



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada



LA SANTÉ AGRORIVERAINE : THÉORIE, CONCEPTS ET INDICATEURS POTENTIELS

Julien Fortier, Ph.D.

LA SANTÉ AGRORIVERAINE : THÉORIE, CONCEPTS ET INDICATEURS POTENTIELS

Rédigé pour Agriculture et Agroalimentaire Canada par le Dr Julien Fortier, Université du Québec à Montréal

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire (2014).

Les opinions et déclarations contenues dans cette publication n'engagent que leur auteur et ne reflètent pas nécessairement la politique d'Agriculture Agroalimentaire Canada ou celle du gouvernement du Canada.

No de catalogue A59-14/2014F-PDF
ISBN 978-0-660-21852-6
No d'AAC AAFC 12190F

Issued also in English under the title
AGRICULTURAL RIPARIAN HEALTH: THEORY, CONCEPTS AND POTENTIAL INDICATORS

TABLE DES MATIÈRES

1. Mise en contexte	1
2. Qu'est-ce que l'agroécosystème riverain ou plutôt la zone agroriveraine?	5
2.1. La définition d'écosystème	5
2.2. La zone riveraine : un continuum à la frontière des écosystèmes aquatiques et terrestres	6
2.3. La zone agroriveraine : un espace difficile à délimiter	6
3. La santé de l'écosystème	9
3.1. La santé de l'écosystème et l'écologie du stress	9
3.2. Un indice global de santé de l'écosystème	9
3.3. La santé de l'écosystème et l'intégrité écologique	10
3.3.1. Le concept d'intégrité écologique	10
3.3.2. L'intégrité écologique et la réponse aux changements environnementaux	11
3.3.3. Quelle est la différence entre la santé de l'écosystème et l'intégrité écologique?	13
3.4. La dimension socioculturelle de la santé de l'écosystème	14
3.5. Un regard critique sur le concept de santé de l'écosystème	14
4. Les composantes de la santé agroriveraine	15
4.1. La connectivité biophysique	15
4.1.1. La connectivité latérale et verticale	15
4.1.2. La connectivité terrestre	19
4.2. La couverture végétale	20
4.2.1. Les fonctions écologiques de la végétation riveraine	20
4.2.2. La végétation des écotones riverains naturels du Canada	20
4.2.3. La végétation des écotones riverains en milieu agricole	24
4.2.4. Le bois mort	25
4.3. L'hétérogénéité spatiale	26
4.4. Les stress subis par la zone agroriveraine	27
4.4.1. Les stress anthropiques	28
4.4.2. Les stress et les perturbations naturels	29
5. Les relations entre la santé agroriveraine et la qualité de l'habitat aquatique	30
5.1. L'usage du territoire dans le bassin versant est-il un meilleur indicateur de la qualité de l'habitat aquatique que la santé de la zone riveraine?	30
5.2. La biodiversité des cours d'eau : les fantômes de l'usage passé du territoire	33
5.3. Effet de la canalisation, du drainage et l'érosion verticale sur l'habitat aquatique	33
5.4. Effet de la végétation riveraine sur le régime thermique de l'eau	34
5.5. Effet de la végétation riveraine sur la croissance des algues	34
6. Évaluer la santé agroriveraine	34
6.1. Comment évaluer la santé d'un système	34
6.2. Caractéristiques d'un bon indicateur de santé	35
6.3. Les catégories d'indicateurs écologiques	35
6.4. Des indicateurs potentiels de santé agroriveraine	36
6.4.1. Indicateurs de connectivité biophysique	36
6.4.2. Indicateurs de structure et de composition végétale	37
6.4.3. Indicateurs de stress	39
6.4.4. Indicateur de l'habitat aquatique	39

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES (suite)

6.5.	La spatialisation de l'indicateur de santé agroriveraine	39
6.6.	Autres remarques et recommandations	40
7.	La santé agroriveraine et les autres indicateurs du paysage agricole	41
7.1.	Relation entre la santé agroriveraine et l'agroforesterie à l'échelle du bassin versant	41
7.2.	Relation entre la santé riveraine et l'habitat faunique dans les paysages agricoles	41
8.	Conclusion	41
9.	Références	42
ANNEXE 1		51
ANNEXE 2		53

1. MISE EN CONTEXTE

Le présent rapport est réalisé dans le contexte du Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale (PNARSA). Il vise à fournir des bases théoriques sur lesquelles on pourra par la suite s'appuyer pour développer un « Indicateur de santé de l'agroécosystème riverain » dans le cadre d'un projet plus large intitulé « Indicateurs agroenvironnementaux de l'écologie du paysage ».

Plus spécifiquement ce rapport vise à :

- Définir ce qu'est la zone riveraine en milieu agricole;
- Démystifier le concept de santé des écosystèmes et des systèmes naturels;
- Identifier les principales composantes de la santé agroriveraine;
- Élucider les relations potentielles qui existent entre la santé agroriveraine et la qualité de l'habitat aquatique;
- Proposer des indicateurs de santé à la lumière des observations faites dans ce rapport, mais également à la lumière de la revue de littérature réalisée antérieurement dans le cadre du projet (Christensen *et al.*, 2010);
- Fournir certaines pistes méthodologiques sommaires quant à la démarche à suivre pour créer un indicateur de santé;
- Proposer des pistes de solution pour l'évaluation de l'indicateur à l'échelle des paysages agricoles;
- Évaluer comment l'indicateur de santé de riveraine se rattache aux autres indicateurs agro-environnementaux du projet « Indicateurs agroenvironnementaux de l'écologie du paysage ».

Le présent document constitue un outil de travail visant à orienter les discussions autour des indicateurs pouvant être utilisés pour quantifier la santé agroriveraine. Il vise également à susciter la réflexion quant à l'utilisation du terme « santé » appliqué au cas particulier de la zone riveraine en milieu agricole. Comme nous le verrons, le concept de « santé » est relativement flou et subjectif. Cela met en perspective que la notion de « santé agroriveraine » devrait émerger des connaissances scientifiques actuellement disponibles en écologie riveraine et en évaluation de la santé des écosystèmes, mais également des connaissances et des perceptions des membres du groupe de travail.

2. QU'EST-CE QUE L'AGROÉCOSYSTÈME RIVERAIN OU PLUTÔT LA ZONE AGRORIVERAINE?

2.1. La définition d'écosystème

Selon l'Encyclopédie canadienne :

On entend par écosystème, un milieu défini à l'intérieur duquel des organismes vivants (animaux et végétaux) interagissent avec la matière inerte dans une relation d'étroite interdépendance pour former une unité écologique. À grande échelle, les écosystèmes sont définis seulement en fonction des régions géographiques qu'ils occupent, souvent appelées biomes (p. ex. arctique, haute prairie ou forêt d'arbres feuillus). À petite échelle (ex : dune ou marais), les écosystèmes recouvrent des conditions de sol précises et correspondent à des aires où se jouent les interactions entre les différents organismes présents (Institut Historica Dominion, 2010).

Il faut souligner qu'un écosystème peut avoir une frontière précise (ex : les berges d'un marais), mais dans plusieurs cas les frontières de l'écosystème sont fixées de manière subjective en fonction de considérations pratiques liées aux objectifs d'une étude particulière (University of Michigan, 2010). Le concept d'écosystème peut paraître flou puisqu'en fait les écosystèmes ne sont jamais isolés, mais plutôt compris dans des systèmes plus vastes (biômes, écozones) et reliés étroitement aux écosystèmes adjacents (Rapport, 1992). Il en est ainsi, pour le continuum qui existe du ruisseau, à la rivière, de la rivière au fleuve, du fleuve à l'estuaire, de l'estuaire à l'océan. Ce continuum existe également entre l'environnement terrestre et aquatique.

2.2. La zone riveraine : un continuum à la frontière des écosystèmes aquatiques et terrestres

La zone riveraine peut être définie comme l'espace semi-terrestre qui relie l'environnement terrestre à l'environnement aquatique au sein des paysages et des bassins versants (Vidon *et al.*, 2010) (Figure 1). La zone riveraine est un écotone (Naiman and Décamps, 1997). La notion d'écotone se distingue de celle d'écosystème du fait que l'écotone constitue une zone de transition entre deux écosystèmes adjacents (Gosz, 1993). Un écotone possède des caractéristiques qui sont définies en fonction de l'échelle spatiotemporelle et de la force des interactions avec les écosystèmes adjacents (Gosz, 1993).

