

CONSIDÉRATIONS D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL SUR
LA BANDE RIVERAINE DE PROTECTION
EN MILIEU AGRICOLE

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE

Direction des politiques du secteur municipal

Service de l'aménagement et de la protection
des rives et du littoral

par Jean-Yves Goupil

février 1995

CONSIDÉRATIONS D'ORDRE ENVIRONNEMENTAL SUR
LA BANDE RIVERAINE DE PROTECTION
EN MILIEU AGRICOLE

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE

Direction des politiques du secteur municipal

Service de l'aménagement et de la protection
des rives et du littoral

par Jean-Yves Goupil

février 1995

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	3
Le milieu riverain	4
Le rôle de la végétation riveraine	5
Les habitats fauniques	6
La végétation riveraine: un brise-vent naturel	9
L'érosion des sols et des rives	10
Le contrôle de l'érosion	12
La charge sédimentaire et le milieu aquatique	14
Le réchauffement des eaux	16
La contamination des plans d'eau	18
L'effet filtre de la végétation riveraine	20
La largeur des bandes riveraines	26
L'application des bandes riveraines en milieu agricole	30
Conclusion	35
Annexe A: Le point de vue de la Direction de la faune et des habitats	37
Annexe B: Le point de vue de la Direction de la conservation et du patrimoine écologique	38
Bibliographie	39

INTRODUCTION

La Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (décrets 1980-87, du 22 décembre 1987, et 1010-91, du 17 juillet 1991) édicte des normes minimales pour la protection des milieux riverains. En milieu urbain et de villégiature, la norme proposée consiste à protéger des bandes riveraines de 10 ou 15 mètres de largeur, selon la pente du talus. En milieu forestier, la largeur de la bande de protection est de 20 mètres pour le milieu forestier public et de 10 mètres pour le milieu forestier privé. Enfin, en milieu agricole, la bande de protection recommandée doit mesurer 3 mètres de large, dont au moins 1 mètre sur le haut du talus.

Les activités agricoles sont reconnues comme une cause importante de la pollution des lacs et cours d'eau. La réduction de la pollution diffuse d'origine agricole nécessitera une amélioration importante des pratiques culturales afin de minimiser l'apport de nutriments, sédiments et contaminants dans les plans d'eau. Dans ce contexte, la bande riveraine de protection peut-elle contribuer à réduire la pollution diffuse agricole? Dans l'affirmative, la bande riveraine pourrait-elle être intégrée aux nouvelles pratiques culturales qui devront être implantées en milieu agricole? Existe-t-il une largeur optimale pour les bandes riveraines de protection? Peut-on identifier un indicateur unique qui permettrait de mesurer le gain environnemental associé à la bande riveraine de protection?

Ce sont là des questions auxquelles nous tenterons de répondre dans le présent rapport. Mais en premier lieu, nous devons déterminer quelle est la valeur des bandes riveraines de protection au plan environnemental.

LE MILIEU RIVERAIN

Chaque jour, en moyenne, plus de mille milliards de tonnes d'eau passent dans l'atmosphère par évaporation à la surface des mers et des terres où elles retournent sous forme de pluie ou de neige (Labeyrie, 1985); c'est le cycle de l'eau. L'eau liquide s'infiltré dans les couches superficielles du sol, puis ruisselle et retourne vers les ruisseaux, les rivières et les mers. Pour la plupart des formes de vie sur la Terre, l'eau est une ressource vitale; on compare souvent le réseau hydrographique au réseau sanguin qui irrigue toutes les parties du corps humain.

Le milieu riverain des lacs et cours d'eau est le lieu de transition entre les domaines aquatique et terrestre. On retrouve à peu de distance les trois éléments majeurs à l'ensemble des processus vitaux: l'eau, l'air et le sol. C'est cette interrelation étroite qui constitue la clé de voûte de la haute productivité du milieu riverain et l'élément moteur de tous les échanges qui y ont cours. Cette richesse du milieu riverain déborde sur les milieux adjacents principalement le milieu pélagique (zone profonde) en influençant la qualité de l'eau et sa teneur en éléments nutritifs (Sarrazin et al., 1983).

Les écosystèmes riverains sont le site d'importants processus biochimiques qui relient les systèmes aquatiques et riverains. Ces processus biochimiques exercent une grande influence sur la qualité de l'eau, sur l'écosystème aquatique et sur la productivité de la végétation riveraine (Green et Kauffman, 1989).

À cause de sa haute productivité biologique, le milieu riverain constitue un habitat important voire essentiel pour un grand nombre d'espèces animales ou végétales. Certains auteurs définissent l'habitat (on parle aussi de niche écologique) comme l'ensemble des caractéristiques écologiques de l'espèce: milieu de vie, nourriture, lieux de reproduction, résistance aux facteurs du milieu, rapports avec les espèces concurrentes ou ennemies, en un mot, toutes ses conditions d'existence (Dussart, 1979). Les relations existant entre les êtres vivants, et avec leur milieu, forment une unité fonctionnelle appelée écosystème. L'écosystème «cours d'eau», ou «lac», avec l'eau, le lit, les berges, les rives et la végétation, forme un tout et procure quantité d'habitats diversifiées à un grand nombre d'organismes vivants. Qu'intervienne une modification d'un des composants et c'est l'ensemble vivant qui en subit les perturbations (Lachat, 1991a).

La caractéristique essentielle d'un cours d'eau réside dans sa complexité et sa diversité, tant au niveau physique et chimique que biologique. Or, comme tout être vivant, les biocénoses (ensemble des organismes vivants en commun dans un milieu donné), poissons compris, ne peuvent s'installer dans un cours d'eau spécifique que si les conditions écologiques requises sont réalisées (Lachat, 1991b).

LE RÔLE DE LA VÉGÉTATION RIVERAINE

La couverture végétale constitue le moyen le plus sûr, et certainement le plus naturel, de préserver les espèces végétales et animales en leur servant d'habitat et de milieu nourricier. Dans un bassin versant, on reconnaît que la densité et la diversité des espèces tendent à être plus élevées dans la bande riveraine entre la terre et l'eau libre. L'encadrement immédiat au plan d'eau est stratégique et vital au point de vue de l'équilibre écologique des lacs et cours d'eau, en particulier pour les petits cours d'eau (Conseil consultatif de l'environnement).

La valeur du milieu riverain est en grande partie conditionnée par la présence d'une bande de végétation naturelle sur les rives des lacs et cours d'eau. L'importance du couvert végétal riverain est bien documentée. De nombreuses études mettent en évidence les rôles multiples joués par la végétation riveraine: stabilisation des rives, diminution de la charge sédimentaire dans les cours d'eau, protection de la qualité de l'eau et de la vie aquatique. Elle fournit également abri et nourriture à une foule d'organismes vivants notamment la faune sauvage en assurant une grande diversité biologique. Enfin, la végétation riveraine constitue un filtre efficace pour les éléments nutritifs et les polluants qui sont dans le sol et crée une zone tampon entre les activités terrestres et le milieu aquatique. Dans le présent document, nous analyserons plus en détails chacun de ces éléments.

Les effets attendus d'une bande riveraine de protection sont donc liés directement à la présence de la végétation à l'intérieur de cette bande et nous postulons que les impacts positifs qui en résultent sur l'environnement sont proportionnels à l'importance du couvert végétal en termes de largeur, de densité et de diversité.

LES HABITATS FAUNIQUES

La faune des eaux douces offre une extraordinaire diversité. La variété d'animaux qu'elle comprend (des mammifères, des oiseaux, des reptiles, des brachiopodes, des poissons et presque toutes les catégories d'invertébrés) s'avère bien supérieure à d'autres milieux de valeur comme les prairies sèches et les haies. Malheureusement, les interventions humaines banalisent de plus en plus cette faune qui a tendance à s'appauvrir au point de disparaître complètement de certaines régions (Lachat, 1991a).

Selon Gratton (1989), la valeur du milieu riverain comme habitat faunique exceptionnel n'est plus à démontrer. Au Québec, on y associe quelque 271 espèces de vertébrés. Certains animaux y passent toute leur vie, alors que d'autres l'utilisent principalement pour l'alimentation, la reproduction ou l'élevage de leurs petits. De nombreuses espèces animales fréquentent cet habitat pour se nourrir d'organismes produits par le milieu riverain. D'après Cantin et al. (1982, in Conseil consultatif de l'environnement), 22 espèces de mammifères sont associées toute leur vie ou à un moment ou l'autre de leur cycle vital au milieu riverain; il en est ainsi pour plus de la moitié des oiseaux et les trois quarts des amphibiens et reptiles.

Dans les forêts de l'État de Washington, sur 480 espèces fauniques associées aux milieux terrestre et littoral, 291 sont régulièrement rencontrées dans les écosystèmes riverains. Pour 68 espèces de mammifères, d'oiseaux, d'amphibiens et de reptiles, le milieu riverain constitue un habitat vital pendant toute l'année ou une partie de celle-ci; au moins 22 espèces d'oiseaux dépendent spécifiquement de la combinaison milieu riverain-milieu aquatique (Phinney et al., 1989). Le long de la rivière Rio Grande, au Texas, 61 espèces de vertébrés dépendent de l'écosystème riverain pour leur survie d'après une analyse de Smidly et al. (1978) rapportée par Lowrance (1985a).

Une étude américaine réalisée par Cross (1985) nous apprend que les populations de petits mammifères en milieux forestiers riverains sont plus importantes et plus diversifiées que dans les autres habitats voisins. Le milieu riverain abrite virtuellement toutes les espèces de petits mammifères qui sont présents dans les autres habitats voisins, mais l'inverse n'est pas vrai. L'auteur note aussi que les petits mammifères terrestres sont relativement sédentaires comparés aux autres animaux sauvages. Les modifications et les perturbations de ces milieux peuvent affecter radicalement la présence et l'abondance d'un grand nombre d'espèces. Un autre chercheur (Ceballos-G, 1985) mentionne que la survie d'un grand nombre d'espèces de mammifères confinées aux milieux riverains est menacée par la destruction de leurs habitats. Il en résulte une diminution de leurs aires de distribution et de la densité de leurs populations; le milieu simplifié et appauvri n'est plus en mesure de satisfaire les besoins vitaux de ces populations animales.

En Pennsylvanie, l'étude effectuée par Croonquist et Brooks (1993) montre que le nombre d'oiseaux et la variété des espèces diminuent avec l'éloignement du cours d'eau dans les milieux riverains perturbés par les activités agricoles et le développement résidentiel alors qu'ils demeurent relativement constants dans le secteur témoin situé en milieu forestier naturel. On constate aussi un appauvrissement des communautés d'oiseaux lorsque le couvert végétal de la rive a moins de 10 mètres de large. On ne rencontre pas d'espèces sensibles si la bande de végétation naturelle n'a pas au moins 25 mètres de large de chaque côté du cours d'eau. Le long de la rivière Sacramento, en Californie, les milieux riverains naturels supportent une plus grande densité et une plus grande variété d'oiseaux que les rives des cours d'eau artificialisés (Hehnke, 1978 in Lowrance, 1985a).

On pourrait s'inquiéter que des bandes de végétation riveraine plus larges puissent constituer un gîte intéressant pour des animaux nuisibles tels que mammifères rongeurs ou brouteurs, oiseaux frugivores ou granivores et insectes phytophages. Ces craintes ne seraient pas fondées selon des études effectuées sur des haies brise-vent en milieu agricole. Selon Pesant (1994), un bon design et une diversité d'espèces végétales et animales favoriseraient au contraire un meilleur équilibre écologique général en offrant également gîte et couvert aux prédateurs naturels de ces ravageurs potentiels. Plus loin, il ajoute que la réapparition des oiseaux de proie dans les milieux agricoles semble permettre un meilleur contrôle des populations d'oiseaux noirs dont les infestations passées ont causé d'assez lourdes pertes dans les cultures céréalières, légumineuses et fruitières. Nabhan (1985) fait état du contrôle des insectes nuisibles par les oiseaux insectivores qui perchent ou nichent sur les arbres du milieu riverain. C'est la présence d'un couvert végétal plus important qui permet d'avoir une plus grande diversité d'oiseaux notamment les oiseaux insectivores.

La couverture végétale au-dessus des petits cours d'eau constitue un facteur significatif dans la capacité d'un cours d'eau à supporter une importante population de poissons notamment en fournissant tranquillité, ombrage et zones de repos aux poissons. (Wesche, Goertler et Frye, 1985). La végétation surplombante dissimule le poisson ou le rend plus difficile à voir à cause de l'ombrage. Les racines, les souches, les troncs tombés à l'eau et les berges surplombantes constituent aussi des abris pour les poissons (Trencia, 1986; Gregory et al., 1991).

La conversion des milieux riverains en terres cultivables est l'une des premières causes de la perte des habitats riverains. L'enlèvement du couvert végétal à des fins agricoles a pour effet de créer de nouveaux habitats pour des espèces opportunistes qui jusqu'alors étaient absentes du milieu. En même temps, la faune originale est appelée à disparaître à moins d'être capable de s'adapter à ce nouveau milieu. L'avenir apparaît donc inquiétant pour les espèces qui n'ont pu s'adapter, à moins de recréer des habitats riverains naturels (Ohmart et al., 1985).

Le Wildlife Habitat Laboratory, au Texas, a effectuée une étude pour connaître l'abondance relative de la faune invertébrée à l'intérieur de bandes riveraines étroites (7 à 23 m), moyennes (31-40 m) et larges (52-93 m). Les amphibiens et les reptiles ont été trouvés en abondance dans les bandes plus larges que 30 m. Ils étaient peu abondants dans les zones étroites composées de broussailles et de résidus de coupes forestières mais celles-ci présentaient une grande abondance de petits mammifères (Dickson, 1989).

