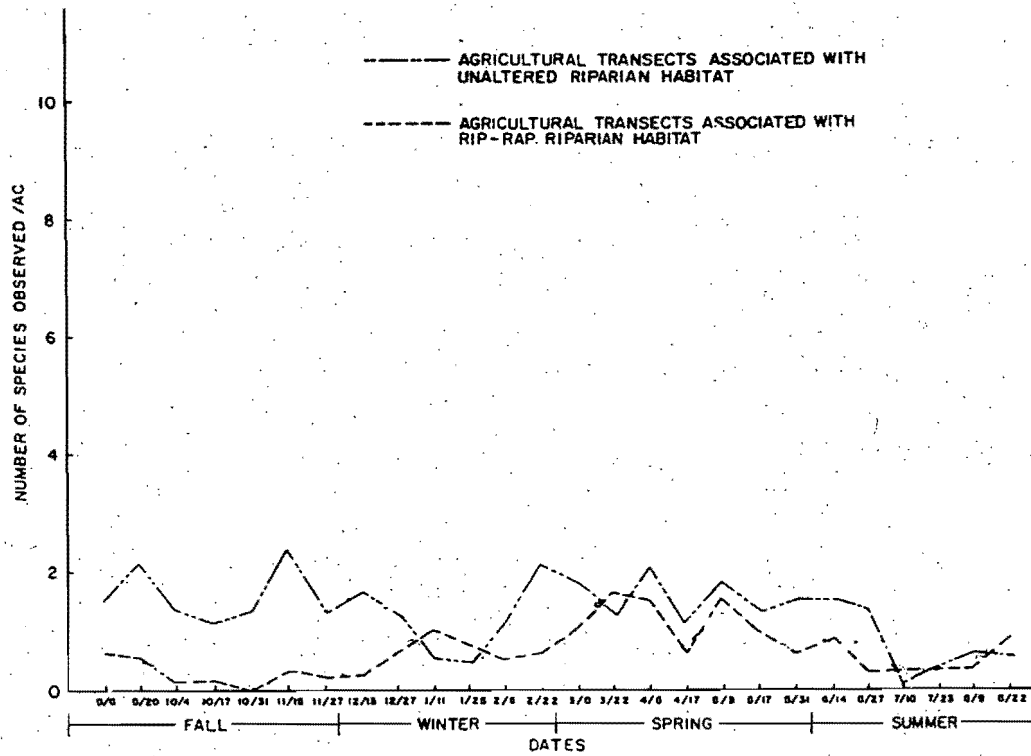


Figure 7. Comparaison de l'abondance et de la diversité annuelle des oiseaux dans des sites de bandes riveraines avec et sans végétation.. Figure modifiée de Hurst et al. (1980).

recommande l'implantation de divers types de couvert végétal (herbacé, arbustif, mixte) afin de stabiliser et d'améliorer la qualité de l'environnement. De plus, puisque l'implantation d'une bande arborescente supporte plus d'espèces nicheuses que les bandes riveraines herbacées, Holmquist (1991) préconise pour sa part: 1) l'implantation d'arbres, de façon à augmenter la productivité avienne, et 2) celle d'arbustes, pour accroître le nombre potentiel de nids qui connaîtront un succès de nidification, c'est-à-dire où au moins un oeuf pourra éclore. Schultz et coll. (1995) ont proposé quant à eux, un système de bandes riveraines multicomposites à différentes vocations environnementales. Ce système est composé d'une bande riveraine filtrante de 20 mètres de largeur constituée de quatre ou cinq rangées d'arbres à croissance rapide plantées près du cours d'eau, suivi de deux rangées d'arbustes et finalement, d'une bande de sept mètres de large composée d'herbacées et établie près des champs agricoles.

Bien qu'il fut déterminé que les travaux de revégétalisation des rives entraînaient une réponse très positive des populations aviennes, le temps requis pour observer une telle recolonisation demeure très peu étudié dans nos régions. Cependant, Farley et coll. (1994) au Nouveau-Mexique ont déterminé que les bandes riveraines revégétalisées devenaient rapidement adéquates pour plusieurs populations aviennes. Par exemple, les assemblages d'oiseaux dans les sites vieux de cinq ans étaient beaucoup plus similaires à ceux des sites âgés de 30 ans qu'à ceux des sites revégétalisés depuis deux ou trois ans.

4.3 Effets négatifs indirects du maintien des bandes riveraines

Bien que le maintien de bandes riveraines en milieu agricole offre des avantages indéniables pour la faune avienne, pour l'ensemble de la biodiversité (Gélinas et coll. 1996) tout comme pour la qualité de l'environnement en général, tout particulièrement via le contrôle de la pollution diffuse, certains auteurs mentionnent que les bandes riveraines peuvent aussi avoir des effets néfastes pour certaines populations d'oiseaux.