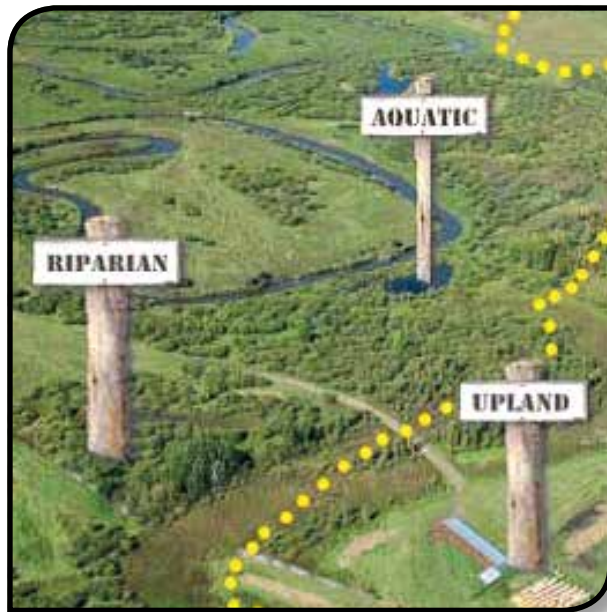


Figure 1 : Délimitation de la zone riveraine (*riparian*), en pointillé, à la frontière des environnements terrestres (*upland*) et aquatiques (*aquatic*) en fonction de la plaine inondable et du passage progressif d'une végétation fortement influencée par la présence d'eau vers une végétation terrestre (Fitch and Ambrose, 2003). Source de l'image : Cows and Fish, Alberta Riparian Habitat Management Society. En ligne à l'adresse www.cowsandfish.org.

La zone riveraine ou l'écotone riverain est un système multidimensionnel qui est modelé selon les principes de base suivants (Naiman *et al.*, 2005) :

1. La présence d'un gradient de saturation hydrique qui est influencé par la topographie, la géologie et la dynamique hydrographique

2. Des procédés biophysiques qui sont tributaires d'un gradient de saturation hydrique et d'un gradient d'énergie
3. La présence de composantes à la surface et sous la surface du sol qui contrôlent la dynamique de l'énergie organique et le flux de la matière
4. La présence de communautés biotiques structurées dans le temps et l'espace en fonction d'un gradient longitudinal, latéral et vertical.

La zone riveraine est souvent caractérisée par un large et complexe gradient biophysique et elle se structure en fonction de la géomorphologie, de la dynamique des inondations et des activités animales (Naiman *et al.*, 2005). Toutefois, dans un monde dominé par l'humain, la zone riveraine doit également être perçue comme un système naturel et culturel où les facteurs socioéconomiques et les représentations culturelles du paysage influencent l'aménagement et la protection de l'espace riverain (Naiman *et al.*, 2005).

Il est enfin important de souligner que, malgré la faible superficie qu'ils occupent dans le paysage, les écotones riverains ont une influence majeure sur le mouvement et la rétention de l'eau, des particules de sol, des nutriments et des intrants agricoles (Gregory *et al.*, 1991). On reconnaît aujourd'hui les écotones riverains comme des éléments clés pour la biodiversité et des « hot spots » biogéochimiques au sein des paysages et des bassins versants (McClain *et al.*, 2003; Décamps *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005).

2.3. La zone agroriveraine : un espace difficile à délimiter

Le cas des zones riveraines en milieu agricole est un bel exemple pour montrer l'influence que peuvent avoir des facteurs socioéconomiques et culturels sur la dynamique d'un système. En milieu agricole, bon nombre de cours d'eau et d'écotones riverains ont vu leur physionomie complètement altérée par des interventions humaines visant à améliorer la productivité et la superficie des terres agricoles. Au Québec, par exemple, les travaux de drainage et de redressement des berges en milieu agricole ont dénaturé plus de 30 000 km de cours d'eau naturels et ont créé environ 10 000 km de fossés

verbalisés (Beaulieu, 2001). On estime que le réseau hydrographique a doublé en densité en raison de ces interventions (Beaulieu, 2001). À cela s'ajoute la disparition de plus de 75% des milieux humides de la vallée du St-Laurent, par le remblayage ou le drainage (Canards Illimités Canada, 2007).

Ces interventions s'expliquent principalement par le remplacement de l'agriculture traditionnelle sur pâturages par une agriculture intensive centrée sur la production porcine et les cultures annuelles (maïs et soya) (Pan *et al.*, 1999; Jobin *et al.*, 2003). En effet, l'agriculture dans le sud des basses-terres de la vallée du Saint-Laurent a connu une intensification modérée entre 1981 et 2006, en raison de la diminution de la proportion des terres qui sont forestières, improductives, laissées en friche ou utilisées comme prairie ou pâturage (Huffman & Eilers, 2010). Certains

des bassins versants agricoles de cette écozone ont connu une importante déforestation suite à l'intensification agricole (Bélanger and Grenier, 2002), ce qui se traduit souvent par l'absence de forêt riveraine en milieu agricole.

Bref, la zone riveraine de nombreux cours d'eau a pratiquement complètement disparue pour laisser place à des cours d'eau affectés par l'érosion verticale. Ainsi, les systèmes riverains autrefois complexes sur le plan hydrologique et biophysique (Figure 2) ont souvent été remplacés par des systèmes beaucoup plus simples qui occupent moins d'espace dans le bassin versant (Figure 3). Les altérations physiques causées par l'humain dans le passé compliquent l'identification de la zone riveraine dans les paysages agricoles.



Figure 2 : Zones riveraines complexes dominées par les essences forestières dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune dans les Laurentides (source : J. Fortier).



Figure 3 : À gauche, zone riveraine d'un pâturage de l'Estrie (Québec) ayant perdu sa complexité (source : J. Fortier). À droite, photographie aérienne d'une zone riveraine en milieu agricole de l'Alberta (source : Fitch et Ambrose 2003, en ligne à l'adresse www.cowsandfish.org). Dans les deux cas, il est plus difficile d'identifier clairement où se situe la zone riveraine comparativement à la figure 1.

Par ailleurs, il faut se demander sur quel type de cours d'eau sera évaluée la santé agroriveraine. Doit-on inclure les cours d'eau intermittents, les fossés de drainage ou seulement se limiter aux cours d'eau permanents? Cette question est fondamentale en milieu agricole, car la nature du réseau hydrographique a été largement modifiée, particulièrement en ce qui a trait à sa densité. Le réseau hydrographique peut également varier en densité selon la période de l'année ou des précipitations. Par exemple, une étude réalisée dans cinq bassins versants agricoles de la région côtière

de l'Oregon (États-Unis), caractérisée par des hivers pluvieux et des étés chauds et secs, a montré que la densité du réseau hydrographique durant l'hiver était près de 100 fois supérieure à la densité observée durant l'été (Wigington et al., 2005) (Figure 4).

Cet exemple montre bien que l'espace riverain en milieu agricole est probablement beaucoup plus étendu que ne laisse transparaître le réseau hydrographique permanent. Il sera donc important de déterminer ce qu'est une zone riveraine et comment on délimite cette zone dans l'agroécosystème.

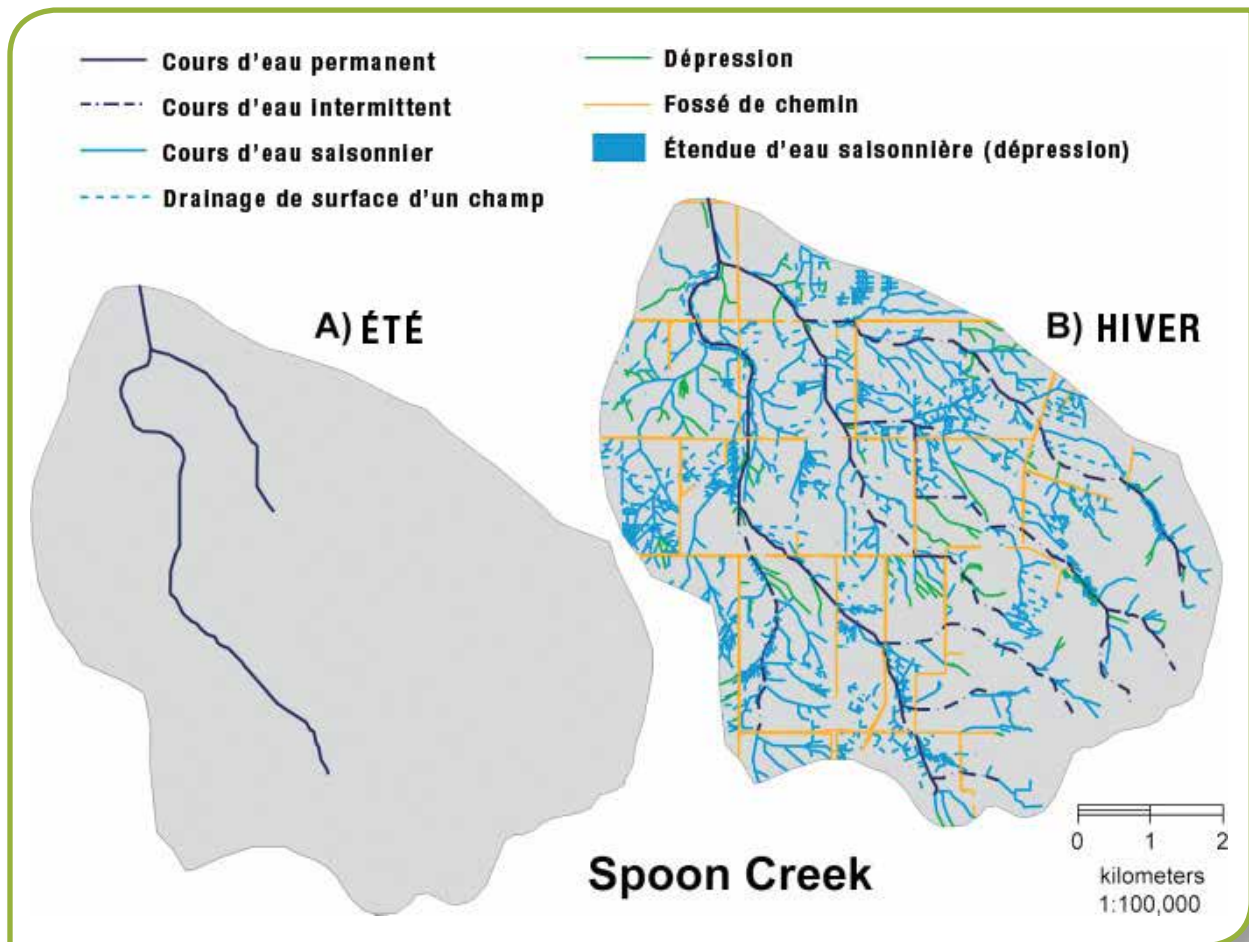


Figure 4 : Réseau hydrographique dans le bassin versant agricole du ruisseau Spoon Creek en Oregon durant (A) l'été 1997 et (B) l'hiver 1998-99. Le cours d'eau pérenne (perennial stream) est en bleu foncé. Tous les autres cours d'eau (streams) représentés sont intermittents (intermittent) ou éphémères (ephemeral). (Wigington *et al.*, 2005).