La Direction de la faune et des habitats (Annexe A), est d'avis que l'élargissement de la bande de protection riveraine en milieu agricole favorisera l'implantation d'une plus grande diversité d'espèces végétales. La diversification de la physionomie de l'habitat qui en résultera permettra d'augmenter la diversité de la faune présente. La faune avienne et plus particulièrement les passereaux, y trouveront un bon couvert de nidification, d'abri et de nourriture, tout comme les autres représentants de la petite faune en général. La grande faune tout en y trouvant nourriture, s'en servira comme corridor de déplacement et de fuite, ce qui permettra d'éviter l'isolement de certains milieux. On note également l'apport en nourriture par les insectes entraînés par la chute des feuilles de la végétation riveraine. Au Québec, la chute des feuilles représente entre 10 et 85 pour cent de l'apport en carbone organique du cours d'eau selon que ce soit un grand ou un petit cours d'eau (Connors et Naiman, 1983)¹.

Le milieu riverain constitue également un habitat pour la flore. Selon la Direction de la conservation et du patrimoine écologique (Annexe B), près de la moitié des plantes menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées au Québec sont associées aux milieux humides ou riverains (Lavoie, 1992). Cette flore, pour se maintenir, bénéficie davantage d'une bande riveraine de 10 mètres plutôt que 3 mètres. Par ailleurs, en zone agricole, le problème majeur du maintien d'une certaine biodiversité naturelle réside dans la grande fragmentation des milieux boisés. Il s'agit d'une des causes premières de la perte de biodiversité.

Castelle et al. (1994) rapportent que le U.S. Fish and Wildlife Service a publié une série d'index (habitat suitability index) indiquant pour une grande variété d'espèces sauvages, y compris les oiseaux, les mammifères, les reptiles et les amphibiens, le type d'habitat qu'il convient de maintenir. Ces index démontrent que pour assurer la diversité des espèces, il est nécessaire de maintenir des bandes riveraines allant de 3 à 106,7 m de large (10 à 350 p.), selon les besoins spécifiques de chaque espèce.

¹ Cités par la Direction de la faune et des habitats.

LA VÉGÉTATION RIVERAINE: UN BRISE-VENT NATUREL

En milieu rural et plus particulièrement en milieu agricole, on aménage de plus en plus des haies brise-vent pour ralentir la vitesse des vents et en conséquence son pouvoir érosif. En réduisant la vitesse des vents, la haie brise-vent favorise également une réduction de l'évapotranspiration et donc une économie d'eau (Lavoie, 1994). Les brise-vent agissent donc sur deux facteurs qui influencent grandement l'érosion éolienne: la vitesse du vent et la teneur en eau du sol. Un vent de 30 km à l'heure a un pouvoir érosif trois fois moindre qu'un vent de 50 km à l'heure. De son côté, l'humidité favorise une meilleure cohésion entre les particules du sol alors qu'une faible teneur en eau rend ces particules plus facilement détachables et transportables par le vent. Pour un sol protégé par un brise-vent, les pertes d'eau par évaporation sont réduites de 20 à 40 pour cent.

Dans le sillon d'un brise-vent, on distingue une zone dite calme où l'on retrouve une forte réduction de la vitesse du vent et peu de turbulence. Cette zone correspond à un triangle qui s'étend du haut du brise-vent jusqu'à la surface du sol, à une distance de 8 fois la hauteur du brise-vent (Vézina, 1994). Selon Lacoursière (1985), en réduisant la vélocité des vents dominants, le brise-vent contribue à la création d'un microclimat dans la zone de son champ d'action. L'élévation de la température ambiante qui en résulte dans la zone protégée est d'un ou deux degrés Celsius, ce qui, dans nos régions, représente un apport considérable sur une durée de quelques mois. En favorisant l'accumulation de neige dans la zone protégée, le brise-vent met les cultures à l'abri et garantit une meilleure alimentation de la nappe phréatique au printemps.

En milieu agricole, les cours d'eau se confondent souvent avec les axes cadastraux. L'implantation d'une haie brise-vent à même la bande riveraine de ces cours d'eau procure un double avantage: protéger les berges de l'érosion hydrique et réduire les dommages causés par le vent aux sols, aux cultures et autres infrastructures (Conseil des productions végétales du Québec).

Les cours d'eau à l'état naturel sont remarquablement sinueux; cette configuration leur permet de serpenter en fournissant un travail minimal. C'est donc la forme la plus probable que peut prendre le lit d'un cours d'eau (Léopold et Langbein, 1978). L'efficacité des bandes riveraines comme brise-vent pourra varier considérablement selon les aléas du parcours et la position relative du cours d'eau par rapport aux vents dominants. Les vents sont changeants et l'effet du brise-vent pourra être circonscrit parfois, mais son efficacité ne sera jamais nulle. En plus, ce brise-vent naturel créera un micro-climat favorable à la faune riveraine.

L'ÉROSION DES SOLS ET DES RIVES

Outre le vent, c'est incontestablement l'eau qui façonne le plus efficacement la planète Terre par un travail incessant. D'un point de vue hydraulique, l'eau est un fluide qui dissipe son énergie par frottement lorsqu'il est en déplacement. Cette énergie perdue se transmet aux matériaux en place, sous la forme d'une force d'arrachement qui, dans des conditions particulières, permet la mise en mouvement de ces matériaux (Lachat, 1991a).

En plus de l'érosion éolienne, Trenchia (1987) distingue trois formes d'érosion dans les champs agricoles: l'érosion en nappe, l'érosion en rigoles et le ravinement. Ces trois formes d'érosion sont causées par les pluies; c'est l'érosion hydrique. Durant les pluies, les gouttes d'eau, en frappant le sol, lui arrachent des particules qui sont entraînées à plus ou moins grande distance par le ruissellement des eaux superficielles. L'accélération de l'érosion est liée surtout au degré de la pente du terrain, qui détermine la vitesse de l'écoulement.

En cours d'eau, Trenchia (1987) identifie trois formes d'érosion de berge: le ravinement, le sapement et le mouvement de masse. Le ravinement de la berge est causé par le ruissellement des eaux de surface sur le talus riverain, principalement lorsque celui-ci est dénudé. Le sapement de la berge peut être causé par le courant, par les débris, par les glaces ou par boulanges (suintement de la nappe d'eau souterraine). Enfin, le mouvement de masse peut prendre la forme d'un écroulement, d'un glissement rotationnel ou d'un glissement en plan. Sur les plans d'eau plus importants, Gratton (1989) reconnaît également l'effet des vagues ou le batillage comme un facteur important de l'érosion des rives.

Parmi les autres facteurs qui peuvent influencer l'érosion des rives, il y a: la nature et l'étendue du couvert végétal de la rive; la géométrie du canal d'écoulement incluant la largeur et la profondeur du lit ainsi que la hauteur et la pente de la rive; le climat incluant la pluviosité annuelle, la durée et l'intensité des précipitations, les cycles gel-dégel; la composition du matériau de la rive, particulièrement la granulométrie; l'effort de cisaillement produit par le courant; le régime hydraulique du cours d'eau; la percolation de l'eau, le suintement et le degré d'humidité dans le sol (Keller et al., 1990).

En soi, l'érosion des rives est un phénomène naturel; c'est un mécanisme d'ajustement à diverses contraintes hydrauliques ou mécaniques. L'activité humaine peut cependant accélérer ou amplifier ces phénomènes d'érosion ou encore créer des foyers d'érosion là où en normalement de tels problèmes d'érosion n'auraient pas existés.

Plusieurs pratiques culturales sont mal adaptées à la production québécoises des années 1990 et contribuent largement à polluer les cours d'eau. L'attrait pour la monoculture

(maïs et pommes de terre) se pratiquant sur un sol sans couverture végétale rend ce sol facilement érodable. Cette technique de production et les conséquences des pratiques culturales comme le compactage excessif des sols, le travail intensif du sol et le creusage des cours d'eau sont en majeure partie responsables de l'érosion des sols et des matières en suspension retrouvées dans les cours d'eau agricoles du Québec (Émond, 1993).

En milieu agricole, l'érosion du sol des terres en culture peut être de 5 à 10 fois plus élevée que celle des terres possédant une couverture végétale naturelle (Weber, 1972 in Delong et Brusven, 1991). La dégradation qui affecte les vastes bandes de terres cultivables au Canada menace la viabilité de l'agriculture à moyen terme. Actuellement, au Canada, le coût de l'érosion des sols (manque à gagner et dégâts) est estimé à plus de 1,3 milliards de dollars par année (Wicherek, 1994). C'est, d'après lui, la plus importante cause de dégradation des terres agricoles au Canada. Au Québec, selon Dumanski (1986), l'érosion hydrique cause plus de dommages que l'érosion éolienne: les pertes sont estimées entre 5 et 17 millions de dollars pour l'érosion hydrique contre 2 millions de dollars pour l'érosion éolienne.

De Ploey (1990), estime à au moins 25 millions d'hectares (soit la moitié de la France) les terrains agricoles aujourd'hui touchés ou fortement menacés par l'érosion dans la Communauté européenne. L'érosion se serait globalement intensifiée depuis quelques décennies, surtout par suite du développement de l'agriculture mécanisée. Selon lui, l'érosion contribue, dans une proportion d'environ 20 pour cent, à la pollution chimique des cours d'eau, en favorisant l'entraînement des nitrates, des phosphates et des pesticides.

LE CONTRÔLE DE L'ÉROSION

Tous les auteurs qui abordent le sujet soulignent le rôle stabilisateur de la végétation riveraine des lacs et cours d'eau. Platts et al. (1985) ont étudié l'impact sur le milieu riverain de crues exceptionnelles causées par de violents orages. Ils en viennent à la conclusion que là où la végétation riveraine est abondante, l'inondation du milieu riverain a un impact minimal. La végétation contribue à diminuer l'intensité des crues (Debano et Schmidt, 1989) mais c'est d'abord grâce à un réseau de racines, dense et ramifié, qui peut atteindre plusieurs mètres de profondeur selon les espèces, que la végétation riveraine contribue à protéger la rive de l'érosion en retenant le sol efficacement.

Keller et al. (1990), sont d'avis que la végétation riveraine contribue substantiellement à augmenter la capacité de la rive à résister aux forces de cisaillement produit par le courant. L'effet est jugé plus important dans les petits cours d'eau où la résistance fournie par la végétation est maximale pendant que les forces érosives sont plus faibles. Ziemer (1981), cité par Keller et al., considère que la résistance du sol augmente avec la masse totale de racines dans le sol; celles-ci donnant une plus grande cohésion au sol. Selon Lachat (1991a), les espèces à racines traçantes (horizontales) doivent être accompagnées d'espèces à racines profondes. La densité et la profondeur du réseau de racines sont déterminées par les espèces qui forment le couvert végétal de la rive.

La végétation riveraine contribue également à protéger la rive en amortissant l'impact mécanique des pluies, en freinant l'eau de ruissellement et en créant un coussin végétal qui absorbe le choc des glaces, tronc d'arbres et autres déchets charriés par le courant. Lors des inondations, les arbres et arbustes forment une barrière qui retient les glaces. Cette barrière naturelle doit cependant atteindre une altitude plus élevée que les crues les plus hautes. La végétation riveraine réduit la vitesse et la force érosive du courant (Li et Shen, 1973; Petryk et Bosmajian, 1975 in Green et Kauffman (1989). La réduction des vitesses de l'eau favorise la déposition des sédiments qui autrement dégraderait l'habitat du poisson et la qualité de l'eau (Meehan et al., 1977; Karr et Schlosser, 1978; Cooper et al., 1987 in Green et Kauffman, 1989; Keller et al., 1990).

Pour atteindre son maximum d'efficacité, la bande riveraine doit comporter les trois étages de végétation constituées par les herbacées, les arbustes et les arbres. Bien que certaines espèces développent leurs réseaux de racines en profondeur, les plantes herbacées offrent surtout une protection en surface ou près de la surface alors que les plantes ligneuses offrent une protection plus étendue et à plus grande profondeur. Par ailleurs, la flexibilité des espèces arbustives leur permet de survivre à des conditions difficiles notamment en s'ajustant aux dommages causés par la neige, les glaces ou les matériaux charriés par l'eau (Gratton, 1989). Ce sont surtout les racines de la végétation ligneuse qui stabilisent les berges en retenant le sol (Karr et Schlosser, 1978).

L'implantation de végétaux pour stabiliser des rives érodées est une technique de plus en plus utilisée. De nombreuses expériences réalisées en Suisse depuis plusieurs années par la firme Biotec ont montré qu'on peut corriger des problèmes d'érosion sévère en utilisant des techniques végétales plutôt que des ouvrages mécaniques comme c'est souvent le cas. Cette firme arrive ainsi à stabiliser, par des techniques végétales appropriées, des berges de 2 m de hauteur dans l'eau, des talus riverains de 12 m de haut et des pentes de 45 degrés.

En règle générale, une bande de protection trop étroite en milieu riverain ne permet pas une réelle implantation de la végétation arborescente, ni une grande variété des espèces arbustives. D'après les conditions qui prévalent, des bandes riveraines de 10 m et plus sont généralement recommandées pour assurer une protection à long terme contre les risques d'érosion notamment en assurant mieux la présence des trois étages herbacé, arbustif et arborescent.

À Coventry, au Connecticut, une étude d'impact a été réalisée dans le cadre d'un projet de développement résidentiel comportant 330 unités de condominium sur un terrain adjacent à la rivière Hop, une importante rivière à truite. Parce que la pente du terrain riverain est supérieure à 15 pour cent et que le sol est érodable, l'étude a recommandé l'établissement d'une bande de végétation riveraine de 30 mètres de large, de part et d'autre du cours d'eau, afin de protéger l'habitat riverain (Murphy et Phillips, 1989).

Sur la côte du Maine, la largeur de bande riveraine recommandée varie de 15 à 34 m, en fonction de la pente. D'autres normes ont également été développées par le Service de recherches agricoles américain pour le contrôle des sédiments; les largeurs proposées varient selon la pente et le degré d'érosion de la rive et vont de 9 à 46 m (Barnes, 1973 in Clark, 1977 in Conseil consultatif de l'environnement).