4.3.1 Interactions biotiques

Il est indéniable que les bandes riveraines en milieu agricole attirent plusieurs espèces d'oiseaux (Conine et coll. 1978). Cependant, il s'y produit également plusieurs interactions biotiques tels la prédation,

le parasitisme et la compétition intra- et interspécifiques qui peuvent affecter certaines espèces aviennes. Ainsi, ces phénomènes sont de plus en plus avancés pour expliquer, du moins partiellement, l'absence de certaines espèces à l'intérieur des corridors riverains boisés. Selon Best et Stauffer (1980), l'absence de certaines espèces dans les bandes riveraines serait reliée à leur faible succès de nidification dans ce type d'habitat et les principales causes limitant ce succès seraient, par ordre décroissant:

- la prédation par les oiseaux, les couleuvres ou les petits mammifères;
- la prédation par les grands mammifères;
- l'abandon du nid (parfois relié à la présence du bétail);
- le parasitisme et les désastres naturels (vents, orages, etc).

L'augmentation du taux de prédation des nids dans les bandes riveraines serait attribuable à certains phénomènes, soit:

- la fragmentation des habitats favorisant une plus grande abondance de prédateurs généralistes, lesquels sont surtout présents dans les milieux agricoles adjacents (Santos et Telleria 1992);
- la concentration des prédateurs à ces endroits conséquemment à la disparition de leurs propres habitats (selon Clark et coll. (1991), ces habitats peuvent être beaucoup plus utilisés par les prédateurs, principalement lorsque le milieu environnant est sévèrement dégradé par l'agriculture);
- l'augmentation des effets de bordure favorisant un plus grand parasitisme des nids.

En effet, Gates et Gysel (1978) ont suggéré le concept de trappe écologique en démontrant que les passereaux étaient attirés par la diversité végétale que l'on retrouve dans les lisières boisées et y nichaient en plus grand nombre, mais qu'ils faisaient aussi face à une plus grande activité prédatrice dans ce même milieu. L'augmentation de la prédation serait alors attribuable à une simple réponse fonctionnelle des prédateurs au plus grand nombre de nids présents près des lisières. Conséquemment, le succès des nids y serait moindre (Gates et Gysel 1978; Yahner et Scott 1988; Holmquist 1991; Bohning-Gaese et coll. 1993). La prédation plus importante des nids situés près des lisières peut être attribuée à l'activité plus intense des prédateurs près des écotones (Gates et Gysel 1978) et au fait que les prédateurs voyagent le long de celles-ci (Holmquist 1991). Bien que les bandes riveraines possèdent deux bordures, l'une près du cours d'eau et l'autre

près du milieu agricole, seule celle près du milieu agricole influencerait le succès de nidification (Holmquist 1991). Afin d'atténuer cet effet, Holmquist (1991) recommande de conserver ou d'établir une bande riveraine suffisamment large (largeur minimale de 11 m de chaque côté du cours d'eau) afin que les nids puissent être placés à une distance raisonnable de la bordure, les rendant ainsi moins vulnérables à la prédation. Croonquist et Brooks (1993) recommandent quant à eux, un corridor boisé d'au moins 25 m.

Divers autres facteurs détermineront également le sort des nids face aux prédateurs, tels:

- la qualité du couvert (un couvert dense camouflera mieux le nid);
- la hauteur des nids (plus le nid est haut plus il a une chance de succès);
- la date (le succès des nids augmente avec l'avancement de la saison);
- le poids corporel de l'oiseau nicheur (les petits oiseaux seront la proie de plus de prédateurs à cause de leur taille qui convient à un plus grand nombre de ceux-ci (Best et Stauffer 1980; Mankin et Warner 1992).

Selon Best et Stauffer (1980), le parasitisme par le Vacher à tête brune est aussi une cause importante de la diminution du succès de nidification dans les bandes riveraines, notamment dans les bandes boisées. Les espèces nichant près du sol (tel les migrateurs de longue distance) et les espèces de faible poids corporel seraient plus susceptibles au parasitisme (Best et Stauffer 1980).

Enfin, la compétition tant inter- qu'intraspécifiques pour les ressources alimentaires ou les sites de nidification s'avère un facteur pouvant expliquer l'utilisation des bandes riveraines par certaines espèces aviennes. Selon Arrbuel et Temple (1983), dans les îlots forestiers de petite dimension, les espèces dites de l'intérieur des forêts seraient davantage affectées par la compétition en raison de la présence en grande densité d'espèces généralistes comme l'Étoumeau sansonnet, le Quiscale bronzé et le Carouge à épaulettes.