3. LA SANTÉ DE L'ÉCOSYSTÈME

La notion de santé est généralement employée pour caractériser un individu ou un groupe d'individus (population humaine, troupeau, meute, harde, etc.) (Rapport *et al.*, 1998). En écologie, la notion de santé de l'écosystème a émergé en réaction aux nombreuses évidences qui suggèrent que les écosystèmes dominés par l'humain sont perturbés et dysfonctionnels (Vitousek *et al.*, 1997). Les perturbations multiples que peuvent subir les écosystèmes mènent la plupart du temps à leur dégradation et, par conséquent, à leur incapacité de générer le même niveau de services écologiques (Cairns, 1997). La capacité de l'environnement à soutenir les activités économiques et la santé humaine se trouve compromise lorsqu'un écosystème « tombe malade » (Epstein, 1995; Costanza *et al.*, 1997; McMichael *et al.*, 2006).

3.1. La santé de l'écosystème et l'écologie du stress

Les diverses définitions de la santé de l'écosystème sont souvent liées aux concepts de l'écologie du stress (Rapport *et al.*, 1998). Lorsqu'un écosystème n'est pas affecté par une perturbation naturelle ou anthropique majeure, il s'organise en des patrons de développement typiques. Par exemple, la taille des organismes et leur biomasse tendent à augmenter alors que la productivité totale de la communauté tend à diminuer (Odum, 1985). Les changements notables observés dans les écosystèmes subissant un stress sont listés à l'annexe 1.

La réponse d'un écosystème à un stress donné est différente de celle qu'on observe chez une population du fait qu'elle est souvent diffuse et qu'elle s'échelonne sur une plus longue échelle de temps (Odum, 1985). Il est donc important de distinguer le stress chronique, qui perdure dans le temps, du stress ponctuel, qui est généralement suivi d'une période de rétablissement de la communauté (Odum, 1985).

L'identification des indicateurs (ou symptômes) de la réponse de l'écosystème aux stress a mené à la définition du « syndrome de détresse de l'écosystème ». Dans les écosystèmes aquatiques, les symptômes caractéristiques de cet état de détresse écosystémique sont (Rapport, 1991) :

- L'altération de la structure de la communauté, afin de favoriser les organismes de plus petite taille
- La diminution de la diversité des espèces
- L'augmentation de la dominance des espèces « r » (espèces opportunistes)
- L'augmentation de la dominance des espèces exotiques
- Le raccourcissement de la chaîne alimentaire
- L'augmentation de l'incidence des maladies
- La diminution de la stabilité de la population

Dans les plupart des cas, les écosystèmes subissant des perturbations présentent les sept symptômes (Rapport, 1992). Le syndrome de détresse écosystémique constitue un point de départ intéressant pour évaluer la santé d'un écosystème, malgré que les symptômes mentionnés ci-dessus soient trop souvent observés une fois que le processus de dégradation de l'écosystème est largement avancé (Bormann, 1985).

3.2. Un indice global de santé de l'écosystème

En se basant sur le concept du syndrome de détresse écosystémique, Costanza *et al.* (1992), ont proposé de décrire la santé écosystémique par les composantes suivantes :

1. l'homéostasie
2. la faible occurrence de maladies
3. la diversité ou la complexité
4. la stabilité ou la résilience
5. la vigueur ou la perspective de croissance
6. l'équilibre entre les composantes du système

Ces auteurs soulignent qu'il est important de considérer les six composantes simultanément, ou au moins la majorité de celles-ci. Costanza *et al.* (1992) ont suggéré un indice global de la santé de l'écosystème ou «health index» (HI) basé sur trois indicateurs :

$$HI = V \cdot O \cdot R$$

V = Vigueur de l'écosystème. Elle peut être évaluée en termes d'activité, de métabolisme ou de production primaire. La diminution de l'abondance des poissons dans le bassin des Grands Lacs et l'infertilité des terres agricoles présente un exemple de déclin dans la vigueur d'un écosystème (Rapport *et al.*, 1998).

O = Organisation de l'écosystème. Elle peut être évaluée en termes de diversité et de nombre d'interactions entre les composantes du système. Par exemple, le déclin dans l'organisation de l'écosystème du bassin des Grands Lacs est devenu évident avec le changement soudain des espèces dominantes de poissons. Les associations complexes et organisées de poissons benthiques en bordure des rives ont laissé place à des associations pélagiques plus simples au large (Rapport *et al.*, 1998).

R = Résilience de l'écosystème. Elle reflète la capacité du système à maintenir sa structure et ses fonctions en présence d'un ou de plusieurs stress. La réduction de la résilience des Grands Lacs a été observée alors que des espèces indigènes ont disparu et que les conditions sont devenues davantage eutrophes (Rapport *et al.*, 1998). La notion de résilience écologique peut également être définie comme étant la quantité de perturbation nécessaire pour faire basculer l'écosystème dans un autre état (Figure 5).

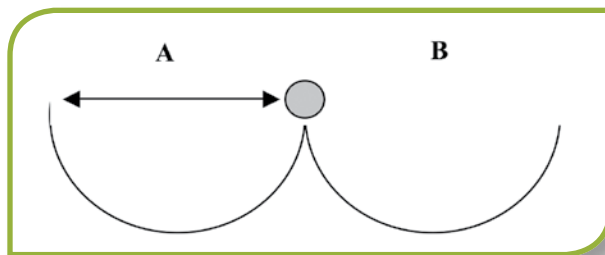


Figure 5 : La résilience écologique équivaut à la quantité de perturbations nécessaires pour faire passer l'écosystème de l'état A à l'état B. Le seuil à franchir correspond au point de rupture écologique ou «*ecological threshold*» (Groffman *et al.*, 2006).

3.3. La santé de l'écosystème et l'intégrité écologique

Le concept d'intégrité écologique est apparenté à celui de santé de l'écosystème, malgré qu'il existe des distinctions fondamentales entre les deux concepts (Karr, 1996; Jorgensen *et al.*, 2010).

3.3.1. Le concept d'intégrité écologique ¹

Le développement des systèmes qui s'organisent d'eux-mêmes, comme les écosystèmes, est habituellement caractérisé par des phases

d'organisation rapide qui s'alternent avec des phases d'équilibre. Le changement d'état du système entre deux phases peut être continu (ex : la succession végétale en l'absence de perturbation) ou catastrophique (ex : la désertification).

Pour changer d'état, le système développe de nouvelles structures qui permettront de dissiper davantage l'énergie solaire interceptée par (1) l'addition de nouvelles structures connectée aux structures déjà en place et (2) l'addition de nouvelles composantes qui créent de nouvelles voies pour dissiper l'énergie. Chaque «poussée de croissance» déplace le système encore plus loin de son état d'équilibre. Les poussées de croissance surviennent alors qu'une ou plusieurs conditions environnementales dépassent un certain seuil. Alors que les conditions environnementales redeviennent stables, le système entre dans un nouvel état d'équilibre. Ce parcours le long duquel un système évolue s'appelle une branche thermodynamique (Figure 6).

Alors qu'un écosystème se développe et s'organise pour dissiper mieux l'énergie solaire, les fluctuations environnementales externes désorganisent le système. Arrive toutefois un point où les forces extérieures qui désorganisent le système se trouvent balancées avec les forces thermodynamiques du système. Ce point constitue le point d'opération optimal de l'écosystème (Figure 6). Un écosystème ayant atteint le stade climax de la succession végétale en constitue un exemple classique. Toutefois, à mesure que de nouvelles espèces apparaissent et que de nouveaux phénomènes environnementaux se produisent,

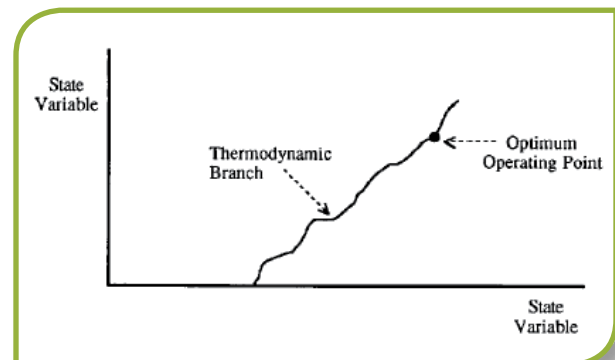


Figure 6 : L'écosystème se développe le long d'une branche thermodynamique (*thermodynamic branch*) pour éventuellement atteindre son point d'opération optimal (*optimum operating point*) (Kay, 1991). Les variables d'état (*state variable*) pourraient par exemple être le rayonnement intercepté (x) et la biomasse (y).