Par ailleurs, on peut aussi stabiliser une rive érodée avec des ouvrages mécaniques notamment des enrochements. C'est le cas, par exemple, lorsque les conditions sont sévères, que les berges sont hautes et abruptes et que les vitesses d'écoulement sont grandes. La mise en place de ces ouvrages de protection implique cependant des coûts importants pour l'exploitant agricole, et aussi pour le MAPAQ qui subventionne souvent ce genre de travaux en zone agricole.

En outre, les pierres nécessaires à la construction de ces ouvrages ne sont pas toujours disponibles à proximité. Pour éviter d'avoir à s'approvisionner en dehors de la région, la tentation est forte de ramasser celles qui parsèment le lit du cours d'eau, ou de d'autres cours d'eau situés dans les environs. Toutefois, au plan environnemental, ces pierres jouent un rôle écologique fort important: elles dissipent l'énergie du cours d'eau, elles offrent aux poissons des aires de repos et des abris contre les prédateurs, elles sont utilisées par les oiseaux pour le repos et la pêche, etc. (Trencia, 1986). L'enlèvement des pierres dans un cours d'eau à des fins de protection de berges a donc des effets préjudiciables sur l'environnement.

LA CHARGE SÉDIMENTAIRE ET LE MILIEU AQUATIQUE

Aux États-Unis, on estime à cinq milliards de tonnes par année la quantité de sédiments qui atteint les cours d'eau; plus de trois milliards de tonnes sédimentent dans les réservoirs, lacs et rivières tandis qu'un milliard atteint les océans. Les activités agricoles contribuent pour environ 45 à 55 pour cent du total de sédiments lessivés par année (Clark, 1977, in Conseil consultatif de l'environnement). Osborne (1993) considère la charge sédimentaire d'un plan d'eau avec son corollaire la sédimentation comme l'un des plus sérieux problèmes pour la qualité de l'eau dans le monde entier. Au Québec, les pertes de sols arables par érosion sont estimées à 3 millions de tonnes par année (Emond, 1993); l'érosion hydrique étant nettement plus dommageable que l'érosion éolienne (Dumanski, 1986).

Du fait de l'absence d'un couvert végétal permanent, au lieu de stagner et de s'infiltrer, les eaux de pluies se sont mises à ruisseler et à entraîner avec elles la terre et ses fertilisants naturels, en particulier le limon, l'argile et les matières organiques qui sont également les liants de ces sols fragiles (Wicherek, 1994). Les particules du sol et les fertilisants sont drainés de fossés en fossés jusqu'aux cours d'eau récepteurs. Ces mêmes cours d'eau érodent les berges rendues instables par l'absence de couvert végétal. Dans le premier cas, l'érosion est diffuse mais c'est aussi celle qui a le plus d'impact sur l'augmentation de la charge sédimentaire des cours d'eau. Dans le deuxième cas, l'érosion est plus ponctuelle mais, si les conditions sont sévères, ce sont parfois de larges bandes de terre qui sont arrachées à la rive.

À moyen et long terme, l'augmentation de la charge sédimentaire a des effets hydrauliques importants en rehaussant le lit des cours d'eau récepteurs et en formant des dépôts du côté des rives convexes ou à la confluence de deux cours d'eaux. Il en résulte souvent une diminution sévère de la capacité d'écoulement de l'eau lors des crues et d'évacuation des glaces en période de débâcles, d'où un risque accru d'inondation en amont. Éventuellement, de coûteuses opérations de creusement ou de dragage seront nécessaires pour rétablir les conditions d'écoulement initiales. Ce genre d'opération est d'ailleurs fréquent en milieu agricole.

En plus d'avoir un impact sur le régime hydraulique des cours d'eau, l'augmentation de la charge sédimentaire a aussi pour effet de diminuer la pénétration de la lumière dans l'eau (turbidité) et d'accentuer les phénomènes de sédimentation qui causent le colmatage des frayères en aval. La qualité de l'eau et de la faune et la productivité biologique du milieu aquatique en seront affectées (Trencia, 1986, Roseboom et Russell, 1985). Les solides déposés peuvent réduire de 75 à 85 pour cent la vie benthique car ils remplissent les interstices entre les pierres, les recouvrant parfois, et enlèvent aux

organismes benthiques, adaptés à des surfaces dures, leur point d'attache. Les sédiments colmatent le lit des frayères et y étouffent les oeufs et les alevins encore enfouis dans le gravier: un taux de déposition en matière fine de l'ordre d'un millimètre par jour produit un taux de mortalité de 97 pour cent chez les premiers stades embryonnaires des oeufs du grand brochet, une espèce reconnue comme tolérante à ce type de déposition (C.A. Drolet, Service canadien de la Faune, in Conseil consultatif de l'environnement).

Les sédiments en suspension dans l'eau sont considérés comme la plus importante cause de pollution aquatique. Ils causent un stress physiologique aux poissons en obstruant leurs branchies et en augmentant leur susceptibilité aux maladies. Les habitats sont perturbés par l'augmentation de la turbidité et par l'augmentation de l'eutrophisation générée par les engrais et fertilisants agricoles. Plusieurs pesticides sont toxiques ou cancérigènes pour les poissons. Les espèces les plus sensibles sont celles qui ont la plus grande valeur pour la pêche sportive et la pêche commerciale (Dumanski et al., 1986)

À la fin des années 70, Déry et Plamondon ont étudié l'impact des coupes à blanc sur l'équilibre du milieu aquatique. L'étude portait sur 4 rivières situées dans Beauce-Sud: les rivières Gédéon, Monument, Linière et Oliva. Pour évaluer les impacts, les auteurs ont mesuré la concentration des sédiments en suspension dans l'eau dans des secteurs où des coupes à blanc ont été effectuées; dans certains secteurs aucune bande riveraine de protection n'a été conservée alors que dans d'autres, des bandes boisées riveraines de 10 à 40 m de large ont été maintenues. Dans les secteurs où il n'y avait pas de bande de protection, les concentrations mesurées ont été considérablement plus importantes que dans les secteurs où de telles bandes riveraines ont été conservées. Selon les conclusions de l'étude, la coupe à blanc avec bandes de protection réduit considérablement les perturbations du milieu aquatique et une bande de 10 mètres semble offrir une protection suffisante lorsque les coupes sont bien planifiées.

Green et Kauffman (1989) font état d'une expérience réalisée par Cooper et al. (1987) qui montre qu'un boisé riverain peut retenir de 84 à 90 pour cent des sédiments provenant des terres agricoles. Wong et McCuen (1982, in Castelle et al., 1994) ont trouvé qu'une bande étroite retient les sédiments en petite quantité; il n'y a pas de relation directe entre la largeur de la bande riveraine et la quantité de sédiments retenus, il faut parfois une largeur disproportionnée pour retenir de grandes quantités de sédiments.

Castelle et al. (1994) rapportent d'autres résultats d'expériences: Wong et al. (1980) ont trouvé qu'une bande de végétation de 24,4 m de large a réduit de 92 pour cent la quantité de sédiments en suspension; Schellinger et Clausen (1992) ont déterminé qu'une bande de 22,9 m peut réduire de 33 pour cent la quantité de solides en suspension d'origine agricole; Horner et Mar (1982) ont diminué de 80 pour cent la quantité de solides en suspension à l'aide d'une bande herbacée de 61 m de large, etc.

LE RÉCHAUFFEMENT DES EAUX

La température de l'eau est un facteur de première importance en ce qui concerne le contrôle des processus naturels dans un environnement aquatique; les eaux chaudes agissent directement ou indirectement sur la distribution, la croissance et la présence d'organismes aquatiques. C'est ainsi que des températures élevées éliminent les espèces de poissons et autres organismes adaptés aux eaux froides; elles favorisent également la prolifération des algues et des plantes aquatiques particulièrement si les eaux sont polluées. La température du cours d'eau peut aussi avoir des effets sur sa capacité épuratoire et dès lors, sur ses qualités sanitaires et esthétiques. Ce réchauffement de l'eau est relié à la surface du cours d'eau exposée directement à l'ensoleillement; il s'avère peu perceptible lorsque la végétation ligneuse est maintenue (Conseil consultatif de l'environnement).

L'enlèvement de la végétation riveraine peut entraîner une augmentation de la température de l'eau, une diminution des taux d'oxygène dissous et de dioxyde de carbone (Brown, 1983 in Green et Kauffman, 1989).

L'oxygène dissous, tout comme la température, exerce une influence prépondérante sur les activités biologiques de l'écosystème aquatique. L'oxygène dissous présent dans l'eau dépend de la température de cette dernière en relation inverse et de la turbulence de l'écoulement qui affecte les échanges gazeux entre l'air et l'eau (Plamondon, 1976, in Conseil consultatif de l'environnement). Le seuil critique d'oxygène dissous pour pratiquement tous les poissons et une grande partie de la vie aquatique se situe entre 3 et 6 ppm (Canter et Hill, 1979, in Conseil consultatif de l'environnement). Après une coupe forestière, le taux d'oxygène dissous diminue de façon significative et peut même atteindre un niveau léthal lorsque conjugué avec une augmentation de la température (Hall et Lantz, 1969; Plamondon et al., 1976, in Conseil consultatif de l'environnement). La demande biochimique en oxygène (DBO) est par conséquent un bon indicateur de l'importance d'une contamination d'origine organique. Par exemple, les fumiers et lisiers ont une DBO de 40 000 à 50 000 mg/l comparativement à 150 et 250 mg/l pour les eaux usées domestiques (Émond, 1993).

Lorsqu'elles sont bien implantées, les strates arbustives et arborescentes agissent comme régulateur de la température de l'eau. C'est en créant de l'ombrage au-dessus du plan d'eau que la végétation riveraine minimise le réchauffement excessif de l'eau. Ce rôle de la végétation riveraine serait plus important dans le cas des petits cours d'eau à cause de leur masse thermique plus faible. D'après Corbett et Lynch, une largeur de 12 m semble adéquate pour prévenir le réchauffement excessif des petits cours d'eau mais une largeur de 20 à 30 m est souvent nécessaire pour protéger l'écosystème du cours d'eau. La végétation riveraine minimise les variations de la température de l'eau des cours

d'eau en réduisant l'impact du rayonnement solaire (Osborne et Kovacic, 1993). Sur la base d'une étude réalisée dans le Wyoming, Wesche et al (1985) considèrent que la couverture végétale au-dessus des petits cours d'eau joue un rôle significatif dans la capacité du cours d'eau à maintenir une population de truites brunes.

D'autres études mentionnées par Castelle et al. (1994) arrivent à des résultats assez semblables sur la largeur de bande riveraine nécessaire pour éviter le réchauffement excessif de l'eau: Broderson (1973) recommande 15,2 m; Brazier et Brown (1973) ont trouvé qu'il faut 24 m; pour Beschta et al. (1987) il faut au moins 30 m; Barton et al. (1985) ont conclu qu'il y a une forte relation entre la longueur et la largeur des bandes riveraines et le maximum de température de l'eau des rivières à truites du sud de l'Ontario.

En milieu agricole, en l'absence d'un couvert végétal ligneux, toutes les conditions sont rencontrées pour un réchauffement excessif des cours d'eau, et des petits cours d'eau en particulier, avec les conséquences prévisibles sur leur équilibre écologique. La chaleur emmagasinée dans les petits cours d'eau est transportée vers les rivières situées en aval qui sont à leur tour sévèrement affectées.

LA CONTAMINATION DES PLANS D'EAU

De nos jours, l'une des questions majeures soulevées par l'agriculture intensive est celle de la pollution de l'environnement due à une utilisation de plus en plus importante de pesticides et d'engrais. Selon Vereijken et Viaux (1990), ce modèle d'agriculture vise généralement à obtenir un rendement proche du maximum permis par la génétique, le sol et le climat. Il a conduit depuis quarante ans à une augmentation considérable des rendements, grâce à l'utilisation croissante des pesticides et des engrais. Mais ce «parapluie chimique», outre qu'il entraîne une pollution des eaux et des végétaux destinés à l'alimentation animale et humaine, déstabilise également les agro-écosystèmes en détruisant, avec les espèces nuisibles, la flore et la faune qui leur sont indispensables. De plus, des phénomènes de résistance des ravageurs aux pesticides sont régulièrement observés.

La pollution agricole affecte toutes les composantes des écosystèmes aquatiques. D'après l'agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA), l'agriculture est la cause de pollution des lacs et cours d'eau la plus fréquemment citée aux États-Unis. L'agence estime que sur quelque 12 millions de lacs répartis dans 34 états américains, 20 pour cent sont menacés par la pollution, principalement par les nutriments et les sédiments; 64 pour cent de la dégradation de la qualité de l'eau des cours d'eau serait causée par la pollution diffuse d'origine agricole alors que les pesticides agricoles ont eu un impact défavorable sur 5000 lacs (Cooper, 1993).

Omernik et al., 1981, font état d'un grand nombre d'études qui démontrent que la plus grande partie des nutriments qui quittent les terres de culture le font en association avec les sédiments. L'azote excédentaire (engrais non utilisé, minéralisation des résidus de récolte) peut être lessivé vers les eaux souterraines après la récolte (Zilliox et al., 1990).

Les pluies qui s'abattent sur le territoire permettent l'émission de sources diffuses de contaminants et de polluants vers les cours d'eau. La qualité de l'eau peut être affectée par une dégradation physique (matières en suspension, sédiments), chimique (fertilisants, pesticides) ou bactériologique. Les fumiers et lisiers contribuent à la dégradation bactériologique de l'eau de surface, et surtout à la pollution de l'eau de surface et souterraine par les nitrates. La pollution par les fumiers et lisiers peut être ponctuelle ou diffuse (Gallichand et al., 1993).

Au Québec, selon Émond (1993), les principaux apports de l'agriculture à l'environnement sont, en plus de l'azote, le phosphore et les matières en suspension, les bactéries, les pesticides et les changements apportés par le drainage agricole. L'azote et le phosphore sont reliés aux fumiers et fertilisants minéraux véhiculés par l'érosion, le ruissellement et le lessivage des sols. Les matières en suspension sont reliées à l'érosion des sols et au

drainage. Les apports de pesticides dans les cours d'eau agricoles sont surtout attribuables aux MES, à l'érosion et au lessivage des sols. L'épandage des déjections animales est responsable de 50 pour cent des rejets d'azote aux cours d'eau. Quand aux engrais minéraux, ils comptent pour quelque 10 pour cent de l'azote totale.