4.3.3 Activités humaines

Les activités humaines peuvent également avoir des effets directs ou indirects sur les populations aviennes utilisant les bandes riveraines (Taylor 1986; Holmquist 1991; Croonquist et Brooks 1993). Un

entretien trop poussé comme une coupe intensive de la strate herbacée ou l'élimination des chicots peut sérieusement réduire le nombre de sites de nidification potentiels pour plusieurs espèces aviennes. (Best *et coll.* 1978; Stauffer et Best 1980). Une autre activité humaine affectant indirectement les communautés aviennes découle probablement de l'augmentation de la nourriture disponible pour les prédateurs sous forme de déchets, de mangeoire d'oiseaux et de nourriture d'animaux domestiques (Holt 1977; Bohning *et coll.* 1993). Wilcove (1985) a déterminé que les activités humaines avaient contribué à faire augmenter les populations de rats laveurs, de mouffettes, de corneilles, de geais, de chats et de chiens.

Plusieurs des facteurs qui font des bandes riveraines un site attrayant pour le bétail et la faune (végétation luxuriante, ombrage, présence d'eau, micro-climat plus favorable, etc.) font aussi en sorte que ces habitats sont attrayants pour la pratique de plusieurs activités récréatives (l'observation des oiseaux, le canotage, la randonnée pédestre, etc.). On considère que l'utilisation à cette fin est de plusieurs fois plus élevée pour les bandes riveraines et autres habitats riverains que pour tout autre type d'habitat par unité de surface (Thomas *et coll.* 1979 in Szaro 1991). Cependant, Szaro (1991) mentionne que de telles activités récréatives ne peuvent vraiment dégrader les écosystèmes riverains que lorsque la capacité de support (dégradation de la végétation, dérangement de la faune, changement dans la qualité de l'eau, etc.) du milieu est atteinte ou dépassée.

5. CONSIDÉRATIONS ÉCONOMIQUES

Très peu d'études se sont attardé à la problématique de la concentration d'espèces déprédatrices ou celles pouvant contribuer à une lutte biologique contre les pestes dans les bandes riveraines en milieu agricole. Toutefois, plusieurs auteurs ont examiné ce même problème dans d'autres types d'habitats en paysage agricole à l'intérieur desquels les mêmes phénomènes peuvent se rencontrer. Bien que diverses études aient suggéré que les oiseaux insectivores consomment une importante quantité d'insectes nuisibles dans les champs adjacents, diminuant les chances de pertes de récoltes, les recherches demeurent insuffisantes pour déterminer le potentiel économique réel de ce phénomène dans les bandes riveraines.

A l'inverse, d'importantes volées d'oiseaux noirs peuvent utiliser les rangées d'arbres en milieu agricole pour se percher, et donc causer des dommages en s'alimentant aux champs adjacents ou à la

nourriture du bétail. Cependant, la sévérité de ce problème varie en fonction de la localisation géographique, des espèces en question, de la saison ou de l'année, du milieu adjacent et d'autres facteurs (Johnson et Beck 1988). Quant aux bandes riveraines boisées, il semble que peu d'impacts leur aient été attribués, d'autant plus que les oiseaux noirs s'alimentent surtout d'insectes au cours de la saison de reproduction. Selon Best et coll. (1990), les bandes riveraines arborescentes bordant les champs de maïs supportent une avifaune beaucoup plus nombreuse en individus et beaucoup plus riche en espèces que celles strictement herbaçées. Cependant, les densités aviennes plus importantes dans les bandes arborescentes n'entraînent pas une plus grande fréquentation des champs de maïs adjacents et ont donc peu d'impacts en terme de déprédation des cultures. En effet, les oiseaux déprédateurs utiliseraient de très larges boisés principalement l'hiver, alors que la nuit, pendant les périodes de migration (printemps et automne), ils se concentreraient dans les îlots boisés ou les rangées d'arbres surtout en milieu urbain ou péri-urbain (Bollinger et Caslick 1985; Johnson et Caslick 1988). Le milieu urbain semblerait en effet être plus attrayant que les îlots de végétation en milieu rural à cause de la protection additionnelle contre le vent et de la chaleur associées aux immeubles et aux automobiles.

6. CONCLUSIONS ET AVENUES DE RECHERCHE

6.1 Synthèse des connaissances

Notre revue des connaissances sur la valeur des bandes riveraines en milieu agricole montre que la détermination d'une largeur minimale (ou structure horizontale) à maintenir pour favoriser la conservation de l'avifaune demeure difficile à établir et varie considérablement selon les études et le contexte géographique. Les recommandations varient selon les auteurs et les régions d'étude, de deux à plus de 125 m. En fait, plusieurs auteurs croient qu'il n'existe pas une largeur de bande riveraine pouvant satisfaire à la fois les besoins d'espaces cultivables pour l'agriculture et le maintien d'un habitat de qualité pour la faune.