¹ Cette section du rapport a été tirée de Kay (1991)

l'écosystème évolue vers un nouveau stade climax ou un nouveau point d'opération optimal.

L'intégrité écologique peut donc être définie comme étant la capacité du système à maintenir son organisation et à poursuivre son processus d'auto-organisation. En d'autres termes, il s'agit de la capacité de l'écosystème à atteindre son point d'opération optimal et à se maintenir dans cet état. Toutefois, comme les écosystèmes ne sont pas statiques, il est impossible de définir un point d'opération optimal unique correspondant à l'intégrité de l'écosystème. Il existe plutôt une multitude de stades organisationnels qui correspondent à l'intégrité écologique. Cela dépend largement de l'environnement dans lequel le système évolue.

3.3.2. L'intégrité écologique et la réponse aux changements environnementaux ²

On peut observer différents effets sur l'organisation et l'intégrité d'un système lorsque l'environnement dans lequel il évolue change brusquement :

I. L'écosystème n'a pas été déplacé de son point d'opération optimal d'origine. L'intégrité du système n'est pas affectée, du moins pas immédiatement. Par exemple, un système terrestre adapté à l'inondation ou à la sécheresse ne sera pas affecté par une inondation ou une sécheresse de courte durée.

II. L'écosystème se déplace de son point d'opération optimal d'origine, mais il y revient. Le système est alors capable de se réorganiser en réponse au changement dans l'environnement et son intégrité est préservée. Par exemple, un feu de forêt amène le système relativement loin de son point d'opération optimal, mais la régénération naturelle permettra éventuellement le retour à ce point.

III. Le système se déplace de manière permanente de son point d'opération optimal d'origine.

Cas 0 : Le système s'effondre. Les changements dans l'environnement sont si drastiques que l'écosystème devient un endroit inhospitalier et quasiment impossible à coloniser. La désertification causée par la sécheresse

prolongée et l'érosion éolienne est un exemple où le système s'effondre. La mort de certains lacs à la suite de pluies acides causées par l'exploitation minière dans la région de Sudbury est un autre exemple. Dans ces exemples, une certaine forme de vie continue généralement à persister dans le système, mais l'écosystème complexe a complètement disparu.

Cas 1 : Le système demeure sur une de ces branches thermodynamiques d'origine (Figure 7). À la suite de changements dans l'environnement, l'écosystème maintient certaines structures qu'il avait à l'origine ou il est ramené à un stade antérieur de développement. La capacité d'opération des structures est modifiée (parfois de manière catastrophique), mais certaines structures de l'écosystème demeurent reconnaissables. Même si les conditions environnementales reviennent à ce qu'elles fussent avant, il n'est pas certain que l'écosystème retrouvera son point d'opération optimal original. Par exemple, les pluies acides ont pour effet de diminuer la productivité et la biomasse des érablières sans que l'on sache si ces écosystèmes pourront recouvrir leurs fonctions en l'absence de pluies acides. Dans ce cas, l'intégrité du système est affectée, car l'organisation et le fonctionnement du système sont affectés.

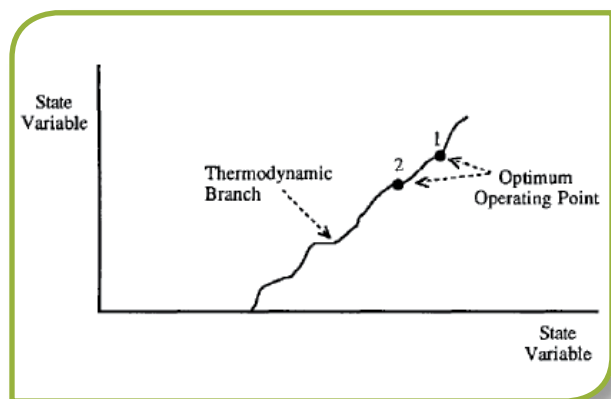


Figure 7 : En réponse au changement dans l'environnement, la branche thermodynamique (*thermodynamic branch*) de l'écosystème se déplace de son point d'opération optimal (1 – *optimum operating point*) vers un autre point d'opération optimal (2) (Kay, 1991).

² Cette section du rapport a été tirée de Kay (1991)

Cas 2 : Le système bifurque sur une autre voie thermodynamique (Figure 8). En réponse à un changement dans l'environnement, de nouvelles structures sont créées dans le système et/ou certaines structures originelles disparaissent. Les nouvelles structures ouvrent de nouvelles voies pour dissiper l'énergie et le niveau d'opération du système se trouve légèrement modifié du système initial. Cette addition permanente de nouvelles structures fait en sorte que le système bifurque vers un nouveau point d'opération optimal. Le retour en arrière est peu probable à moins qu'une intervention humaine soit réalisée. L'organisation du nouvel écosystème n'est pas complètement différente de l'écosystème initial, mais l'intégrité est affectée, car le changement organisationnel est permanent. L'ensemencement de poisson exotique dans un lac est un exemple qui illustre bien ce type de réponse de l'écosystème. Cela crée de nouvelles associations entre les espèces (structures pour dissiper l'énergie) malgré que le système conserve de nombreuses ressemblances avec le système initial.

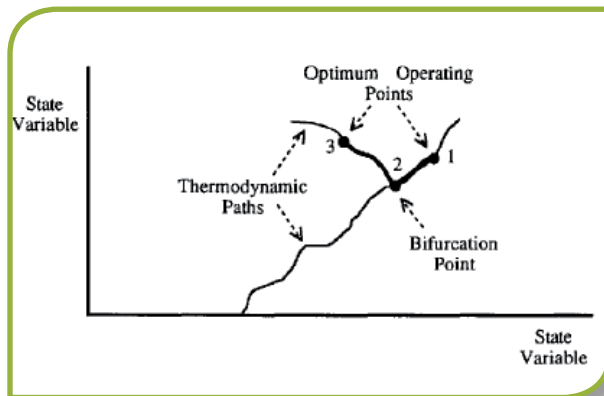


Figure 8 : En réponse au changement dans les conditions environnementales, la voie thermodynamique (*thermodynamic path*) du système déplace son point d'opération optimal (1 – *optimum operating point*) et bifurque vers une nouvelle voie (2 – *bifurcation point*) où il pourra atteindre un nouveau point d'opération optimal (3) (Kay, 1991).

Cas 3 : Le système se déplace sur une nouvelle branche thermodynamique (Figure 9). En réponse aux changements environnementaux, le système subi une modification catastrophique et sa réorganisation l'amènent vers un état complètement différent de celui du système original. Il n'y a aucune possibilité que le système retourne vers son point d'opération optimal même si les conditions reviennent à ce qu'elles fussent auparavant. L'intégrité du système est donc

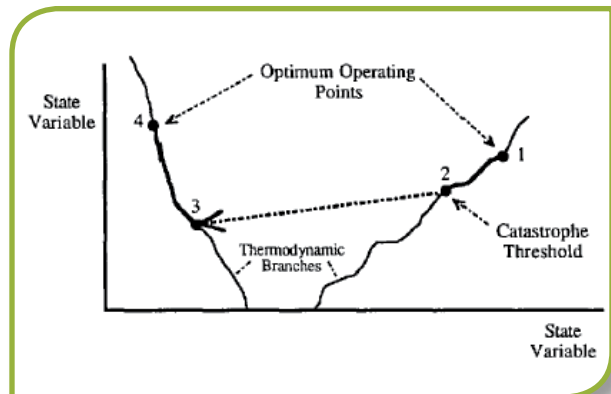


Figure 9 : Le changement dans l'environnement amène l'écosystème de son point d'opération optimal (1 – *optimum operating point*) au-delà d'un seuil catastrophique (2 – *catastroph threshold*) vers une nouvelle branche thermodynamique (3 – *thermodynamic branch*) puis un nouveau point d'opération optimal (4) (Kay, 1991).

affectée, car tant la structure que la composition du système a été modifiée. Par exemple, dans certains écosystèmes tropicaux la coupe à blanc de la forêt a mené à l'érosion des sols ce qui a modifié leur nature. Il est alors improbable que le système initial réapparaisse un jour puisque les propriétés du sol ont été altérées complètement.

Comment doit-on considérer l'intégrité écologique d'un écosystème qui est en réorganisation suite à un changement dans l'environnement? Certains diront que l'écosystème dont le point d'opération optimal a été modifié de façon permanente perd son intégrité écologique (cas 0 à 3). D'autres diront que tout système se maintenant à un point d'opération optimal, qu'il soit celui d'origine ou non, conserve son intégrité écologique. Ainsi, un écosystème ayant bifurqué de sa voie thermodynamique pourrait être considéré comme intègre s'il a atteint un nouveau point d'opération optimal.