En milieu riverain, l'azote peut être sous forme soluble: nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$); ou gazeuse: azote atmosphérique (N_2 , NO_2), ammoniaque ($\text{NH}_3\text{-N}$). Les différentes études portent surtout sur le nitrate car c'est sous cette forme que l'azote est assimilable par les plantes et peut causer l'eutrophisation des cours d'eau lorsqu'il est en excès (Muller, 1994). L'ammoniaque ($\text{NH}_3\text{-N}$) est surtout toxique pour les poissons. Pour Giroux et Tran (1993), le phosphore constitue également un élément responsable de l'eutrophisation des plans d'eau.

Tout comme les autres polluants, les pesticides peuvent être transportés des champs agricoles jusqu'aux points d'eau par trois différents mécanismes, soit: en solution dans les eaux de ruissellement, en association avec les sédiments érodés et en solution dans les eaux de drainage (lessivage). Les deux premiers mécanismes sont directement reliés à l'érosion hydrique, alors que le troisième est dépendant de l'infiltration de l'eau dans le sol (Thibodeau et Ménard, 1993).

Duchesne (1993) rapporte que la durée de vie moyenne d'un pesticide est d'environ 3,5 années. Pour Lowrance et al. (1985a), c'est leur degré de persistance dans l'environnement qui va déterminer le sort ultime des pesticides. Les pesticides qui se dégradent rapidement comme le méthyl parathion et le malathion ont moins de chance de parvenir jusqu'au cours d'eau comparativement aux pesticides plus persistants tels que le trifluralin, le paraquet ou le chlordan. D'autres pesticides comme le picloram, l'aldicarbe et le dalapon sont lessivés et dissous dans la nappe souterraine. Les pesticides sont entraînés dans les écosystèmes par le cycle de l'eau.

La pollution par les nitrates observée aujourd'hui peut être la conséquence d'actions datant de cinq, dix ou 20 ans (Zilliox et al., 1990). La vitesse de percolation des polluants dans les sols peut atteindre plusieurs dizaines de centimètres par an. Un décalage de plusieurs années, voire plusieurs décennies, existe entre le constat de la pollution des nappes souterraines et le début des pratiques agraires. C'est pourquoi il n'y aurait a priori pas plus de pollution actuellement que vers les années 1970, mais il y a un effet cumulatif et un effet de latence (Wicherek, 1994).

L'EFFET FILTRE DE LA VÉGÉTATION RIVERAINE

Les sources de pollution agricoles sont distribuées de façon aléatoire sur le territoire et, contrairement aux sources ponctuelles, elles ne peuvent être rassemblées dans un tuyau pour être traitées. Les problèmes de qualité de l'eau causés par ces sources diffuses sont reliés à des processus qui ne sont pas toujours faciles à évaluer. Durant leur migration des champs vers les cours d'eau, les polluants subissent les effets de plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques qui en modifient les formes et les quantités et même retardent temporairement leur transfert vers les cours d'eau (Gangbazo et al., 1994).

L'approche de type «technologique» utilisée en assainissement municipal et industriel n'est que partiellement valable en agriculture. Il vaut mieux privilégier des solutions flexibles, spécifiques à chaque source et à chaque site (Harrington et al., 1985 in Gangbazo et al., 1994). L'utilisation de pratiques culturales réduites n'est pas nécessairement synonyme de protection de l'eau, en dépit des impacts bénéfiques sur le contrôle de l'érosion et les autres formes de dégradation des sols (Thibodeau et Ménard, 1993).

Les cours d'eau étant généralement situés dans les zones basses du paysage, ils sont particulièrement vulnérables aux rejets de polluants venants des hautes terres. La bande riveraine est le dernier rempart entre le milieu terrestre et le milieu aquatique et constitue l'ultime barrière permettant de réduire les polluants avant qu'ils n'atteignent les cours d'eau (Muller, 1994).

De façon générale, il est largement admis que la végétation riveraine joue un rôle significatif au niveau de la rétention des nutriments et des sédiments issus du ruissellement des eaux agricoles. En effet, les auteurs consultés reconnaissent à la végétation riveraine une grande capacité à filtrer les nitrates et autres polluants provenant des terres agricoles. L'efficacité de la bande riveraine peut cependant varier d'un auteur à l'autre et même d'une étude à l'autre pour un même auteur. Les études sur le rôle filtrant de la végétation riveraine ont porté surtout sur le phosphore et l'azote qui sont les deux principaux nutriments responsables de l'eutrophisation des lacs et cours d'eau.

Corbett et Lynch (1985) sont d'avis que le rôle le plus important de la zone riveraine consiste à servir de tampon et de filtre entre les développements urbains et agricoles et la ressource eau considérée comme un support vital à la vie. Gilliam (1994) considère qu'une bande de végétation riveraine constitue le facteur le plus important pour contrôler la pollution diffuse et protéger la qualité des eaux de surface. En Suède, Vought et al. (1994) considèrent que la bande riveraine constitue un moyen des plus efficace pour la rétention des nitrates.

Lowrance et al. (1985a) affirment que l'écosystème riverain exerce un effet significatif et des plus efficace pour contrôler la pollution diffuse agricole. Ils sont d'avis que l'implantation d'une bande de végétation riveraine constitue un moyen des plus simple pour filtrer les nutriments agricoles. D'après Xiang (1993), le maintien ou l'établissement d'une bande riveraine de protection est devenu, aux États-Unis, une pratique commune pour l'amélioration des pratiques agricoles (best management practices) et le contrôle de la pollution diffuse.

Les bandes riveraines agissent de façon mécanique en retenant les sédiments ainsi que les nutriments et pesticides qui leur sont associés, et de façon chimique par l'absorption des nutriments solubles par la végétation (Muller, 1994). La végétation riveraine amorce son processus de filtration de l'eau en ralentissant les vitesses d'écoulement à la surface du sol, ce qui permet à l'eau de s'infiltrer. L'importance de l'infiltration dépend toutefois du taux préalable d'humidité du sol; plus ce taux est élevé, moins il y aura d'infiltration (Fabis et al., 1993 in Muller, 1994). Selon Rhodes et al (1985), la saturation du sol en eau réduit le temps de rétention de l'eau polluée dans les bandes riveraines, ce qui limite ou élimine les mécanismes biologiques d'enlèvement du nitrate.

Par infiltration, une partie de l'eau chargée de nutriments rejoint la nappe phréatique superficielle et c'est à ce niveau que les racines des plantes prélèvent et emmagasinent l'azote et le phosphore nécessaires à leur croissance. Il semble que plusieurs mécanismes peuvent jouer: le nitrate peut être assimilé par la végétation et les microbes, subir la dénitrification (transformation en azote atmosphérique par l'activité microbienne) et être absorbé par les particules de sol (minéralisation) (Rhodes et al., 1985). Le U.S. Department of the Army, cité par Osborne et Kovaci (1993), décrit un mécanisme semblable applicable pour l'azote et le phosphore: captage des nutriments associés aux sédiments dans la bande riveraine, assimilation des nutriments par la végétation et les microbes et absorption des nutriments solubles par les particules organiques et inorganiques du sol.

Une étude de Lowrance et al. (1984a) réalisée en 1979, en Géorgie, montre que les processus biochimiques dans une bande riveraine boisée semblent convertir l'azote primaire provenant des champs en azote organique. Au terme de l'expérience, on a constaté une diminution des nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$), de 76 à 10 pour cent, et une augmentation de l'ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), de 6 à 14 pour cent, et de l'azote organique (N), de 18 à 76 pour cent. Les concentrations différentes entre les champs et la bande boisée indiquent que le boisé riverain est capable de filtrer les nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$), les sulfates (SO_4^{--}), le calcium, le magnésium et le potassium, pendant que l'azote inorganique est transformé en azote organique.

Brenner et al. (1991) ont trouvé qu'une bande riveraine de 100 m de large, comportant au moins 50 pour cent de végétation naturelle intacte, réduit de façon significative les coliformes fécaux, les sédiments et le phosphore total en provenance des terres agricoles. Ils considèrent que l'établissement et le maintien d'une bande riveraine de

végétation est un moyen économique de réduire la pollution diffuse agricole. Gilliam (1994) affirme qu'un grand nombre d'études ont mesuré des taux supérieurs à 90 pour cent pour la rétention des nitrates et des sédiments à travers la bande riveraine; celle-ci est moins efficace pour la rétention du phosphore mais peut en retenir jusqu'à 50 pour cent.

Plusieurs facteurs déterminent le degré de persistance d'un herbicide: l'interaction du produit avec l'eau durant son transport, les caractéristiques du produit, l'action des micro-organismes, les facteurs climatiques et les propriétés hydrologiques du sol. En conséquence, il est difficile de prédire le comportement d'un herbicide donné dans un site spécifique (Michael et Neary, 1993). Trois projets de recherches en rapport avec l'épandage d'herbicides (picloram, hexazinone, imazapyr et sulfometuron methyl) ont été réalisés aux États-Unis. Pour fins de comparaisons, des bandes riveraines de protection ont été conservées dans certains sites et pas dans les autres. Michael et Neary rapportent que les bandes riveraines protégées ont, par comparaison, grandement réduit la quantité d'herbicides introduits dans le cours d'eau lors des applications en milieu forestier.

Les facteurs les plus susceptibles d'intervenir en ce qui concerne l'efficacité des bandes riveraines à retenir les polluants sont: la largeur de la bande riveraine, la longueur de la pente et son degré d'inclinaison, la rugosité du sol et ses propriétés hydrologiques (Phillips, 1989a). Une expérience qu'ils ont réalisée en Caroline du Nord montre que pour les sédiments et les polluants en phase solide, le degré de pente est le facteur le plus important suivi par la conductivité hydraulique du sol. Pour les polluants dissous qui migrent en surface ou dans le sous-sol, la largeur de la bande riveraine est le facteur le plus important. D'après Muller (1994), la bande riveraine sera efficace si l'eau s'écoule de façon uniforme mais si elle rejoint le ruisseau en passant par certains endroits localisés, par des drains ou des tuyaux, il n'y aura pas une surface de contact suffisante entre le sol et l'eau et le processus d'enlèvement des polluants en sera énormément affecté. Pour Dillaha (1989), c'est parce qu'elles sont habituellement implantées en prenant peu en considération les conditions du site qui affectent leur performance que les bandes riveraines sont inefficaces.

Osborne et Kovacic (1993) ont constaté qu'une bande boisée est plus efficace qu'une bande herbacée pour enlever les nitrates à cause de la forme de carbone disponible pour la dénitrification. Une bande herbacée serait plus efficace en ce qui concerne le phosphore.

En Allemagne, Knauer et Mander (1989) ont comparé l'efficacité de bandes riveraines constituées d'aulnes et d'herbacées ayant respectivement 10 et 100 m de large. Ils ont constaté que le processus de filtration était plus actif dans la partie de la bande riveraine adjacente aux champs cultivés. Dans la bande de 10 m, 100 pour cent du phosphore et 50 pour cent des nitrates ont été absorbés alors que dans la bande de 100 m, le phosphore et les nitrates ont été absorbés à 100 pour cent. À partir de leurs travaux,

ils concluent que les bandes riveraines de protection en milieu agricole doivent avoir au moins 10 m de large.

Rhodes et al (1985) ont aussi observé que la dénitrification microbienne peut avoir lieu à basse température. En novembre, dans le Nevada, ils ont mesuré un taux de dénitrification faible mais significatif sous une épaisseur de neige de 15 cm et à une température au sol de 1,6° C. Haycock et Pinay (1993) ont aussi vérifié l'effet filtre de la végétation riveraine durant la période hivernale. L'expérience a été réalisée de décembre 1989 à février 1990 sur deux sites riverains de la rivière Leach, dans le sud de l'Angleterre. L'un des deux sites était recouvert de végétation herbacée maintenue en permanence sur une largeur de 12 mètres alors que dans l'autre cas il y avait une bande boisée de peupliers. Les résultats indiquent que la bande boisée a été plus efficace que la bande herbacée pour la rétention du NO_3 ; il a noté une rétention de 99 pour cent pour les peupliers contre 84 pour cent pour l'herbacée. On a aussi constaté que la réduction du NO_3 , dans la bande de peupliers a eu lieu dans les 5 premiers mètres adjacents à la rivière, là où la nappe souterraine rencontre un substrat permettant la dénitrification bactérienne.

L'azote et le phosphore sont utilisés par les plantes jusqu'à ce que la limite d'assimilation de ces dernières soit atteinte; il y a alors saturation et l'efficacité de la bande riveraine décroît. Passé ce stade, les nutriments représentent un risque de contamination pour les ruisseaux qui reçoivent les eaux de drainage et de ruissellement. De plus, ces eaux entraînent aussi une partie des pesticides appliqués sur les cultures et ceux-ci deviennent une cause supplémentaire de pollution (Muller, 1994).

Omernik et al. (1981) ont émis l'hypothèse qu'un boisé riverain rendu à maturité n'assimile plus les nutriments. Sur la base d'une étude réalisée de 1979 à 1981, en Géorgie, Lowrance et al (1984b) constatent que l'écosystème riverain constitue un filtre à court terme pour les nutriments d'origine agricole. À long terme, il y aurait saturation du phénomène à cause du stockage des nutriments dans les sédiments et la végétation pendant une longue période de temps. Ils proposent de récolter périodiquement les arbres dans la bande riveraine pour maintenir sa capacité à assimiler les nutriments. Lowrance et al. (1985a) suggèrent que les arbres enlevés soient remplacés par des espèces ayant une plus grande valeur économique pour éventuellement être récoltés.