Pour ce qui est de la structure verticale des bandes riveraines, il fût démontré que la richesse spécifique et la densité de l'avifaune sont beaucoup plus faibles dans les bandes riveraines herbacées que dans les bandes où l'on note d'autres types de végétation. Ainsi, d'une façon générale, la diversité en espèces et la densité d'oiseaux seraient près de deux fois plus élevées dans les bandes riveraines arbustives que dans celles strictement herbacées alors que les bandes riveraines arborées supporteraient jusqu'à cinq fois plus de nids que les bandes riveraines à prédominance d'herbacées. De plus, il semble que, pour une même strate de végétation donnée, la richesse spécifique et la densité avienne totale varieraient significativement avec le type d'espèces végétales présentes dans les bandes riveraines. Ainsi, dans le cadre précis de bandes riveraines arborescentes, la présence et la richesse spécifique des arbres à feuilles caduques serait plus importante que celle des conifères dans la sélection de l'habitat riverain par l'avifaune. Les bandes riveraines où prédominent les saules (Salix spp) et les peupliers (Populus spp) seraient celles où l'on retrouverait la plus grande richesse spécifique et la densité avienne la plus importante.

Les changements dans la structure de la végétation résultant de perturbations naturelles ou occasionnées par l'homme, affectent grandement la richesse et la densité des communautés aviennes des bandes riveraines. De façon indirecte, la charge animale bovine cause des impacts à la faune avienne via les changements engendrés au niveau de la structure et de la diversité végétale. Dans les habitats où le broutement est sévère, la richesse spécifique avienne est plus faible que dans les milieux riverains broutés moins intensivement. Le contrôle de l'accès aux rives grâce à l'installation de clôtures est donc souvent

identifié comme la seule stratégie de restauration des cours d'eau affectés par la présence du bétail. Il fut démontré que les densités d'oiseaux et la richesse spécifique sont significativement plus importantes dans les zones clôturées où le bétail n'a plus accès. Cependant, bien que la densité des nids dans les bandes riveraines clôturées soit significativement plus importante que dans les zones sans contrôle du bétail, le succès de nidification y serait beaucoup plus faible. Par contre, certains travaux ont démontré que la productivité totale, c'est-à-dire le nombre total de nids enregistrant un succès de nidification (au moins un oeuf éclos), était plus élevée dans les sites clôturés. Il est indéniable que les bandes riveraines en milieu agricole attirent plusieurs espèces d'oiseaux (Conine et coll. 1978). Cependant, il s'y produit plusieurs interactions biotiques telles la prédation, le parasitisme et la compétition intra- et interspécifiques qui peuvent affecter certaines espèces aviennes. Ces phénomènes ont été peu étudiés dans le cadre bien précis des bandes riveraines.

Très peu d'auteurs ont étudié l'effet sur les populations aviennes, d'autres types d'activités agricoles en milieu riverain (on pense ici notamment à la fauche régulière ou saisonnière de la végétation riveraine). On sait toutefois que les ressources du milieu qui sont nécessaires alors aux oiseaux pour s'alimenter, se protéger des prédateurs, nicher et élever leurs jeunes sont alors fortement réduites. Il fut déterminé que les travaux de revégétalisation à des fins de stabilisation des rives entraînent une réponse très positive des populations aviennes; le temps requis pour observer une telle recolonisation (pas seulement au sens végétal mais pour toutes les communautés animales et végétales présentes) demeure, par contre, très peu étudié dans nos régions. D'autres activités humaines pourraient également avoir des effets directs ou indirects sur les populations aviennes utilisant les bandes riveraines. Par exemple, un entretien trop poussé comme une coupe intensive de la strate herbacée ou l'élimination des chicots peut réduire sérieusement le nombre de sites de nidification potentiels pour plusieurs espèces aviennes. On considère cependant que les activités récréatives (randonnée pédestre, canotage, etc.) ne dégraderont les écosystèmes riverains que lorsque la capacité de support du milieu est atteinte ou dépassée.

Seules quelques études se sont attardées à la problématique de la concentration d'espèces déprédatrices ou bénéfiques (pouvant contribuer à une lutte biologique contre les ravageurs par exemple) dans les bandes riveraines en milieu agricole. Bien que les diverses études suggèrent que les oiseaux insectivores présents pourraient consommer une importante quantité d'insectes ravageurs dans les cultures adjacentes, diminuant les chances de pertes de récoltes, les recherches demeurent insuffisantes pour

déterminer le potentiel agroécologique et économique réel de ce phénomène dans les bandes riveraines. À l'inverse, il semblerait que peu d'impacts par les oiseaux noirs aient été attribués à la présence des bandes riveraines boisées en milieu agricole.