Entre ces deux extrêmes, il est possible de définir certains points d'opération optimaux qui sont indésirables et qui représenteraient alors la perte d'intégrité d'un système. Parallèlement, d'autres points d'opération optimaux pourraient être jugés souhaitables. On pourrait qualifier d'« en santé » un écosystème se maintenant à son nouveau point d'opération optimal ou se dirigeant vers celui-ci. Le Tableau 1 résume les réponses possibles d'un écosystème soumis à des changements environnementaux et les aspects de l'intégrité qui devraient être pris en considération, notamment par les gestionnaires du territoire.

Tableau 1 : Réponses possibles de l'écosystème aux changements dans l'environnement.

I. L'écosystème n'a pas été déplacé de son point d'opération optimal d'origine

II. L'écosystème se déplace de son point d'opération optimal d'origine, mais il y revient.

Aspects de l'intégrité qui devraient être considérés :

- (1) De quelle distance le système s'est éloigné de son point d'opération optimal?
- (2) Combien de temps le système mettra-t-il pour retourner à ce point?
- (3) Quelle est la stabilité du système sur son chemin de retour?

III. Le système se déplace de manière permanente de son point d'opération optimal d'origine

Cas 0 : Le système s'effondre

Cas 1 : Le système demeure sur sa branche thermodynamique d'origine (Figure 7)

Cas 2 : Le système bifurque sur une autre voie thermodynamique (Figure 8)

Cas 3 : Le système se déplace sur une nouvelle branche thermodynamique (Figure 9)

Aspects de l'intégrité qui devraient être considérés :

- (1) À quelle distance le nouveau point d'opération optimal se situe du point d'origine?
- (2) Combien de temps faudra-t-il pour que le système atteigne ce nouveau point d'opération optimal?
- (3) Quelle est la stabilité du système à ce nouveau point d'opération optimal?
- (4) Si les conditions environnementales redeviennent à ce qu'elles étaient à l'origine, est-ce que le système peut revenir à son point d'opération optimal d'origine?

3.3.3. Quelle est la différence entre la santé de l'écosystème et l'intégrité écologique?

L'intégrité écologique peut faire référence à la capacité de l'écosystème à atteindre son point d'opération d'optimal et à se maintenir dans cet état suite à un changement environnemental (Kay, 1991). Mais souvent, l'intégrité écologique fait référence aux conditions d'origines qui prévalaient dans un écosystème avant qu'il ne soit modifié par l'homme (Karr, 1996).

Sur le plan biologique, l'intégrité d'un écosystème peut se traduire par sa capacité à supporter et maintenir un système biologique équilibré, intégré et adaptable qui possède l'ensemble des éléments (gènes, espèces et assemblages) et des processus (évolution, démographie, interactions biotiques, dynamique nutritionnelle et énergétique, processus des métapopulations) que l'on retrouve normalement dans les habitats naturels d'une région (Karr, 1996). Par exemple, dans plusieurs parcs ou réserves naturelles, une proportion du territoire est souvent protégée et vouée à la conservation et à la restauration de l'intégrité écologique.

Suite à une perturbation naturelle ou anthropique, un écosystème peut subir des changements

majeurs qui font en sorte qu'il est impossible de restaurer l'intégrité écologique (Figure 8 et Figure 9). C'est notamment le cas de plusieurs systèmes agroriverains en milieu agricole. Ces derniers subissent de nombreux stress sur une base annuelle (labour du sol, application de pesticides, piétinement par le bétail, etc.) auxquels s'ajoutent des stress qui ont eu lieu de manière ponctuelle par le passé (drainage, redressement des berges, verbalisation, contrôle du débit des cours d'eau) (section 4.4). L'effet combiné de ces stress rend pratiquement impossible un retour en arrière. Ainsi, lorsque l'intégrité écologique ne peut être préservée ou restaurée, l'objectif à atteindre devient idéalement la santé de l'écosystème (Karr, 1996).

Le concept de santé de l'écosystème ou de santé écologique s'applique bien aux écosystèmes déjà dégradés, perturbés ou dominés par l'humain (Karr, 1996). Un écosystème ayant subi ou subissant un stress peut malgré tout être résilient et maintenir son organisation. Un écosystème en santé est capable d'atteindre un nouveau point d'opération optimal de s'y maintenir et d'y revenir suite à un stress (Figure 8 et 9). Ainsi, dans un agroécosystème en santé, on suppose qu'il y a peu de pollution diffuse, une faible production de gaz à effet de serre, peu d'érosion

des sols, une rétention et une transformation des polluants, des habitats pour la faune et la flore, etc. En d'autres termes, la santé d'un écosystème peut faire référence à sa capacité de générer des services écologiques diversifiés et de qualité au fil du temps.

Dans le cas d'un écosystème perturbé par l'humain, certaines dimensions de l'intégrité écologiques sont importantes à prendre en considération. Il est légitime de se demander à quel point le système stressé est différent du système original ou de ce qui s'y apparente le plus aujourd'hui. L'utilisation de certaines conditions de références (écosystèmes naturels intègres ou peu perturbés) peut être souhaitable pour identifier des états et des composantes désirables ou indésirables de l'écosystème (Norris and Thoms, 1999). Il faut enfin garder à l'esprit que la qualité et la diversité des services écologiques fournis par une zone agroriveraine seront tributaires du point d'opération optimal qui sera éventuellement atteint.

3.4. La dimension socioculturelle de la santé de l'écosystème

Dans un contexte où il peut exister plus d'un point d'opération optimal pour un même écosystème, l'identification d'un état de santé désiré est largement subjective (Kay, 1991; Rapport, 1992). Par conséquent, la notion de santé d'un écosystème a une dimension sociale importante du fait qu'elle peut dépendre des connaissances, des priorités, des objectifs, des valeurs et des perceptions des individus et des organisations (Norris and Thoms, 1999). Les acteurs impliqués dans la gestion d'un système naturel doivent se mettre d'accord sur les états souhaitables ou non souhaitables et déterminer quels sont les principaux services écologiques qui doivent être supportés par une zone riveraine en santé dans un contexte socioéconomique et culturel particulier (Karr, 1996).

Les services écologiques (incluant les biens écologiques) sont définis comme étant les bénéfices que les gens obtiennent des écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ils incluent autant les bénéfices reconnus par la population que ceux qui passent inaperçus (Costanza *et al.*, 1997). Les services écologiques ont une valeur (ou une dimension) écologique, socioculturelle et économique. La valorisation des services écologiques dépend donc largement des perceptions des individus et des organisations

concernés, ce qui influencera le choix de l'état de santé souhaité pour un système naturel (Rapport *et al.*, 1998). Dans le cadre du présent projet qui vise à développer un indicateur applicable à l'échelle du Canada, il faut garder à l'esprit que la notion de santé agroriveraine pourrait varier d'une région ou d'une province à l'autre en fonction des perceptions, des objectifs et de la culture des acteurs impliqués dans la gestion de la zone riveraine (Nassauer, 1995).

3.5. Un regard critique sur le concept de santé de l'écosystème

Bien que certains chercheurs et gestionnaires du territoire aient adopté le concept de santé de l'écosystème, il ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique. Par exemple, Suter (1993) voit de nombreux problèmes opérationnels à l'utilisation du concept comme critère de gestion. D'après cet auteur, la santé n'est pas une propriété opérationnelle et mesurable d'un système, mais plutôt une image abstraite ou une métaphore. L'indice de santé développé par Costanza *et al.* (1992) qui intègre des mesures de vigueur, d'organisation et de résilience semble également avoir plusieurs faiblesses quant à son applicabilité. Selon Suter (1993) :

- Un indice qui intègre des variables hétérogènes est généralement ambigu. Il est difficile de savoir pourquoi l'indice a une valeur faible ou élevée. Si l'indice a une faible valeur, ce peut être parce que plusieurs propriétés du système sont légèrement affectées ou bien qu'une seule propriété est lourdement endommagée. Un indice qui combine des variables hétérogènes peut faire en sorte que la faible valeur de certaines composantes peut être éclipsée par la forte valeur d'autres composantes.
- Les fonctions de distribution et les autres propriétés statistiques d'un indice qui intègre des variables hétérogènes sont difficiles à définir et elles sont souvent déterminées de manière arbitraire.
- Un indice qui intègre des variables hétérogènes ne mesure pas les propriétés du monde réel. Les unités qui caractérisent un tel indice n'ont pas de sens d'un point de vue scientifique.
- L'utilisation d'un seul indice implique qu'il y ait une réponse linéaire simple de l'écosystème aux perturbations et un seul mode d'action en réponse aux perturbations.

- Un indice de santé ne peut pas être testé dans une étude contrôlée en laboratoire. Cela fait en sorte que les corrélations entre un indice de santé et certaines variables mesurées sur le terrain ne peuvent jamais être prouvées dans des études en milieu contrôlé.
- L'indice de santé $HI = V \cdot O \cdot R$ produit des résultats avec peu de signification. Par exemple, lorsqu'un lac passe d'un stade oligotrophe à mésotrophe, la vigueur augmente (augmentation de productivité primaire) et l'organisation augmente (augmentation de la diversité), ce qui fait que l'indice de santé (HI) augmente également. Toutefois, peut-on vraiment affirmer qu'un lac enrichi en nutriment qui perd sa clarté soit en meilleure santé alors qu'il présente des signes d'eutrophisation?