Une revue de la littérature effectuée par Castelle et al. (1994) résume le résultat de plusieurs expériences concernant l'efficacité des bandes riveraines à retenir les sédiments. Avec des bandes riveraines d'herbacées mesurant 9,1 et 4,6 m de large, Dillaha et al. (1989) ont réduit respectivement de 84 et 70 pour cent les solides en suspension, de 79 et 61 pour cent le phosphore et de 73 et 54 pour cent l'azote. Hubbard et Lowrance (1992) ont trouvé que le NO_3 avait peu d'impact après avoir traversé une bande boisée de 7 m de large. Ils attribuent la perte du NO_3 à la dénitrification et à l'assimilation par les plantes. Vanderholm et Ickey (1978) ont obtenus 80 pour cent de réduction des nutriments, des sédiments et de la demande biologique

en oxygène avec des bandes riveraines de 91,5 à 262,2 m de larges. Dans la région côtière du Maryland, Shisler et al. (1987) ont constaté des réductions de 80 et 89 pour cent respectivement pour le phosphore et l'azote dans les 19 premiers mètres du boisé riverain.

Au cours de 1993, le contrôle de la pollution de l'eau, particulièrement par les nitrates, a fait l'objet de directives de la part de la Communauté européenne et scandinave. Afin de mettre l'accent sur les mesures préventives plutôt que curatives, les directives recommandent l'adoption de législations visant à réduire de 50 p. cent les émissions d'azote d'ici l'an 2000. À ce sujet, Haycock et al. (1993) proposent l'aménagement de bandes riveraines afin d'utiliser la dénitrification microbienne et la rétention de l'azote par la végétation comme mécanismes primaires de réduction des nitrates; la bande riveraine étant capable d'absorber les nitrates pendant de longues périodes de temps, au-delà de 25 ans.

Bien que les milieux riverains diffèrent des milieux humides (wetlands) par la présence d'eau courante, il semble que le processus de transformation et de dénitrification des produits azotés soient similaires dans les milieux humides et dans les zones riveraines (Green et Kauffman, 1989). Ces deux auteurs citent plusieurs études qui démontrent la capacité de la végétation hydrophyte (plante qui croît dans l'eau et les sols saturés) à retenir les nutriments et les polluants. Les connaissances acquises dans ce domaine ont conduit à l'aménagement de marais filtrants pour épurer les eaux et ce, dans différents domaines d'activités.

Par exemple, Kadlec et Hey (1994) font état d'un projet de recherche dans l'état de l'Illinois: un milieu humide (wetland) a été aménagé artificiellement sur la rive de la rivière Des Plaines, au nord de Chicago, en vue de réduire la pollution diffuse d'origine agricole. D'une superficie de 537 km², le bassin de la rivière Des Plaines est à 80 pour cent agricole et à 20 pour cent urbain. Le projet consiste en l'aménagement de huit marais filtrants; les quatre premiers ont été complétés en octobre 1988 et totalisent 8,9 hectares en superficie. Environ 40 pour cent du débit moyen de la rivière doit transiter par les marais filtrants avant de retourner à la rivière. Les premiers résultats indiquent une rétention des sédiments de 86 à 100 pour cent durant l'été et de 38 à 95 pour cent durant l'hiver. Pour la rétention du phosphore, l'efficacité varie de 60 à 100 pour cent durant l'été et de 27 à 100 pour cent durant l'hiver. En ce qui concerne les pesticides, tels que l'atrazine, l'efficacité est de 50 pour cent. Les auteurs considèrent que le projet illustre le potentiel que représente l'aménagement de milieux humides pour le contrôle de la pollution diffuse. L'amélioration de la qualité de l'eau et de l'environnement en général est jugé impressionnant.

Une autre expérience du genre est en cours en Australie (White et al., 1994). En 1991, le Department of Water Resources a commencé la construction d'un milieu humide artificiel pour traiter les eaux de la rivière Belubula, à la sortie du réservoir Carcoar. L'eau du réservoir sert à l'irrigation et pour les fins domestiques. Les charges annuelles en

phosphore du réservoir Carcoar sont considérées parmi les plus élevées pour l'ensemble des réservoirs australiens. Les étangs sont dimensionnés pour recevoir un débit pouvant atteindre jusqu'à $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, pour un temps de rétention d'au moins une journée. Le débit moyen estival est égal ou inférieur à $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, 95 pour cent du temps. On espère atteindre une réduction du phosphore de 30 pour cent en moyenne sur une base annuelle, et de 60 pour cent durant la saison d'été.

Pour plus d'information concernant l'effet filtre de la végétation riveraine, on pourra aussi se référer à l'ouvrage de Muller (1994).

LA LARGEUR DES BANDES RIVERAINES

En règle générale, les largeurs recommandées par différents auteurs pour les bandes riveraines de protection peuvent varier d'une dizaine de mètres à un peu plus de 90 m selon le type de protection recherchée. Lorsqu'il est question de bande de 10 ou 15 m, c'est le plus souvent à titre de largeur minimale. Des largeurs variables peuvent aussi être utilisées pour tenir compte des conditions particulières d'un milieu donné.

D'après Xiang (1993), trois stratégies ont été développées par les agences gouvernementales américaines pour l'établissement de bandes riveraines. La première stratégie consiste à déterminer une largeur de bande minimale pour l'ensemble d'une région. La deuxième consiste à déterminer le minimum acceptable puis de l'élargir en fonction de la pente, des conditions du terrain et de la couverture au sol. Enfin, selon la troisième stratégie, il n'y a pas de minimum prévu et la largeur de la bande de protection est établie essentiellement à partir des conditions physiques du milieu. Cette dernière solution permet d'établir des bandes riveraines sur mesure en tenant compte des différences locales et régionales, des conditions physiques qui prévalent et du type d'activités qui s'exercent en milieu riverain.

Une stratégie basée sur l'établissement de bandes riveraines de largeurs variables est plus difficile d'application et de plus en plus de chercheurs élaborent des modèles mathématiques pour tenir compte de l'ensemble des variables nécessaires. Lowrance et Shirmohammadi (1985b) et Xiang (1993) ont développé de tels modèles; dans le cas de Xiang, le modèle est basé sur le temps de rétention des polluants à l'intérieur de la bande riveraine. Il existe aussi des systèmes d'informations géographiques (Geographic Information Systems) mettant en relation les informations relatives à l'utilisation des terres et les caractéristiques des habitats des macroinvertébrés dans les cours d'eau. Après avoir été informatisées et cartographiées, les informations en inventaire permettent d'évaluer les impacts d'un aménagement éventuel sur la qualité des habitats aquatiques; plusieurs scénarios sont possibles (Richard et Host, 1994).

Nonobstant les politiques proposées par les agences gouvernementales américaines pour l'établissement de bandes riveraines, il est toujours possible pour les gouvernements locaux d'adopter des réglementations plus contraignantes. Quelques cas sont présentés dans la suite du texte.

En Floride, la Suwannee River Water Management District, une agence régionale de réglementation, a fixé à 23 m (75 pi) la largeur minimale des bandes riveraines à maintenir de part et d'autre de la rivière Suwannee et ce, pour tous les types de développement. La largeur de la bande riveraine peut être augmentée jusqu'à 91,4 m

(300 pi) selon le type d'aménagement, la nature du sol et les conditions hydrologiques du milieu (Potts, 1989)

Dans l'état de Washington, selon Phinney et al. (1989), la réglementation des zones riveraines (riparian management zone) est quelque peu différente selon qu'on est dans l'ouest ou dans l'est de l'État afin de tenir compte des différences géographiques et autres. Dans l'ouest, la largeur de la bande de protection est établie en fonction de plusieurs facteurs notamment un usage significatif du cours d'eau par la faune ichtyologique; la largeur minimale de la bande de protection est fixée à 7,6 m et la largeur maximale à 30,5 m. L'épandage aérien des pesticides ne peut être effectué à moins de 15,2 m du cours d'eau. Dans l'est, une bande de 9,1 m doit être conservée dans le cas des coupes forestières partielles. Lorsqu'il s'agit de coupe de régénération, la bande de protection doit avoir une largeur moyenne de 15,2 m et une largeur minimale de 9,1 m.

En 1989, pour faire suite à une commande du Department of Environmental protection of the State of New-Jersey, un groupe de recherche multidisciplinaire de l'Université Rutgers a recommandé, entre autres, l'établissement de bandes de végétation riveraine (buffer strip) pour protéger les sources d'approvisionnement en eau potable. La largeur recommandée de la bande de protection peut varier de 15,2 à 91,4 m (50 à 300 p.) selon des paramètres préétablis. On souligne également que ces bandes de protection ne doivent pas être vues comme un substitut à l'imposition de meilleures pratiques agricoles (Nieswand, 1990).

La présence d'une bande riveraine intacte est essentielle pour prévenir de grandes variations dans les conditions environnementales. Moring et al. (1985) rapportent que les agences fédérales et les états américains qui ont adopté des politiques concernant les coupes forestières recommandent le maintien de bandes riveraines de 23 mètres de large de part et d'autre des cours d'eau. Plusieurs états utilisent aussi des incitatifs financiers pour encourager les agriculteurs à maintenir des bandes riveraines de protection.

Phillips (1989b) considère que le temps de rétention, c'est-à-dire la durée de temps que les polluants résident dans la bande riveraine, est un facteur important dans la capacité de la végétation riveraine à filtrer 90 pour cent des nitrates. L'efficacité de la bande riveraine dépend de sa largeur, de la longueur de la pente et son degré d'inclinaison, de la rugosité du sol et ses propriétés hydrologiques. Pour tenir compte d'une grande variété de conditions, Phillips suggère, pour la rivière Tar, en Caroline du Nord, des bandes de largeurs variables, allant de 15 à 80 mètres.

Depuis 1933, la Tennessee Valley Authority exerce un large contrôle sur les aménagements réalisés dans le bassin de la rivière Tennessee et ce, dans les 7 états américains traversés par ce cours d'eau: Virginie, Caroline du Nord, Kentucky, Tennessee, Géorgie, Alabama et Mississippi. Environ 20 000 acres de terres dans le bassin de la rivière ont été octroyés sous licence à des agriculteurs. En 1982, la Tennessee Valley Authority a implanté un programme prévoyant entre autres l'examen des terres cultivées par un

biologiste de la faune en vue d'y aménager des bandes riveraines pour la faune sauvage. Ces bandes riveraines doivent être constituées de végétation naturelle et avoir une largeur suffisante. Les pratiques culturelles peuvent également faire l'objet d'un examen (Field et Allen, 1985).

En Australie, le Department of Conservation and Environment est d'avis que les bandes de 5 à 10 mètres de large couramment utilisées pour contrôler l'érosion des rives sont insuffisantes et suggère plutôt des bandes de 20 à 30 mètres (Barling et al., 1994 in Muller, 1994).

Dans le sud de l'Angleterre, des lacs subissent l'eutrophisation par des apports de nutriments provenant des zones agricoles, et aussi des eaux usées. Une étude recommande l'établissement de bandes boisées d'au moins 15 m de large le long des tributaires (O'Sullivan, 1992).

En Suède, Vought et al. (1994) considèrent qu'une bande riveraine de 10 à 25 m de large est nécessaire pour obtenir une rétention maximale des nutriments. Ils estiment également que cette bande riveraine est davantage nécessaire le long des petits cours car les petits tributaires peuvent représenter, selon eux, jusqu'à 70 pour cent des apports d'eau dans les grandes rivières.

Ici au Québec, la Direction de la faune et des habitats (annexe A) fait état d'une étude menée par Vought, Lacoursière et Voelz (1991) qui démontre qu'une bande de protection doit mesurer au moins 10 mètres de large pour avoir un effet sur la qualité de l'eau. Il serait cependant utopique de penser qu'une telle bande aura une grande valeur si on n'empêche pas les animaux de ferme d'y avoir accès, ainsi qu'au cours d'eau, en exigeant des clôtures en bordure de celle-ci.

Castelle et al. (1994) constatent que la largeur des bandes riveraines est le plus souvent établie à partir de considérations politiques plutôt que scientifiques et en conséquence, les largeurs retenues sont souvent insuffisantes pour assurer la protection des ressources aquatiques. Ils ont effectué une revue de la littérature pour identifier sur une base scientifique les utilités ou fonctions des bandes riveraines. L'étude confirme la nécessité des bandes de protection; les largeurs recommandées par différents auteurs varient selon les conditions du milieu et la fonction qui sera spécifiquement dévolue à la bande riveraine. Ces largeurs peuvent varier, selon le cas, entre 3 et 200 mètres.

À partir de cette recherche, Castelle et al. concluent que des bandes riveraines d'une largeur minimale de 15 à 30 mètres sont nécessaires dans la plupart des cas pour protéger les cours d'eau. Le tableau de la figure 1 montrent l'étendue des bandes riveraines qui peuvent être requises selon différents auteurs pour assurer certaines fonctions spécifiques de la bande riveraine: minimiser le réchauffement de l'eau, piéger les sédiments, filtrer les nutriments (pollution diffuse) et assurer la diversité des espèces animales et végétales.

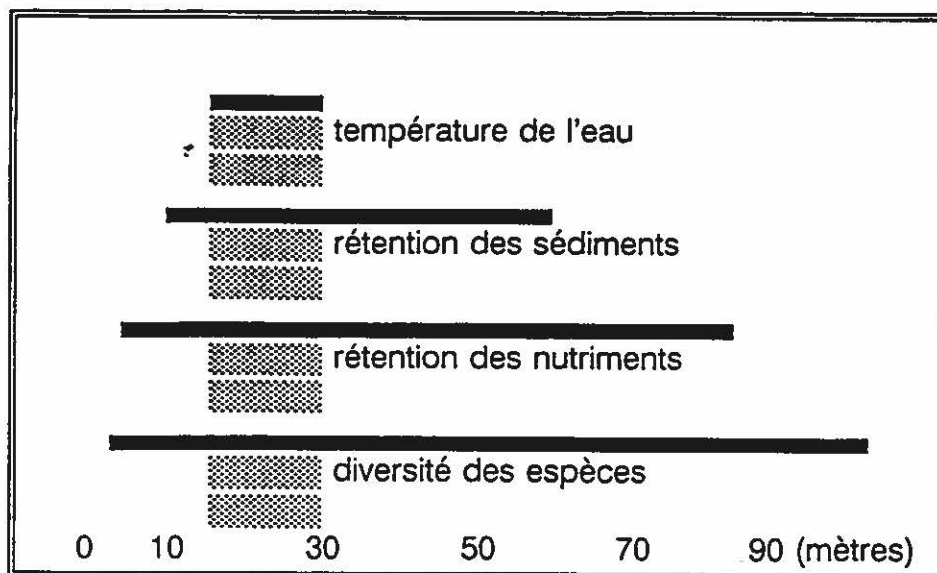


Figure 1: Étendue des largeurs de bandes riveraines requises pour assurer certaines fonctions spécifiques; (adapté de Castelle et al., 1994).