6.2 Besoins en acquisition de connaissances

À la lumière de la revue des connaissances que nous avons effectué et considérant que davantage d'attention doit être portée à améliorer la structure verticale des bandes riveraines à des fins de préservation de la biodiversité, nous recommandons que les aspects suivants soient davantage étudiés au cours des prochaines années:

- Évaluer la valeur de différents types de bandes riveraines en milieu agricole et chiffrer leur valeur pour la biodiversité en terme 1) de nombre total d'espèces, 2) d'espèces rares, menacées ou à distribution restreinte et 3) de la présence d'espèces nuisibles ou non pour l'agriculture;
- Documenter le rôle des interactions biotiques (prédation, parasitisme et compétition) en fonction des caractéristiques des bandes riveraines (largeur, composition végétale);
- Déterminer les bénéfices agroécologiques et économiques de l'avifaune associée aux bandes riveraines en milieu agricole (par exemple, l'impact des espèces insectivores dans une lutte biologique intégrée aux pestes);
- Chiffrer les dommages qui pourraient être causés aux récoltes par les espèces associées aux bandes riveraines en milieu agricole et déterminer les méthodes à employer pour les minimiser ou les contrôler.

Avec l'ensemble de ces informations en main, il serait important, au cours des prochaines années, de proposer diverses normes multi-composites d'aménagement des bandes riveraines en milieu agricole tenant compte à la fois des impératifs de production agricole et du besoin de conservation des sols, de la qualité de l'eau et de la biodiversité.

Enfin, l'on sait que les paysages agricoles fragmentés ou agroécosystèmes, se présentent comme une mosaïque de petits îlots de milieux naturels (marais, bandes riveraines, îlots boisés, friches, etc.) isolés les uns des autres dans une "mer de développement" (terres agricoles, zones urbaines, péri-urbaines et

industrielles, etc.). Les déplacements de la faune entre ces divers îlots de milieux naturels, se font le long de corridors, rôle aussi joué par les bandes riveraines. Ainsi, elles permettent de résoudre le problème de l'isolement des milieux naturels de plus grande valeur en assurant le maintien de liens écologiques entre ces derniers. Elles ont aussi un rôle agro-environnemental de plus en plus reconnu par tous pour favoriser la filtration et la retenue des eaux d'écoulement et contrer la perte de sols arables. Conséquemment, il faudra au cours des prochaines années, avoir une approche davantage écosystémique et mieux définir le rôle des bandes riveraines (écologique, agro-environnemental, social et culturel) dans le type de paysage idéal à maintenir en milieu agricole pour assurer un développement et une exploitation durable du territoire rural québécois.

7.0 BIBLIOGRAPHIE

- AMBUEL, B. and S.A. TEMPLE. 1983. Area-dependant changes in the bird communities of southern Wisconsin forests. *Ecology*. 64(5):1057-1068.
- AMES, C.R. 1977. Wildlife conflicts in riparian management: Grazing. *In* Importance, preservation and management of riparian habitat. U.S.D.A. Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-43. pp 39-51.
- BEHNKE, R.J. and R.F. RALEIGH, 1978. Grazing and the riparian zone: impact and management perspectives, pp 263-267 *in* Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, GTR-WO-12.
- BEST, L.B., D.F. STAUFFER and A.R. GEIER. 1978. Evaluating the effects of habitat alteration on birds and small mammals occupying riparian communities. pp117-124 *in* Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. USDA Forest Service. General technical report WO-12.
- BEST, L.B., R.C. WHITMORE and G.M. BOOTH. 1990. Use of cornfields by birds during the breeding season: The importance of edge habitat. *Am. Midl. Nat.* 123:84-99.
- BEST, L.B. and D.F. STAUFFER. 1980. Factors affecting nesting success in riparian bird communities. *Condor*. 82:149-158.
- BOHNING-GAESE, K., M.L. TAPER and J.H. BROWN. 1993. Are declines in North American insectivorous songbirds due to causes on the breeding range? *Conserv. Biol.* 7(1):76-86.
- BOLLINGER, E.K. and J.W. CASLICK. 1985. Factors affecting blackbird damage to field corn. *J. Wildl. Manage.* 49:1109-1115.
- BOWEN, B.S. and A.D. KRUSE. 1993. Effects of grazing on nesting by upland sandpipers in southcentral North Dakota. *J. Wildl. Manage.* 57(2):291-301
- BROWN, D.E., C.H. LOWE and J.F. HAUSER. 1977. Southwestern riparian communities: Their biotic importance and management in Arizona. pp 201-211 *in* R.R. Johnson and D.A. Jones, tech. coords., Importance, preservation and management of riparian habitat: A symposium. U.S.D.A. Forest Service, General Technical Report. RM-43.
- BROWN, M. and J.J. DINSMORE. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manage.* 50(3):392-397.
- BUDD, W.W., P.L. COHEN, P.R. SAUNDERS and F.R. STEINER. 1987. Stream and corridor management in the Pacific Northwest: 1. Determination of stream-corridor widths. *Environ. Manage.* 11:587-597.
- BUE, I.A., L. BLANKENSHIP and W.H. MARSHALL. 1952. The relationship of grazing practices to waterfowl