Bref, dans le cadre du développement de l'indicateur de santé agroriveraine, il sera primordial d'identifier des composantes de la santé riveraine de façon à ce que celles-ci ne mènent pas à une interprétation floue de l'état de santé. Comme l'indicateur de santé agroriveraine servira d'outil de gestion de la zone agroriveraine, il doit permettre de réaliser un diagnostic assez précis. Il doit également permettre d'identifier les causes de l'état de santé mesuré, puis de faire des prescriptions adéquates en matière d'aménagement et de restauration de la zone riveraine.

Des sites jugés dégradés ou prioritaires pourraient être identifiés avec l'approche de détection et télémétrie par ondes lumineuses (*light detection and ranging* - LiDAR) qui sera développée. Ensuite, des équipes de terrain peuvent être envoyées sur place pour constater et évaluer l'ampleur des travaux de restauration à réaliser sur les sites dégradés.

4. LES COMPOSANTES DE LA SANTÉ AGRORIVERAINE

Comme la zone agroriveraine est un environnement souvent fortement perturbé par les activités anthropiques, il serait irréaliste d'envisager, pour l'ensemble des systèmes riverain, la restauration de l'intégrité écologique en fonction de ce qu'ils furent jadis à l'état naturel. Néanmoins, certains écotones agroriverains moins perturbés ont possiblement la capacité de revenir vers leur point d'opération optimal d'origine, ou du moins proche de celui-ci, si des efforts de protection et de restauration sont déployés. L'objectif ici n'est pas de détailler l'ensemble des structures et des fonctions de la zone riveraine qui font en sorte que l'intégrité écologique du système est maintenue, mais on peut s'inspirer des systèmes riverains naturels et intègres pour identifier des composantes auxquelles se rattachent des fonctions et des services écologiques importants. Plusieurs indicateurs de la santé riveraine sont identifiées dans cette section. Elles serviront de base théorique à la proposition d'indicateurs potentiels de santé décrits à la section 5 du rapport.

4.1. La connectivité biophysique

Les fonctions écologiques qui font en sorte que la zone riveraine est un système distinct dans le paysage agricole sont largement tributaires d'un haut niveau de connectivité et d'interaction entre la végétation riveraine, le sol, l'eau souterraine et l'eau de surface (Lowrance *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2005) (Figure 10). Comme expliqué plus loin, l'état de cette connectivité entre les éléments biologiques et physiques du paysage dépend de facteurs naturels, comme la géomorphologie, mais également des

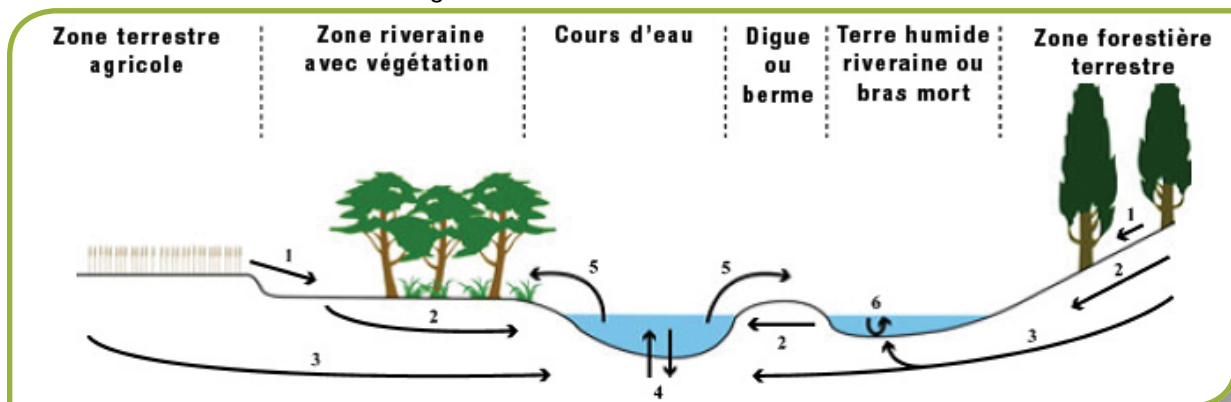


Figure 10 : Schéma de la dynamique hydrologique complexe et des interactions biophysiques qui existent à l'interface des milieux terrestres et aquatiques dans les paysages agroforestiers (Vidon *et al.*, 2010). Les flux hydriques dominants sont indiqués : (1) ruissellement de surface (2) mouvement des eaux de la nappe phréatique et ; (3) mouvement des aquifères; (4) échange d'eau et de matière entre le cours d'eau et l'aquifère (zone hyporhénique); (5) inondation; (6) mélange des eaux.

perturbations causées par l'humain, notamment la modification de l'hydrologie (canalisation, drainage, déforestation).

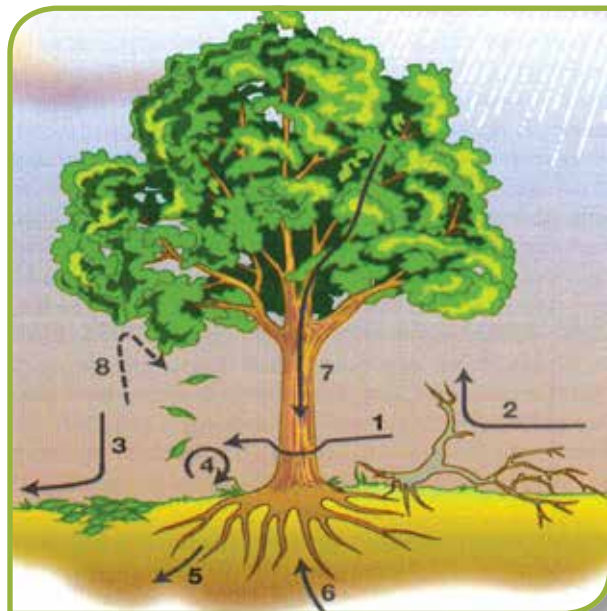


Figure 11 : Principaux impacts physiques de la végétation riveraine arborescente sur les procédés hydrologiques : (1) l'interaction entre l'eau qui déborde du cours d'eau lors d'une inondation et le tronc, les branches et les feuilles des arbres diminue la vitesse du courant; (2) les amas de débris ligneux dans le cours d'eau et dans la zone riveraine dissipent l'énergie du courant; (3) la litière influence le taux d'infiltration de l'eau de pluie et le cycle des inondations; (4) l'exposition des racines augmente la turbulence dans le cours d'eau ; (5) les racines augmentent la macroporosité du sol ; (6) les racines fines augmentent l'ascension hydraulique par capillarité; (7) l'eau des précipitations s'écoule le long des branches et du tronc de l'arbre ; (8) le feuillage et les branches provoquent la condensation de la vapeur d'eau contenu dans l'air et interceptent les précipitations (Tabacchi *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005).

4.1.1. La connectivité latérale et verticale

On attribue de nombreuses fonctions à la végétation riveraine ligneuse tant sur le plan hydrologique que biogéochimique. Ces fonctions sont largement tributaires des interactions verticales et latérales entre la végétation, l'eau du sol, les microorganismes du sol et l'eau de surface. Les interactions hydrologiques entre la végétation riveraine et le cours d'eau dépendent de l'état de la connectivité hydrologique et biophysique latérale entre le cours d'eau, sa plaine inondable et la végétation riveraine. Par exemple, les arbres riverains ont une influence importante sur le contrôle des inondations (Figure 11) (Tabacchi *et al.*, 2000), mais seulement lorsque le cours d'eau

qui sort de son lit peut entrer en contact avec la végétation de la plaine inondable. Sur un cours d'eau encaissé qui n'a pas de plaine inondable, l'énergie hydrique demeurera confinée à l'intérieur du chenal, le débit augmentera et les berges seront davantage soumises aux forces érosives (Sweeney *et al.*, 2004). Le système riverain en place peut alors difficilement fournir adéquatement les services de stabilisation des berges et de réduction de l'érosion et de la rétention des sédiments que l'on attribue généralement aux végétaux riverains (Beeson and Doyle, 1995; Simon and Collison, 2002). De plus, les débris ligneux tombés au sol pourront difficilement rejoindre le cours d'eau lorsque celui-ci demeure confiné à l'intérieur d'un chenal restreint. Ces débris ligneux jouent un rôle important dans le contrôle des inondations, la rétention des sédiments, la dénitrification et la rétention des nutriments à l'intérieur du cours d'eau (Cooke and White, 1987; Tabacchi *et al.*, 2000; Kane *et al.*, 2009). Les débris ligneux, surtout ceux de grande taille, sont également une composante importante de l'habitat aquatique (Abbe et Montgomery 1996).

Bref, plusieurs services écologiques rendus par les cours d'eau et leur zone riveraine sont perdus lorsqu'il y a déforestation de l'écotone riverain et érosion verticale du cours d'eau (Lowrance *et al.*, 1997; Sweeney *et al.*, 2004).