▨ minimum recommandé (15-30 m)

L'APPLICATION DES BANDES RIVERAINES EN MILIEU AGRICOLE

Des changements dans les pratiques culturales permettront de diminuer la dégradation des sols par érosion éolienne ou hydrique mais l'amélioration des pratiques culturales ne pourra à elle seule permettre un plein contrôle des phénomènes d'érosion. Aux États-Unis, une expérience effectuée par Prato et Brusven (1988 in Delong et Brusven, 1991) a démontré que l'application de meilleures pratiques agricoles, incluant la diminution des labours, a permis d'améliorer la qualité de l'eau en réduisant les pertes de sols par érosion à 22 tonnes métriques par hectare par année sans pour autant affecter les revenus de la ferme. La réduction des pertes de sols à 11 tonnes métriques par hectare par année améliore encore davantage la qualité de l'eau mais le revenu net de la ferme est aussi diminué considérablement.

Pour l'agriculture, l'impact du maintien d'une bande de protection riveraine a trait pour l'essentiel à la perte d'espaces cultivables. Selon Gratton (1989), il ne faut pas craindre l'envahissement des terres en culture par la végétation riveraine. Au contraire, la propagation des espèces ligneuses est en général beaucoup moins rapide que celle des espèces herbacées qui sont actuellement couramment utilisées dans la stabilisation des berges. Par ailleurs, le labour des terres aura tôt fait de limiter leur expansion, même si elles ont la capacité de drageonner ou de marcotter.

L'élargissement de la bande riveraine irait même à l'encontre d'une pratique qui se dessine présentement en milieu agricole et qui consisterait à canaliser les petits cours d'eau dans des conduites souterraines de manière à pouvoir convertir à des fins agricoles le terrain ainsi récupéré. L'enfouissement de cours d'eau a été largement pratiqué en Suisse il y a plusieurs décennies, avec toutes sortes de conséquence sur le réseau hydrique. Aujourd'hui, une loi fédérale de l'état helvétique interdit la canalisation souterraine des cours d'eau. Qui plus est, on procède de nos jours à l'opération inverse en ramenant à la surface, à grands coûts, des cours d'eau enfouis depuis 40 ou 50 ans².

Pour Bernard (1990, in Giroux et Tran, 1993), toutes les mesures connues de contrôle de l'érosion telles les rotations, les couvertures végétales, les façons culturales, les bandes riveraines vont aider à la rétention du phosphore du sol et celui des engrais. L'aménagement de bandes riveraines de protection peut également produire des avantages économiques et environnementaux lorsqu'il est intégré à la gestion de l'eau par bassin. La réduction à la source de la pollution diffuse par l'aménagement de bandes riveraines est plus économique qu'un traitement d'épuration conventionnel. À ce sujet, Corbett et

² Communication personnelle de monsieur Bernard Lachat lors d'un colloque à Montréal, les 2 et 3 novembre 1994.

Lynch (1985) sont d'avis que le concept de protection à la source au moyen d'une bande riveraine est la première ligne de défense pour une source d'eau potable.

En 1982, le Conseil consultatif de l'environnement proposait une Politique d'encadrement forestier des lacs et cours d'eau du Québec. Dans son avis, le Conseil recommandait, pour le milieu agricole, un encadrement immédiat naturel soit de 10 m de large (pente inférieure à 30 pour cent), soit de 15 m (pente supérieure à 30 pour cent) pour tout plan d'eau naturel et permanent.

Au Québec, environ 50,000 km de cours d'eau ont été reprofilés à des fins de drainage agricole et certains bassins versants, grands et petits, ont eu plus de 80 pour cent des tributaires du cours d'eau principal aménagés de cette façon (MENVIQ, 1988). On estime à 550 000 hectares la superficie totale drainée par voie souterraine actuellement, ce qui laisserait encore 900 000 hectares de terres agricoles requérant cette technique de drainage (Gallichand et al., 1993). Ce drainage intensif a eu pour effet de rendre intermittent des cours d'eau dont l'écoulement était jusqu'alors permanent. Pour cette raison, le caractère permanent ou non de l'écoulement ne devrait pas constituer un facteur déterminant pour l'application d'une bande riveraine de protection ou son élargissement; ce facteur de détermination devrait plutôt être fondée uniquement sur la superficie du bassin de drainage, peut importe que le drainage soit en surface ou souterrain.

Par ailleurs, en milieu agricole, les petits cours d'eau et les fossés adjacents aux champs occupent une position stratégique; ils drainent des eaux chargées de nutriments, d'engrais et de pesticides. Pour être efficaces, les bandes riveraines de protection devraient par conséquent être implantées le plus en amont possible, y compris le long de ces petits cours d'eau et fossés adjacents aux champs. Autrement, on risque de court-circuiter les bandes de protection qui seraient implantées le long des rivières situées en aval. L'efficacité des bandes riveraines en ce qui concerne la filtration des polluants agricoles serait à toute fin pratique compromise.

Une autre variante pourrait consister à utiliser la «technologie» des milieux humides combinée avec des bandes riveraines moins larges pour les petits bassins de drainage. Constatant que des quantités importantes d'eau et de nutriments peuvent court-circuiter les bandes riveraines selon la disposition des labours, Osborne et Kovacic (1993) ont repris à leur compte l'idée d'aménager des marais artificiels pour filtrer l'eau provenant des terres agricoles, qu'elle soit drainée en surface ou dans des conduites souterraines. Actuellement, l'eau drainée par voie souterraine court-circuite déjà les bandes riveraines et aucun effet-filtre ne peut alors intervenir au niveau de la végétation. Un marais artificiel bien conçu opère en principe de la même façon qu'un milieu humide naturel pour ce qui est de la rétention des nutriments.

Chescheir et al. (1988) ont réalisé deux expériences de ce genre à Laurel Bay et Northwest Fork, en Caroline du Nord. Dans les deux cas, l'expérience consistait à

pomper l'eau provenant des terres en culture dans des marais filtrants aménagés à cette fin. Les résultats confirment que les marais filtrants réduisent de façon significative les concentrations des sédiments et des nutriments: l'efficacité de la rétention est estimée à 79 pour cent pour l'azote Kjeldahl, à 82 pour cent pour les nitrates, à 81 pour cent pour le phosphore et à 92 pour cent pour les sédiments. Dans le chapitre consacré à l'effet filtre de la végétation riveraine, nous avons signalé deux autres expériences en cours aux États-Unis (Kadlec et Hey, 1994) et en Australie (White et al., 1994), où des milieux humides sont aménagés pour contrôler la pollution diffuse.

Par conséquent, pour atténuer l'impact des bandes riveraines de protection en milieu agricole, il pourrait être approprié de déterminer une catégorie de petits cours d'eau ou fossés servant essentiellement au drainage des champs pour lesquels la bande riveraine de protection serait moins large, à condition d'aménager des marais artificiels pour filtrer l'eau de drainage avant son rejet dans les ruisseaux, rivières et lacs, où des bandes riveraines plus larges seraient implantées. Ces marais filtrants auraient le mérite de concilier les impératifs de la production agricole et la nécessité de protéger les réseaux hydriques.

Il n'entre pas dans le cadre de la présente étude de déterminer l'ordre de grandeur du bassin de drainage à considérer pour l'application de bandes riveraines moins larges, combinées à l'implantation de marais filtrants. Toutefois, considérant que la santé des rivières et lacs commence dans leurs plus petits tributaires, la superficie du bassin devrait être assez faible, sans doute au niveau d'un ou de quelques lots, en gardant à l'esprit que des petits bassins sont plus faciles à gérer. Ces marais pourraient même être aménagés longitudinalement, c'est-à-dire à même le lit des fossés de drainage, pour assurer un temps de rétention maximal de l'eau à l'intérieur du marais. Phillips (1989b) considère que le temps de résidence est en effet un facteur important dans la capacité de la végétation à filtrer les polluants. Jansson et al. (1994) pensent eux aussi que le temps de rétention est le facteur le plus critique pour l'enlèvement des nitrates; en Suède d'après eux, c'est le temps de rétention trop court pendant les crues qui limite l'efficacité des marais filtrants durant la saison hivernale. Pour Kadlec et Hey (1994), le taux de charge hydraulique serait un facteur très important pour la rétention des nitrates et des herbicides mais pas important dans le cas des sédiments.

Selon l'agronome Pierre-Louis Landry (1994), le principe de base d'un bassin filtrant consiste à favoriser la distribution de l'eau polluée à travers une série de plantes filtrantes. Les plantes flottantes comme la lentille d'eau favorisent la dénitrification: les nitrates se transforment en nitrites qui se transforment à leur tour en azote gazeux. De leur côté, les plantes submergées favorisent la volatilisation de l'ammoniac, la précipitation chimique des phosphates et la minéralisation de la matière organique encore présente dans l'eau.

Landry (1994) définit ainsi les règles de conception d'un bassin de filtration biologique: le bassin, de forme rectangulaire, doit être au moins dix fois plus long que large et la superficie de la zone filtrante doit être suffisante pour le volume d'eau à filtrer. Par

exemple, pour un débit d'un litre par minute à épurer avec des plantes émergées, une superficie filtrante d'au moins un mètre carré serait nécessaire. Landry ajoute que l'épuration de l'eau par les plantes en croissance s'avère plus efficace qu'avec des plantes matures et il cite l'exemple de la lentille d'eau, une petite plante flottante, qui se développe très rapidement lorsque la température de l'eau atteint ou dépasse les 20°C. Blake, cité par Landry, affirme qu'on pourrait ainsi récolter en lentilles d'eau jusqu'à 2800 kg/ha par mois de matière sèche, soit 185 kg d'azote, 60 kg de phosphore et 65 kg de potassium.

Pour Weisner et al. (1994), l'efficacité d'un marais filtrant en ce qui concerne l'enlèvement des nitrates dépend de la dénitrification. À cet égard, les plantes hydrophytes augmentent l'efficacité du marais en fournissant le carbone organique nécessaire à la dénitrification bactérienne. Les plantes émergentes fournissent plus de carbone organique que les plantes submergées, mais celles-ci le font de manière et à des moments différents. D'autre part, les plantes submergées fournissent une plus grande surface de contact à l'intérieur de la colonne d'eau pour les éphytes³, offrant ainsi un meilleur support aux bactéries nécessaires à la dénitrification bactérienne. Par conséquent, lors de l'aménagement d'un marais filtrant, ils suggèrent de faire alterner des zones d'eau profondes et des zones d'eau peu profondes de manière à ce que l'eau polluée puisse traverser, en succession, des bandes de plantes émergentes et des bandes de plantes submergées. Une combinaison de plantes submergées et de plantes émergentes, grâce aux processus d'oxydo-réduction, favorise le couplage nitrification-dénitrification lorsque l'azote est sous la forme ammonium (NH₄N). Par ailleurs, pour des raisons d'efficacité et de coûts, Fleischer et al. (1994) recommandent que les marais filtrants soit de préférence localisés près des sites d'épandage.

Éventuellement, il restera à définir les dimensions, le type de construction et le mode d'opération de ces marais artificiels, en tenant compte notamment de la superficie du bassin versant à traiter ainsi que des quantités et du type de polluants susceptibles de transiter à travers le marais filtrant. L'efficacité épuratoire d'un marais fait appel à plusieurs phénomènes différents qui sont plus ou moins complexes, selon le type de contaminant visé, de sorte que plusieurs critères doivent être considérés pour en faire l'évaluation. Mentionnons, entre autres, le taux de charge hydraulique superficiel, le temps de rétention, le régime d'écoulement (sous la surface, en surface, hauteur d'eau, cheminement préférentiel), le type de média ou de sol, le type de plantes, la litière accumulés (Benoît Bernier, Service de l'assainissement des eaux et traitement des eaux de consommation, MEF, communication interne).

Dans «Wetlands in danger», David J. Bellamy (Beazley, 1993) s'attarde à la valeur économique des milieux humides en ce qui concerne leur capacité épuratoire. Selon lui, il a été calculé qu'un hectare (2,5 acres) de milieu humide en zone à marée équivaut à

³ Végétaux qui croissent sur d'autres plantes sans en tirer leur nourriture.

une usine d'épuration de type tertiaire valant 123 000 \$ U.S., soit environ 175 000 dollars canadiens au taux de change actuel⁴. Les conditions étant toutefois très différentes ici, notamment à cause des facteurs climatiques, il faut éviter de prendre ces chiffres de façon absolue; ils sont cependant révélateurs quand à la valeur des milieux humides pour l'épuration des eaux.

⁴ 1,425 \$ CAN. pour 1 \$ U.S., Banque nationale, 9 janvier 1995.

CONCLUSION

De façon générale, la littérature reconnaît à la végétation riveraine un rôle très important pour le maintien des habitats fauniques et la protection de la qualité de l'eau dans les lacs et cours d'eau. Lorsqu'ils recommandent l'établissement de bandes de protection en milieu riverain, la plupart des auteurs consultés proposent des largeurs assez importantes, pouvant atteindre jusqu'à 100 mètres. Il n'y a pas de largeur optimale pour les bandes riveraines puisque leur efficacité dépend des conditions du milieu, du type de sol et ses propriétés hydrologiques, du degré de pente, de la qualité du couvert végétal existant, des espèces fauniques présentes, du type de polluants susceptibles de s'y retrouver, etc. Plutôt que de proposer une largeur optimale, les auteurs recommandent des largeurs minimales pour assurer un minimum de protection des milieux riverain et hydrique; selon Castelle et al. (1994), les largeurs minimales les plus souvent recommandées se situent entre 15 et 30 mètres.