- breeding populations and production on stock ponds in western South Dakota. *Trans. N. Wildl. Conf.* 17:396-414.
- BUSBY, F.E. 1979. Riparian and stream ecosystems, livestock grazing, and multiple-use management. pp 6-12 *In* Cope, O.B. ed. *Forum-grazing and riparian/stream ecosystems*. Trout Unlimited, Inc., Denver, Colo.
- CAROTHERS, S.W., R.R. JOHNSON and S.W. AITCHISON. 1974. Population structure and social organization of southwestern riparian birds. *Amer. Zool.* 14:97-108.
- CAROTHERS, S.W. and R.R. JOHNSON. 1975. Water management practices and their effects on nongame birds in range habitats. pp.210-222 *In*: *Proc. Symp. on management of Forest and Range habitats for nongame birds*. U.S. Dept. Agric. Gen. Tech. Rep.
- CAROTHERS, S.W. 1977. Importance, preservation and management of riparian habitat: an overview. *In* Importance, preservation and management of riparian habitat. U.S.D.A. Forest Service General. Tech. Rep. RM-43:2-4
- CLARK, R.G., T.D. NUDDS and R.O. BAILEY. 1991. Populations and nesting success of upland-nesting ducks in relation to cover establishment. *Can. Wildl. Serv. Prog. Notes* No.193. 6 pp.
- CONINE, K.H., B.W. ANDERSON, R.D. OHMART and J.F. DRAKE. 1978. Responses of riparian species to agricultural habitat conversions. pp 248-262 *In* *Strategies for protection and management of floodplain wetlands and others riparian ecosystems*. USDA Forest Service, General technical report W0-12.
- CONNER, R.N., R.G. HOOPER, H.S. CRAWFORD and H.S. MOSBY. 1975. Woodpecker nesting habitat in cut and uncut woodlands in Virginia. *J. Wild. Manage.* 39:144-150.
- CONNER, R.N., O.K. MILLER and C.S. ADKINSON. 1976. Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rots. *Wilson Bull.* 88:575-581.
- COOPER, A.B., SMITH, C.M. and SMITH, M.J., 1995. Effects of riparian set-aside on soil characteristics in an agricultural landscape: implications for nutrient transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55 (1).
- CROONQUIST, M.J. and R.P. BROOKS. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *J. Soil. and Water Cons.* 48(1):65-70.
- DAVIS, G.A. 1977. Management alternatives for the riparian habitat in the Southwest. pp 59-67 *In* R.R. Johnson and D.A. Jones, tech. coords., *Importance, preservation and management of riparian habitat: A symposium*. U.S.D.A. Forest Service, General Technical Report. RM-43.
- DOUGLAS, D.C., J.T. RATTI, R.A. BLACK and J.R. ALLDREDGE. 1992. Avian associations in riparian zones of Idaho's Centennial Mountains. *Wilson Bull.* 104(3):485-500.

- DUFF, D.A. 1979. Riparian habitat recovery on Big Creek, Rich County, Utah. - In Proc. Forum-grazing and riparian/stream ecosystems. Trout Unlim., Inc. pp 91.
- EVANS, K.E. and R.R. KREBS. 1977. Avian use of livestock watering ponds in western South Dakota. U.S.D.A. Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-35
- FARLEY, G.H., L.M. ELLIS, J.N. STUART and N.J. SCOTT jr. 1994. Avian species richness in different-aged stands of riparian forest along the middle Rio Grande, New-Mexico. *Conserv. Biol.* 8(4):1098-1108.
- FINCH, D.M. 1989. Habitat use and habitat overlap of riparian birds in three elevational zones. *Ecology*. 70(4):866-880.
- FINCH, D.M. 1991. Positive association among riparian birds correspond to elevational changes in plant communities. *Can. J. Zool.* 69:951-963.
- GALLI, A.E., C.F. LOCK and R.T.T. FORMAN. 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New-Jersey. *The Auk*. 93:356-364.
- GATES, J.E. and L.W. GYSEL. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*. 59(5):871-883.
- GÉLINAS, N., C. MAISONNEUVE et L. BÉLANGER, 1996. La bande riveraine en milieu agricole: importance pour les micro-mammifères et l'herpétofaune. *Revue de littérature*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec. 47p.
- GJERSING, F.M. 1975. Waterfowl production in relation to rest-rotation grazing. *J. Range Manage.* 28:37-42.
- 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 du Québec. 61 p.
- HAFNER, C.L. and M.C. BRITTINGHAM. 1993. Evaluation of a stream-bank fencing program in Pennsylvania. *Wildl. Soc. Bull.* 21:307-315.
- HOFFMANN, G.R. and L.D. STANLEY. 1978. Effects of cattle grazing on shore vegetation of fluctuating water level reservoirs. *J. Range Manage.* 31:412-416.
- HOLMQUIST, C.L. 1991. Avian use of riparian corridors located in grazed pastures. M.S. thesis, Pennsylvania State Univ. 101 p.
- HOLT, R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theor. pop. Biol.* 12:197-229.
- HURST, E., M. HEHNKE and C.C. GOUDE. 1980. The destruction of riparian vegetation and its impact on the avian wildlife in the Sacramento River Valley, California. *American Birds*. 34(1):8-12.