La connectivité hydrologique latérale a également une influence importante sur certains processus biogéochimiques qui se déroulent dans les sols riverains. Kaushal *et al.* (2008) illustre bien l'importance de cette connectivité hydrologique pour la dénitrification dans les sols riverains. Sur

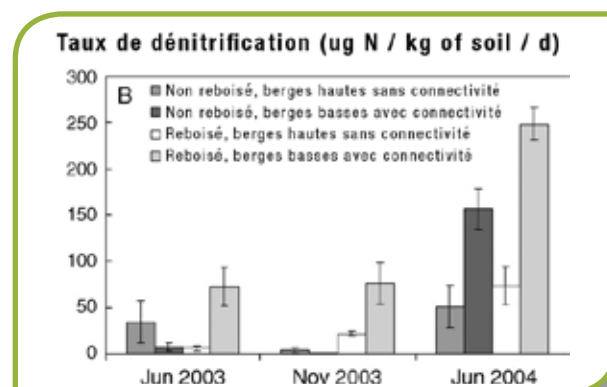


Figure 12 : Taux de dénitrification observé dans quatre différents sites riverains le long d'un cours d'eau de Baltimore, Maryland (Kaushal *et al.*, 2008). Traduction de la légende (de haut en bas) : berges hautes non restaurées; berges basses non restaurées; berges hautes et restaurées sans connectivité; berges basses et restaurées avec connectivité.

un même cours d'eau, ces auteurs ont comparé les taux de dénitrification dans quatre types de sites riverains : (1) sites où la connectivité entre le cours d'eau et la plaine inondable a été restaurée de même que la végétation riveraine et les berges; (2) site où la connectivité n'est pas restaurée, mais la végétation riveraine l'est; (3) site où la végétation n'est pas restaurée, mais où il y a une connectivité hydrologique; (4) site non restauré sans connectivité où le cours d'eau est demeuré incisé (Figure 12). Les auteurs concluent que les zones riveraines qui ont des berges de faible hauteur et connectées au cours d'eau, qu'elles soient restaurées ou non en terme de composition végétale, sont plus susceptibles de dénitrifier l'azote. Toutefois, une approche de restauration combinant les deux approches (amélioration de la connectivité et reboisement) est davantage recommandable. Roley *et al.* (2012) sont arrivés à des conclusions similaires dans un bassin versant agricole de l'Indiana : la dénitrification augmentait lorsque les berges étaient inondées, en particulier en présence de végétation, ce qui démontre l'importance que le cours d'eau ait accès à la plaine inondable.

Par ailleurs, il est important de souligner que le degré de connectivité hydrologique et biophysique latérale peut varier beaucoup selon le type de cours d'eau et le gradient longitudinal de pente

(Figure 13). La connectivité hydrologique est influencée à la fois par des facteurs naturels et des interventions humaines, comme le redressement des berges et la canalisation. Plusieurs auteurs suggèrent que ce sont le long des cours d'eau des premiers ordres (petits affluents) que les bandes de protection riveraines ont le plus grand potentiel de filtration de l'eau souterraine et d'interception des sédiments, car les conditions de saturation hydrique favorables à la réduction de la pollution diffuse sont généralement observées lorsqu'il y a une connectivité hydrologique entre la zone riveraine et les petits cours d'eau (Dosskey, 2001; Burkart *et al.*, 2004; Sweeney and Blaine, 2007; Tomer *et al.*, 2009).

Mentionnons également qu'en Amérique du Nord, les petits cours d'eau de tête peuvent constituer jusqu'à 85% de la longueur totale du système hydrographique en plus d'exercer une influence extrêmement importante en matière de rétention et de dénitrification de l'azote (Peterson *et al.*, 2001).

La connectivité entre les terres agricoles en cultures, le réseau hydrographique intermittent et le réseau hydrographique permanent est un autre élément important (Wigington *et al.*, 2005; Baker *et al.*, 2007). Comme c'est souvent le cas en milieu agricole, les bandes de protection riveraine

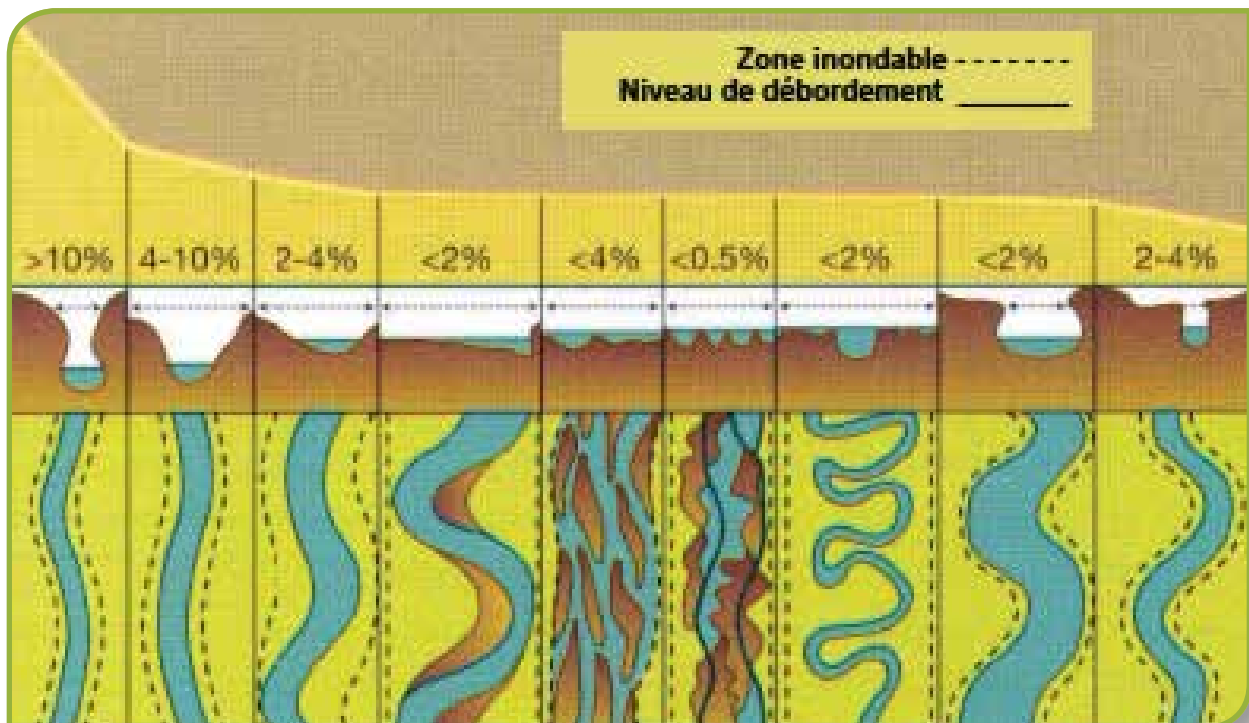


Figure 13 : De haut en bas, vues longitudinales, latérales et aériennes des principaux types de cours d'eau naturels en fonction de leurs caractéristiques géomorphologiques (Rosgen, 1994; Naiman *et al.*, 2005).



Figure 14 : Exemple de bandes riveraines arborescentes (en arrière-plan) outrepassées par le réseau hydrographique intermittent suite à des pluies abondantes (J. Fortier).



Figure 15 : Plusieurs cours d'eau intermittents sont une source importante de pollution agricole diffuse (J. Fortier).

sont généralement établies sur des cours d'eau permanents, ce qui fait qu'elles peuvent facilement être court-circuitées par le réseau intermittent lors d'épisodes de fortes pluies ou lors de la fonte des neiges (Figure 14). La connectivité entre le réseau hydrographique intermittent et permanent revêt une importance particulière dans le milieu agricole, car une bonne partie de la pollution diffuse provient de ces petits cours d'eau intermittents, qu'ils soient d'origine naturelle, ou aient été créés par l'humain à des fins de drainage (Figure 15).

En milieu agricole, la topographie peut également faire en sorte qu'il y ait des voies d'écoulement préférentiel souterraines et en surface (Tomer *et al.*, 2009) (Figure 16). Le type de sol a aussi une

influence importante sur le mouvement de la nappe phréatique (e.g. conductivité hydraulique du sol) et sur l'infiltration de l'eau (porosité du sol) (Dosskey *et al.*, 2006). La superficie agricole qui est drainée vers la zone riveraine de même que l'intensité de l'agriculture (culture annuelle vs pâturage) sont également des facteurs qui influencent l'ampleur de la connectivité hydrologique entre le milieu agricole et la zone riveraine (Dosskey *et al.*, 2008).