Des bandes riveraines assez larges sont nécessaires pour protéger et sauvegarder les habitats fauniques, assurer la diversité des espèces végétales et animales, stabiliser les rives et contrôler l'érosion, diminuer la charge sédimentaire des plans d'eau et réduire les phénomènes de sédimentation, prévenir le réchauffement excessif de l'eau en créant de l'ombrage et enfin minimiser la contamination des lacs et cours d'eau par les nutriments, les fertilisants et les pesticides. Les bandes riveraines servent donc de zones tampons entre le milieu aquatique et les activités humaines. Étant donné le grand nombre de facteurs à considérer, il est difficile de quantifier le gain environnemental associé à la bande de protection riveraine. Les paramètres à considérer seront différents selon qu'on veuille mesurer l'impact sur les habitats, la faune, la flore, la stabilisation, la température de l'eau, la sédimentation, le contrôle de la pollution diffuse, etc.

L'importance des bandes de végétation riveraines ne doit pas nous étonner; c'est plutôt le contraire qui serait surprenant. La présence de végétation herbacée, arbustive et arborescente fait partie des phénomènes naturels; une grande variété d'espèces animales et végétales se sont adaptées aux milieux riverains, y ont trouvé leur place, leur niche écologique. La végétation riveraine joue à cet égard un rôle essentiel dans le maintien de l'équilibre écologique. En conséquence, le maintien ou l'élargissement de la bande de protection en milieu agricole comporte essentiellement des avantages au plan écologique.

Toutefois, en ce qui concerne la contamination de l'eau par la pollution diffuse d'origine agricole, la bande riveraine de protection ne produira pas les effets attendus si l'on ne tient pas compte du drainage souterrain ainsi que des voies d'eau et fossés qui drainent les champs. Les canalisations souterraines et les fossés ont pour effet de court-circuiter les bandes riveraines et aucun effet filtrant ne peut alors intervenir. Plus l'eau polluée

transite par ces fossés et ces canalisations souterraines, moins les bandes riveraines sont efficaces.

L'aménagement de marais filtrants à même le lit des fossés ou des petits cours d'eau et en aval des canalisations souterraines, permettrait la filtration de la pollution diffuse agricole avant que l'eau de drainage ne soit rejetée dans les ruisseaux, rivières et lacs. Pour éviter d'avoir à aménager des ouvrages d'envergure, ces marais filtrants pourraient être dimensionnés pour des bassins versants assez petits, sans doute de la taille d'un ou de quelques lots, en tenant compte des charges polluantes. À l'intérieur de ces bassins versants, la largeur des bandes riveraines pourrait varier en tenant compte de l'efficacité des marais filtrants. Ainsi, les cours d'eau situés en amont des aménagements pourraient en partie être soustraits à l'exigence de maintenir une bande de protection plus large que 3 m.

Les marais filtrants, et encore moins les bandes riveraines, ne doivent d'aucune façon être considérés comme des substituts à l'amélioration des pratiques agricoles. Une bande riveraine même de 10 m de large reste d'ailleurs en deçà des largeurs minimales les plus souvent recommandées. Par conséquent, au plan environnemental, une bande de 10 m ne pourra être acceptable que dans la mesure où elle est accompagnée de meilleures pratiques culturales minimisant l'apport de nutriments, sédiments et contaminants dans les plans d'eau. Quant aux marais filtrants, ils ont principalement pour fonction de compenser le fait que les bandes riveraines sont court-circuitées par les fossés sans bande riveraine et par les canalisations souterraines. À défaut de marais filtrants, il deviendra donc nécessaire de considérer aussi l'implantation d'une bande riveraine importante le long des petits fossés adjacents aux champs, étant donné la position stratégique qu'ils occupent, en plus de revoir la conception des canalisations souterraines de façon à minimiser l'impact qu'elles peuvent avoir sur la qualité de l'eau.

En conclusion, une bande riveraine assez large est essentielle pour assurer une protection minimale des cours d'eau et des habitats riverains. Par contre, l'aménagement de marais filtrants pourrait permettre la réduction de la largeur de la bande riveraine pour les petits cours d'eau ou fossés en amont. Pour atteindre une plus grande efficacité, l'aménagement de bandes riveraines et de marais filtrants devrait faire partie intégrante des nouvelles pratiques culturales qui devront être mises en place pour réduire la pollution diffuse agricole.

Annexe A: LE POINT DE VUE DE LA DIRECTION DE LA FAUNE ET DES HABITATS

L'élargissement de 3 à 10 mètres de la bande de protection riveraine aura des effets bénéfiques tant pour la faune que pour l'environnement. Dans un premier temps, elle favorisera l'implantation d'une plus grande diversité d'espèces végétales permettant ainsi d'obtenir une plus grande diversité dans la physionomie de l'habitat. Par leur système racinaire, les espèces formant les strates arbustives et arborescentes viendront augmenter la stabilité du sol et ainsi contribuer à stabiliser les rives et le lit du cours d'eau. Cette augmentation globale de stabilité viendra réduire l'arrachement au niveau des rives et conséquemment la quantité de matières en suspension (MES) présente dans les cours d'eau, tout en diminuant les modifications au niveau du substrat entraînant le colmatage des frayères.

La diversification de la physionomie de l'habitat permettra d'augmenter la diversité de la faune présente. La faune avienne et plus particulièrement les passereaux, y trouveront un bon couvert de nidification, d'abri et de nourriture, tout comme les autres représentants de la petite faune en générale. La grande faune tout en y trouvant nourriture, s'en servira comme corridor de déplacement. Ces corridors ainsi formés, permettront d'éviter l'isolement de certains milieux et en raison de la nouvelle mosaïque qui sera formée, serviront aussi de couvert de fuite.

Lorsque les strates arbustives et arborescentes seront bien implantées, elles agiront comme régulateur de la température du cours d'eau. De plus, les arbres et arbustes, par leurs feuilles qui tombent dans les cours d'eau, augmenteront l'apport en nourriture par les insectes qu'elles y entraîneront. Selon Connors et Naiman (1983), la chute des feuilles représente au Québec entre 10 et 85 pour cent de l'apport en carbone organique du cours d'eau selon que ce soit un grand ou un petit cours d'eau. Sur le sol de la bande, lorsqu'elles seront tombées, les feuilles permettront à l'eau de ruisseler, diminuant ainsi l'érosion.

Par rapport à la prédation, on sait que les bandes étroites de protection (lorsqu'il y en a) que nous avons aujourd'hui, favorisent une certaine concentration des prédateurs, ce qui réduit les chances de survie des espèces qui tentent de s'y reproduire. En élargissant ces bandes, nous pouvons supposer qu'il sera possible de diminuer ce phénomène.

En ce qui concerne la largeur des bandes, une étude menée par Vought, Lacoursière et Voelz (1991) démontre qu'une bande de protection doit mesurer au moins 10 mètres pour avoir un effet sur la qualité de l'eau.

Il serait cependant utopique de penser qu'une telle bande aura une grande valeur si on n'empêche pas les animaux de ferme d'y avoir accès, ainsi qu'au cours d'eau, en exigeant des clôtures en bordure de celle-ci.

Richard Chatelain, directeur
10 septembre 1994

Annexe B: LE POINT DE VUE DE LA DIRECTION DE LA CONSERVATION ET
DU PATRIMOINE ÉCOLOGIQUE

Près de la moitié des plantes menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées au Québec sont associées aux milieux humides ou riverains (Lavoie, 1992). Cette flore, pour se maintenir, bénéficie davantage d'une bande riveraine de 10 mètres plutôt que 3 mètres. Cependant, nos informations ne sont pas tellement précises à ce sujet.

Par ailleurs, en zone agricole, le problème majeur du maintien d'une certaine biodiversité naturelle réside dans la grande fragmentation des milieux boisés. Il s'agit d'une des causes premières de la perte de biodiversité. Deux solutions doivent être recherchées pour contrer cette perte: a) un maintien de boisés isolés de qualité même sous exploitation ou aménagement et b) des corridors de verdure reliant ces divers boisés isolés. Or, c'est ici qu'une bande boisée de 10 mètres joue toute sa diversité de fonctions: zone d'abri, de croissance et de nourriture pour diverses formes de vie végétale et animale; zone de circulation d'une aire boisée à une autre (couvert de fuite, couvert de protection, etc.). Une zone de protection de 3 mètres ne peut supporter suffisamment d'arbres et les arbustes alors présents rempliront difficilement les fonctions mentionnées plus haut. Tout au plus, jouent-elles alors qu'un rôle sur la protection de certains paramètres de la qualité de l'eau.

Dans le cadre d'une utilisation plus polyvalente du milieu agricole, dans le but d'assurer à une ferme ou à une exploitation agricole une diversité de fonctions: boisés de ferme, récréation, chasse, pêche, exploitation forestière; dans l'idée de s'assurer que la ferme sera plus productive à long terme: brise-vents, contrôle de l'érosion et de la perte de sol minéral,...; une bande riveraine de 10 mètres des principaux cours d'eau permanents constitue un investissement essentiel. La réduction de cette bande à 3 mètres empêche la réalisation de toutes les fonctions et avantages mentionnés plus haut.

Léopold Gaudreau, directeur
16 janvier 1995

BIBLIOGRAPHIE

- AHOLA, Helena, 1990. **Vegetated buffer zone examinations on the Vantaa river basin.** Aqua fennica AQFEDI, vol. 20, no. 1, p. 65-69
- ANONYME, 1985. **Régime de protection des rives des cours d'eau et des lacs en milieux agricole et forestier.** Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, ministère de l'Environnement, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 22 p.
- BARROIN, Guy, 1990. **La pollution des eaux par les phosphates.** La Recherche, no. 221, mai, p. 620-627
- BEAZLEY, Mitchell in association with IUCN - The world conservation Union, 1993. **Wetlands in danger.** A Mitchell Beazley world conservation atlas. Reed international books limited, 187 p.
- BEAUCHESNE, Patrick, 1991. **Effets de la largeur de la bande riveraine de protection sur l'abondance et la diversité de la faune dans la sapinière boréale.** Mémoire présenté pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.). École des gradués Université Laval.
- BIOTEC. **Les méthodes naturelles d'épuration des eaux usées - descriptif succinct et rôles de divers systèmes.** Annexe A, avant-projet, station d'épuration naturelle de Montavon, Suisse, octobre 1990.
- BRENNER, Fred J., James J. MONDOK et Robert J. McDONALD, jr., 1991. **Impact of riparian areas and land use on four non-point source pollution parameters in Pennsylvania.** Journal of the Pennsylvania Academy of Science, vol. 65, no 2, novembre, p. 65-78
- BRYANT, Larry D., 1985. **Livestock management in the riparian ecosystem.** Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 285-289
- CASTELLE, A.J., A.W. JOHNSON et . CONOLLY, 1994. **Wetland and stream buffur size requirements- A review.** Journal of Environmental Quality, vol. 23, no. 5, septembre-octobre, p. 878-882
- CEBALLOS-G, Gerardo, 1985. **The importance of riparian habitats for the conservation of endangered mammals in Mexico.** Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 96-100
- CHESCHEIR, G.M., R.W. SKAGGS, J.W. GILLIAM et R.G. BROADHEAD, 1988. **Wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage water.** Coastal water resources. Proceedings of a symposium held in Wilmington, North Carolina. American water resources association, Bethesda, Maryland, p. 255-263
- Conseil consultatif de l'environnement, 1982. **Politique d'encadrement forestier des lacs et cours d'eau du Québec.** Gouvernement du Québec, 195 p.
- Conseil des productions végétales du Québec (C.P.V.Q.) et collectif. **Les haies brise-vent. 6- Implantation de végétaux ligneux en bordure des cours d'eau en milieu agricole.**

- Conseil des productions végétales du Québec (C.P.V.Q.) et collectif. **Les brise-vent. L'implantation d'un brise-vent naturel.**
- COOPER, C.M., 1993. **Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems - A review.** Journal of Environmental Quality, vol. 22, juillet-septembre, p. 402-408
- CORBETT, Edward S. et James A. LYNCH, 1985. **Management of streamside zones on municipal watersheds.** Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 187-190
- CROONQUIST, Mary Jo et Robert P. BROOKS, 1993. **Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors.** Journal of soil and water conservation, janvier-février, p. 65-70
- CROSS, Stephen P., 1985. **Responses of small mammals to forest riparian perturbations.** Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 269-275
- DARMENDRAIL, D., 1988. **Processus biochimiques susceptibles d'être impliqués dans l'effet filtre des berges lors de l'alimentation des nappes par les cours d'eau.** Hydrogéologie, numéro 3, p. 187-195
- DEBANO, Leonard F. et Larry J. Schmidt (1989). **Interrelationship between watershed condition and health of riparian areas in southwestern United States.** Practical approaches to riparian resource management: an educational workshop. American fisheries society, Bethesda, p. 45-52
- DELONG, Micheal D. et Merlyn A. BRUSVEN, 1991. **Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution.** Environmental management, vol. 15, no. 4, p. 565-571.
- De PLOEY, Jan, 1990. **La conservation des sols.** La Recherche, supplément au no. 227, décembre p. 38-45.
- DÉRY, Gaston et André Plamondon, 1980. **L'exploitation forestière et le degré de protection du milieu aquatique.** De toute urgence, vol. XI, no. 3, décembre, p. 255-263
- DIAMOND, R.S. et D.J. NILSON, 1988. **Buffer delineation method for coastal wetlands in New Jersey.** Coastal water resources. Proceedings of a symposium held in Wilmington, North Carolina. American water resources association, Bethesda, Maryland, p. 771-783.
- DILLAHA, T.A., (1989). **Water quality impacts of vegetative filter strips.** ASAE/CSAE paper no. 89-2043, American society of agricultural engineers, St-Joseph, Michigan, 9 p.
- DICKSON, James G., 1989. **Streamside zones and wildlife in southern U.S. forests.** Practical approaches to riparian resource management: an educational workshop. American fisheries society, Bethesda, p. 131-133
- DUCHESNE, Raymond-Marie, 1993. **Phytoprotection et milieu: préoccupations et approches nouvelles.** Conseil des productions végétales du Québec, cahier de conférences, colloque sur la gestion de l'eau, 20-21 avril, p. 155-168