- JOHNSON, R.J. and M.M. BECK. 1988. Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agric. Ecosystems Environ.* 22/23:301-335.
- JOHNSON, R.J. and J.W. CASLICK. 1982. Habitat relationships of roosting and flocking red-winged blackbirds. *J. Wildl. Manage.* 46:1071-1077.
- JOHNSON, R.R., L.T. HAIGHT and J.M. SIMPSON. 1977. Endangered species vs endangered habitats: A concept. *In* Proc. Symp. on importance, preservation and management of riparian habitat. U.S.D.A. Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-43 pp 68-79.
- KANTRUD, H.A. 1981. Grazing intensity effects on the breeding avifauna of North Dakota native grasslands. *Canadian field-naturalist.* 95:404-417.
- KAUFFMAN, J.B., W.C. KRUEGER and M. VAVRA. 1983. Effects of cattle late season grazing on riparian plant communities. *J. Range Manage.* 36:685-691.
- KAUFFMAN, J.B. and W.C. KRUEGER. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications... A review. *J. Range Manage.* 37(5):430-437.
- KIE, J.G. and E.R. LOFT. 1990. Using livestock to manage wildlife habitat: Some examples from California annual grassland and wet meadow communities. pp 7-24 *In* Can livestock be used as a tool to enhance wildlife habitat? USDA Forest Service, General technical report RM-194.
- KNOFF, F.L., J.A SEDWICK and R.W. CANNON. 1988. Guild structure of a riparian avifauna relative to seasonal cattle grazing. *J. Wildl. Manage.* 52(2):280-290.
- KNOFF, F.L. and R.W. CANNON. 1982. Structural resilience of a willow riparian community to changes in grazing practices. pp 198-207 *In* Wildlife-livestock relationships Symp.: Proc. 10 Univ. of Idaho Forest, Wildl. and Range Exp. Sta. Moscow.
- LOKEMOEN, J.T. 1973. Waterfowl production on stockwatering ponds in the northern plains. *J. Range Manage.* 26:179-184.
- MacARTHUR, R.H. and J.W. MacARTHUR. 1961. On birds species diversity. *Ecology.* 42:594-598.
- MANKIN, P.C. and R.E WARNER. 1992. Vulnerability of ground nests to predation on an agricultural habitat island in east-central Illinois. *Am. Midl. Nat.* 128:281-291.
- MARCHANDEAU, F. 1992. Faune sauvage et faune domestique en milieu pastoral: Une synthèse bibliographique. *Gibier Faune Sauvage* 9:167-186.
- MEDIN, D.E. and W.P. CLARY. 1990. Bird and small mammal populations in a grazed and ungrazed riparian habitat in Idaho. USDA Forest Service, Research Paper INT-425.

MEEHAM, W.R. and W.S. PLATTS. 1978. Livestock grazing and the aquatic environment. *J. Soil and Water Conserv.* 33:274-278.

MILLER, E. and D.R. MILLER. 1980. Snag use by birds. In R.M. DeGraff (tech. coord.). Proc. of the workshop manage. of Western Forests and Grasslands for non-game birds. U.S.D.A. Forest Service, tech. rep. INT-86. pp 337-356.

MITSCH, W.J. 1992. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1:27-47.

MORGAN, K.A. and J.E. GATES. 1982. Bird population patterns in forest edge and strip vegetation at Remington Farms, Maryland, *J. Wildl. Manage.* 46:933-944.

MOSCONI, S.L. and R.L. HUTTO. 1982. The effect of grazing on the land birds of a western Montana riparian habitat. pp 221-233 In Peek, J.M. and P.D. Dalke, Editors. *Wildlife-livestock relationships Symposium: Proceedings 10.* University of Idaho, Forest, Wildlife and Range Experiment Station, Moscow, Idaho.

OHMART, R.D. and B.W. ANDERSON. 1986. Riparian habitat. pp 169-199 In A.Y. Cooperrider, R.J. Boyd and H.R. Stuart, ed. *Inventory and monitoring of wildlife habitat.* U.S. Department of the Interior, Bureau of land Management.

OWENS, R.A. and M.T. MYERS. 1973. Effects of agriculture upon native passerine birds on an Alberta fescue grassland. *Can. J. Zool.* 51:697-713.

PETIT, D.R., K.E. PETIT and T.C. GRUBB jr. 1985. On atmospheric moisture as a factor influencing distribution of breeding birds in a temperate deciduous forest. *Wilson Bull.* 97:88-96.

POSSARDT, E.E. and W.E. DODGE. 1978. Stream channelization impacts on songbirds and small mammals in Vermont. *Wildl. Soc. Bull.* 6(1):18-24.

REYNOLDS, T.D. and C.H. TROST. 1980. The response of native vertebrate populations to crested wheatgrass planting and grazing by sheep. *J. Range Manage.* 33:122-125.

RICE, J., B.W. ANDERSON and R.H. OHMART. 1984. Comparison of the importance of different habitat attributes to avian community organization. *J. Wild. Manage.* 48:895-911.

RICKARD, W.H. and C.E. CUSHING. 1982. Recovery of streamside woody vegetation after exclusion of livestock grazing. *J. Range Manage.* 35(3):360-361.

ROTH, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and birds species diversity. *Ecology.* 57:773-782.

SANTOS, T. and J.L. TELLERIA. 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forests. *Biol. Conserv.* 60:1-5.

- SCOTT, V.E., K.E. EVANS, D.R. PATTON and C.P. STONE. 1977. Cavity-nesting birds and forest management. pp 311-324 In: Management of western forests and grasslands for nongame birds. U.S.D.A. Forest Service. Gen. Tech. Rep. INT-86.
- SEDGWICK, J.A. and F.L. KNOPF. 1987. Breeding bird response to cattle grazing of a cottonwood bottomland. *J. Wildl. Manage.* 51(1):230-237.
- STAUFFER, D.F. and L.B. BEST. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: Evaluating effects of habitat alterations. *J. Wildl. Manage.* 44(1):1-15.
- STAUFFER, D.F. and L.B. BEST. 1982. Nest-site selection by cavity-nesting birds of riparian habitats in Iowa. *Wilson Bull.* 94(3):329-337.
- SCHULTZ, R.C., J.P. COLLETTI, T.M. ISENHART, W.W. SIMPKINS, C.W. MIZE and M.L. THOMPSON 1995. Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system. *Agroforestry Systems* 29:201-226.
- STORCH, R. 1979. Livestock/streamside management programs in eastern Oregon. pp56-59 In Proc. Forum-Grazing and Riparian/Stream Ecosystems. Trout Unlimited, Inc.
- STRONG, T.R. and C.E. BOCK. 1990. Bird species distribution patterns in riparian habitats in Southeastern Arizona. *Condor.* 92:866-885.
- SWIFT, B.L., J.S. LARSON and R.M. DeGRAFF. 1984. Relationship of breeding bird density and diversity to habitat variables in forested wetlands. *Wilson Bull.* 96(1):48-59.
- SZARO, R.C. and J.N. RINNE. 1988. Ecosystem approach to management of southwestern riparian communities. *Trans. N.A. Wildl. & Nat. Res. Conf.* 53: 502-511.
- SZARO, R.C. 1991. Wildlife communities of southwestern riparian ecosystems In *Wildlife and habitats in managed landscapes*, ed. by J.E. Rodiek and E.G. Bolen, Island Press, Washington, D.C.
- TAYLOR, D.M. 1986. Effects of cattle grazing on passerine birds nesting in riparian habitat. *J. Range Manage.* 39(3):254-258.
- TAYLOR, D.M. and C.D. LITTLEFIELD. 1986. Willow flycatcher and yellow Warbler response to cattle grazing. *American Birds.* 40(5):1169-1173.
- 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.
- WHYTE, R.J. and B.W. CAIN. 1981. Wildlife habitat on grazed or ungrazed small pond shorelines in South Texas. *J. Range Manage.* 34(1):64-68.
- WIENS, J.A. 1973. Pattern of process in grassland bird communities. *Ecological Monographs.* 43:237-270.

WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*. 85:1211-1214.

YAHNER, R.H. and D.P. SCOTT. 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *J. Wildl. Manage.* 52:158-161.