- DUMANSKI, J., D.R. COOTE, G. LUCIUK et C. LOK, 1986. **Soil conservation in Canada**. Journal of soil and water conservation, juillet-août, p. 204-210
- DUSSART, Bernard, 1979. **Principes et applications de l'écologie, 1-Concepts de base**. Librairie Vuibert, Paris, 64 p.
- ÉMOND, Carol, 1993. **Environnement et milieu agricole d'hier à demain**. Conseil des productions végétales du Québec, cahier de conférences, colloque sur la gestion de l'eau, 20-21 avril, p. 105-113.
- FIELD, Ronald J. et Roosevelt T. ALLEN, 1985. **Development and management of riparian wildlife habitat by the Tennessee Valley Authority**. Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 265-268.
- FLEISCHER, Siegfried, Arne GUSTAFSON, Arne JOELSSON, Joakim PANSAR et Lars STIBE, 1994. **Nitrogen removal in created ponds**. Ambio, vol. 23, no. 6, septembre, p. 349-357
- GALLICHAND, Jacques, Richard LAROCHE, Yvon BROCHU et Denis NAUD, 1993. **Les orientations en matière d'aménagement hydro-agricole**. Conseil des productions végétales du Québec, cahier de conférences, colloque sur la gestion de l'eau, 20-21 avril, p. 169-182.
- GANGBAZO, G., D. CLUIS et C. BERNARD, 1994. **Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant**. Sciences et techniques de l'eau, vol. 27, no. 2, mai, p. 33-39
- GILLIAM, J.W., 1994. **Riparian wetlands and water quality**. Journal of Environmental Quality, vol. 23, no. 5, septembre-octobre, p. 896-900
- GIROUX, Marcel et Thi Sen TRAN, 1993. **La fertilisation rationnelle des cultures**. Conseil des productions végétales du Québec, cahier de conférences, colloque sur la gestion de l'eau, 20-21 avril, p. 117-133.
- GRATTON, Louise, 1989. **L'utilisation des plantes ligneuses dans la stabilisation des berges en milieu agricole**. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 61p.
- GREEN, Douglas M. et J. Boone KAUFFMAN, 1989. **Nutrient cycling at the land-water interface: the importance of the riparian zone**. Practical approaches to riparian resource management: an educational workshop. American fisheries society, Bethesda, p. 61-68
- GREGORY, Stanley V., Frederick J. SWANSON, W. Arthur McKEE et Kenneth CUMMINS, 1991. **An ecosystem perspective of riparian zones**. BioScience, vol. 4, no. 8, septembre, p. 540-551
- HAYCOCK, N.E. et G. PINAY, 1993. **Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter**. Journal of Environmental Quality, vol. 22, avril-juin, p. 273-278
- HAYCOCK, Nick E., Gilles PINAY et Charles WALKER, 1993. **Nitrogen retention in river corridors: european perspective**. Ambio, vol. 22, no. 6, septembre, p. 340-346
- HEEDE, Burchard H., 1985. **Interactions between streamside vegetation and stream dynamics**. Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril.

- JANSSON, Mats, Rune Andersson, Hans Berggren et Lars Leonardson, 1994. **Wetlands and lakes as nitrogen traps**. *Ambio*, vol. 23, no. 6, septembre, p. 320-325
- KADLEC, R.H. et D.L. HEY, 1994. **Constructed wetlands for river water quality improvement**. *Water Science and Technology*, vol. 29, no. 5, p. 159-168
- KELLER, Edward, G. Mathias KONDOLF et D.J. HAGERTY, 1990. **Groundwater and fluvial processes; selected observations**. *Groundwater Geomorphology: the role of subsurface water in earth-surface processes and landforms*. Geological Society of America, special paper 252, Colorado, p. 319-340
- KNAUR, N. et U. MANDER, 1989. **Studies on the filtration effect of differently vegetated buffer stripes along inland waters in Schleswig-Holstein West Germany 1. information filtration of nitrogen and phosphorus**. *Zeitschrift fur kulturtechnik und landentwicklung*, vol. 30, no. 6, p. 365-376
- KRUEGER, Henry O. et Stanley H. ANDERSON, 1985. **The use of cattle as a management tool for wildlife in shrub-willow riparian systems**. *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses*. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 300-304
- LABEYRIE, Jacques, 1985. **L'homme et le climat**. Éditions Denoël. 281 p.
- LACHAT, Bernard, 1991a. **Le cours d'eau - Conservation, entretien et aménagement**. Conseil de l'Europe, Service de l'édition et de la documentation, Strasbourg, 83 p.
- LACHAT, Bernard, 1991b. **Hydroécologie et génie biologique. Les fondements de l'aménagement des cours d'eau**. *Ingénieurs et architectes suisses*, no. 24, 13 novembre, p. 503-510
- LACOURSIÈRE, Richard, 1985. **Des arbres brise-vent**. *Forêt conservation*, septembre, p. 25, 26, 27 et 31
- LANDRY, Pierre-Louis, 1994. **L'épuration des eaux par les végétaux**. *Agriculture*, volume 51, numéro 3, décembre, p. 7-10
- LAVOIE, Guido, 1992. **Les plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec**. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, SP00014, 180 p.
- LAVOIE, Marcel, 1994. **Un brise-vent mais pas tout seul**. *L'arbre en ville et à la campagne*. Actes du Colloque sur les pratiques de végétalisation. Jardin botanique de Montréal, 2 et 3 novembre, p. 141-149
- LÉOPOLD, Luna et W. Langbein, 1978. **Les méandres des rivières**. *Pour la Science*, édition française de Scientific American. Les phénomènes naturels, bibliothèque Pour la Science, diffusion Bélin, Paris, p. 78-88
- LOWRANCE, R. Richard, Robert L. TODD et Loris W. ASMUSSEN, 1984a. **Nutrient cycling in an agricultural watershed: 1. Phreatic movement**. *Journal of Environmental Quality*, vol. 13, no. 1, p. 22-27.

- LOWRANCE, Richard, Robert TODD, Joseph FAIL, jr., Ole HENDRICKSON, jr. Ralph LEONARD et Loris ASMUSSEN, 1984b. **Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds.** *BioScience*, vol. 34, no. 6, p. 374-377.
- LOWRANCE, Richard, Ralph LEONARD et Joseph SHERIDAN, 1985a. **Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution.** *Journal of soil and water conservation*, janvier-février, p. 87-91.
- LOWRANCE, Richard et Adel SHIRMOHAMMADI, 1985b. **REM: A model for Riparian Ecosystem Management in agricultural watersheds.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril*, p. 237-240.
- MENVIQ, 1988. **L'environnement au Québec - Un premier bilan - Document technique.** Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 431 p.
- MICHAEL, J.L. et D.G. NEARY, 1993. **Herbicide dissipation studies in southern forest ecosystems.** *Environmental toxicology and chemistry*, vol. 12, no. 3, mars, p. 405-410
- MORING, John R., Greg C. GARMAN et Dennis M. MULLEN, 1985. **The value of riparian zones for protecting aquatic systems: general concerns and recent studies in Maine.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril*, p. 315-319
- MULLER, Caroline, 1994. **Guide méthodologique de l'entretien des cours d'eau.** Institut national de la recherche scientifique du Québec. Diren Alsace, Service de l'Eau et des Milieux aquatiques, 110p.
- MURPHY, Brian D. et Charles L. Phillips, 1989. **Mitigation measures recommended in Connecticut to protect stream and riparian resources from suburban development.** *Practical approaches to riparian resource management: an educational workshop. American fisheries society, Bethesda*, p. 35-39.
- NABHAN, Gary Paul, 1985. **Riparian vegetation and indigenous southwestern agriculture: control of erosion, pests, and microclimate.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril*, p. 232-236
- NIESWAND, George H., Robert M. HORDON, Theodore B. SHELTON, Budd B. CHAVOOSHIAN et Steven BLARR, 1990. **Buffer strips to protect water supply reservoirs: a model and recommendations.** *Water resources bulletin, American water resources association*, vol. 26, no. 6, décembre, p. 959-966
- OHMART, Robert D., Bertin W. ANDERSON et William C. HUNTER, 1985. **Influence of agriculture on waterbird, wader, and shorebird use along the lower Colorado river.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril*, p. 117-122
- OMERNIK, J.M., A.R. ABERNATHY ET L.M. MALE, 1981. **Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships.** *Journal of soil and water conservation*, juillet-août, p. 227-231
- OSBORNE, Lewis L. et David A. KOVACIC, 1993. **Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management.** *Freshwater Biology*, vol. 29, no. 2, p. 243-258.

- O'SULLIVAN, P.E., 1992. **The eutrophication of shallow coastal lakes in Southwest England: understanding and recommendations for restoration, based on palaeolimnology, historical records, and the modelling of changing phosphorus loads.** *Hydrobiologia HYDRB8*, vol. 243/244, octobre, p. 421-434
- PESANT, Yvon, 1994. **Le rôle des haies brise-vent en milieu rural. L'arbre en ville et à la campagne.** Actes du Colloque sur les pratiques de végétalisation. Jardin botanique de Montréal, 2 et 3 novembre, p. 3-18
- PHILLIPS, Jonathan D., 1989a. **An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones.** *Journal of hydrology*, vol. 107, nov. 1-4, p. 133-145
- PHILLIPS, Jonathan D., 1989b. **Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river.** *Journal of hydrology*, vol. 110, no. 3/4, octobre, p. 221-237
- PHINNEY, Duane E., Millard S. DEUSEN, Steven M. Keller et Pamela A. KNUDSEN, 1989. **A new approach to riparian management in Washington State.** Practical approaches to riparian resource management: an educational workshop. American fisheries society, Bethesda, p. 11-15
- PLATTS, William S., Karl A. GEBHARDT et William L. JACKSON, 1985. **The effects of large storm events on basin-range riparian stream habitats.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses.* First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 30-34
- POTTS, Ronald R. et Jean L. BAI, 1989. **Establishing variable width buffer zones based upon site characteristics and development type.** *Water: Laws and management.* American water resources association, septembre 1989, p. 6A-3-6A14.
- RHODES, Jonathan, C.M. SKAU, Daniel GREENLEE et David L. BROWN, 1985. **Quantification of nitrate uptake by riparian forest and wetlands in an undisturbed headwaters watershed.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses.* First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 175-179.
- RICHARDS, Carl et George HOST, 1994. **Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach.** *Water Resources Bulletin*, American water resources association, vol. 30, no. 4, p. 729-738
- ROSEBOOM, Donald et Kenneth RUSSELL, 1985. **Riparian vegetation reduces stream bank and row crop flood damages.** *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses.* First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 241-244
- SARRAZIN, Raymond, Michel CANTIN, André GAGNON, Clément GAUTHIER et Gilles LEFEBVRE, 1983. **La protection des habitats fauniques au Québec.** Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Groupe de travail pour la protection des habitats, 256 p.
- THIBODEAU, Sylvie et Odette MÉNARD, 1993. **Pratiques agricoles de conservation: ce qu'elles sont, ce qu'elles font, ce qu'elles valent.** Conseil des productions végétales du Québec, cahier de conférences, colloque sur la gestion de l'eau, 20-21 avril, p. 139-154.
- TRENCIA, Guy, 1986. **L'habitat du poisson et la canalisation des cours d'eau à des fins agricoles.** Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 39 p.

- TRENCIA, Guy, 1987. **L'érosion en zone agricole: origine, impact et méthodes de contrôle.** Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 39 p.
- VEREIJKEN, Pieter et Philippe VIAUX, 1990. **Vers une agriculture «intégrée».** La Recherche, supplément au no. 227, décembre, p. 22-27
- VÉZINA, André, 1994. **Les haies brise-vent pour la protection des aires de travail, des bâtiments et des pâturages.** L'arbre en ville et à la campagne. Actes du Colloque sur les pratiques de végétalisation. Jardin botanique de Montréal, 2 et 3 novembre, p. 161-172
- VOUGHT, Lena B.-M., Jonas DAHL, Carsten Lauge PEDERSON et Jean O. Lacoursière, 1994. **Nutrient retention in riparian ecotones.** Ambio, vol. 23, no. 6, septembre, p. 342-348
- WEISNER, Stefan E.B., Peder G. ERIKSSON, Wilhelm GRANÉLI et Lars LEONARDSON, 1994. **Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands.** Ambio, vol. 23, no. 6, septembre, p. 363-366
- WESCHE, Thomas A., Chris M. GOERTLER et Carrie B. FRYE, 1985. **Importance and evaluation of instream and riparian cover in smaller trout streams.** Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First north american conference, Tucson, Arizona, 16-18 avril, p. 325-328
- WHITE, G.C., I.C. SMALLS et P.A. BEK, 1994. **Carcoar wetland - A wetland system for river nutrient removal.** Water Science and Technology, vol. 29, no. 5, p. 169-176
- WICHEREK, Stanislas, 1994. **L'érosion des grandes plaines agricoles.** La Recherche, numéro 268, septembre, p. 880-888.
- XIANG, Wei-Ning, 1993. **Application of a GIS-Based stream buffer generation model to environmental policy evaluation.** Environmental Management, vol. 17, no. 6, novembre-décembre, p. 817-827
- ZILLIOX, Lothaire, Charles SCHENCK, Helmut KOBUS et Bernd HUWE, 1990. **Pollution par les nitrates: quels remèdes?.** La Recherche, supplément au no. 227, décembre, p. 18-21