La capacité de filtration des nutriments contenus dans les nappes phréatiques par la végétation riveraine est également tributaire de la connectivité verticale qui existe entre la végétation riveraine et la nappe phréatique. Ainsi, l'interaction entre la zone racinaire des végétaux et la nappe phréatique varie

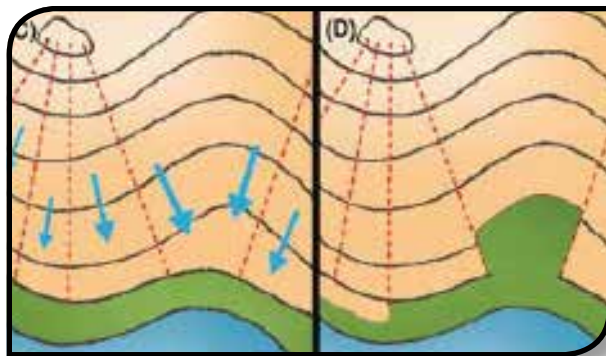


Figure 16 : À gauche, carte illustrant l'importance du ruissellement de surface en fonction de la topographie – la dimension des flèches indique l'importance du ruissellement. À droite, aménagement de la bande riveraine (en vert) en fonction des patrons de ruissellement (Bentrup, 2008).

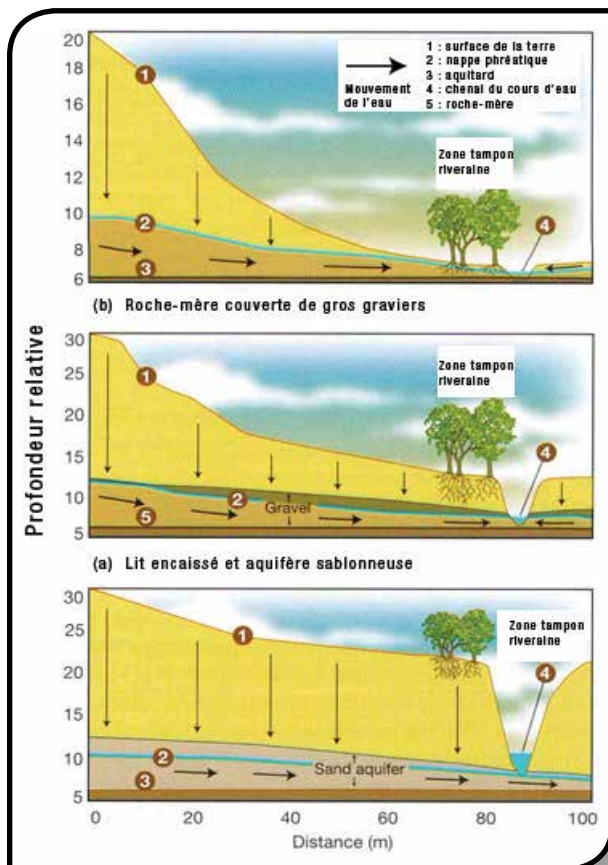


Figure 17 : L'interaction entre la végétation riveraine (*riparian buffer zone*) varie en fonction de la géomorphologie locale. Dans les figures a et b (roche-mère recouverte de gravier grossier), la végétation riveraine peut interagir avec la nappe phréatique contrairement au cas présenté à la figure c (chenal profondément encaissé et aquifère sablonneux). Traduction de la légende : 1. surface; 2. nappe phréatique; 3. aquitard; 4. chenal du cours d'eau; 5. roche-mère. Les flèches indiquent le mouvement de l'eau (*movement of water*). (Adapté de Lowrance *et al.* 1997 par Naiman *et al.* 2005).

dépendamment de la géomorphologie locale du cours d'eau (Figure 17). Moins la zone racinaire et la nappe phréatique interagissent, moins grand est le potentiel d'interception de la pollution diffuse (Lowrance *et al.*, 1997). C'est généralement sur les cours d'eau encaissés que cette interaction est la plus faible.

Soulignons également que la connectivité verticale entre la végétation et la nappe phréatique peut dépendre du type de végétation présent. Ainsi, la végétation qui possède un système racinaire profond peut augmenter la dénitrification et la capture des nutriments dans les couches profondes du sol (Gift *et al.*, 2008; Dosskey *et al.*, 2010).

La largeur de la zone riveraine aménagée ou non cultivée a également une influence sur la connectivité hydrologique latérale et verticale. La protection de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques et terrestres augmente avec la largeur de la bande riveraine lorsqu'il y a une interaction verticale et latérale entre la végétation riveraine, le cours d'eau et la nappe phréatique (Bentrup, 2008; Dosskey *et al.*, 2008). D'autres facteurs permettent de déterminer la largeur optimale de bande riveraine en fonction des services écosystémiques que l'on veut maintenir ou générer (ex : type de sol, type d'agriculture, type de cours d'eau, topographie, espèces menacées) (Bentrup, 2008; Dosskey *et al.*, 2008).

La perte de connectivité entre la plaine inondable et les cours d'eau encaissés peut s'avérer néfaste autant pour la biodiversité terrestre que la biodiversité aquatique, particulièrement pour les espèces qui croissent, nichent et se nourrissent dans la zone riveraine et le cours d'eau (plantes de milieux humides, oiseaux aquatiques, amphibiens, benthos, poissons, etc.) (Quinn *et al.*, 1992; Barton, 1996; Toth *et al.*, 1998; Sweeney *et al.*, 2004; Baxter *et al.*, 2005). Par ailleurs, la connectivité biophysique entre la végétation riveraine et le cours d'eau revêt une importance particulière pour les communautés animales terrestres et aquatiques du fait que des flux réciproques de proies invertébrées lient la chaîne alimentaire terrestre et aquatique (Baxter *et al.*, 2005).

4.1.2. La connectivité terrestre

La connectivité longitudinale terrestre consiste en une relation spatiale entre les systèmes naturels d'une matrice dominée par les activités agricoles (Figure 18). La zone riveraine peut servir de corridor pour faciliter le mouvement et la dispersion de

la faune et de la flore terrestre à l'intérieur des paysages agricoles (Spackman and Hughes, 1995; Burbrink *et al.*, 1998).



Figure 18 : Exemple d'un corridor riverain connecté à un îlot forestier et à un système de brise-vent dans la matrice agricole (USDA).

Les dimensions du corridor (largeur et longueur), sa continuité et sa composition végétale influencent les espèces qui utilisent le corridor (Kringen and Gray, 1990; Spackman and Hughes, 1995; Maisonneuve and Rioux, 2001; Deschênes *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2004). Par exemple, Spackmann et Hughes (1995) ont observé que des corridors riverains de 10 à 30 m de large sont nécessaires pour protéger 90% des plantes de milieux humides le long des petits cours d'eau, alors que des corridors riverains de 75 à 175 m de large sont nécessaires pour protéger les oiseaux. Environnement Canada, dans son Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs, recommande qu'une végétation soit présente sur 75% des berges d'un cours d'eau et que cette zone de végétation ait au moins 30 m de largeur (Environnement Canada, 2004). Des recommandations additionnelles sont présentées pour la valorisation des milieux humides et forestiers, notamment en ce qui concerne la largeur des corridors boisés, lesquels devraient avoir une largeur de 50 à 100 m pour faciliter les déplacements de la faune.

4.2. LA COUVERTURE VÉGÉTALE

4.2.1. Les fonctions écologiques de la végétation riveraine

Certaines fonctions sont remplies plus ou moins efficacement en fonction du type de couvert végétal de la zone riveraine. Le tableau de

l'annexe 2 dresse un inventaire de la capacité de la végétation ligneuse et herbacée à remplir certaines fonctions écologiques auxquelles sont liés des services écologiques. À la lecture de ce tableau, on peut constater que la contribution respective des plantes ligneuses et herbacées aux différents services écologiques est différente. On peut également constater que la végétation ligneuse semble générer davantage de services, tant sur le plan de la protection de la qualité de l'eau et de la protection des habitats (terrestres et aquatiques) que sur le plan agronomique.

4.2.2. La végétation des écotones riverains naturels du Canada

Pour évaluer la santé de la zone agroriveraine en milieu agricole, il est important d'identifier les principales espèces végétales qui colonisent naturellement la zone riveraine en l'absence de perturbation anthropique. Basé sur cette connaissance, il est alors possible de déterminer si une zone riveraine perturbée par des activités agricoles est plus ou moins éloignée de sa trajectoire naturelle en ce qui concerne la succession végétale (Kay, 1991).

À l'échelle du Canada, les activités agricoles sont essentiellement concentrées dans le sud du pays, soit dans les régions forestières suivantes : forêt acadienne, forêts des Grands Lacs et du St-Laurent, bois de feuillus, forêt boréale, forêt et prairie boréales et forêt côtière (Figure 19). À l'origine, la plupart des écotones riverains canadiens présents aujourd'hui en milieu agricole étaient dominés par la forêt. Même dans les Prairies, où la végétation herbacée domine le paysage en raison du climat sec, ce sont les arbres qui colonisent habituellement la zone riveraine des rivières. Les forêts riveraines sont parmi les seuls endroits boisés des Prairies parce qu'il y a suffisamment d'eau pour assurer la prospérité des arbres (Floate, 2004). Ces forêts riveraines ont d'ailleurs une importance particulière pour la biodiversité de cette écozone (Finch and Ruggiero, 1993; Holloway and Barclay, 2000). Il se peut toutefois que l'humidité du sol ne soit pas suffisante pour accommoder naturellement des arbres sur les petits cours d'eau (Figure 20). Le tableau 2 fournit une liste des principales espèces que l'on observe dans les zones riveraines naturelles du Canada où des activités agricoles sont exercées.

Il est important de souligner que suite à la

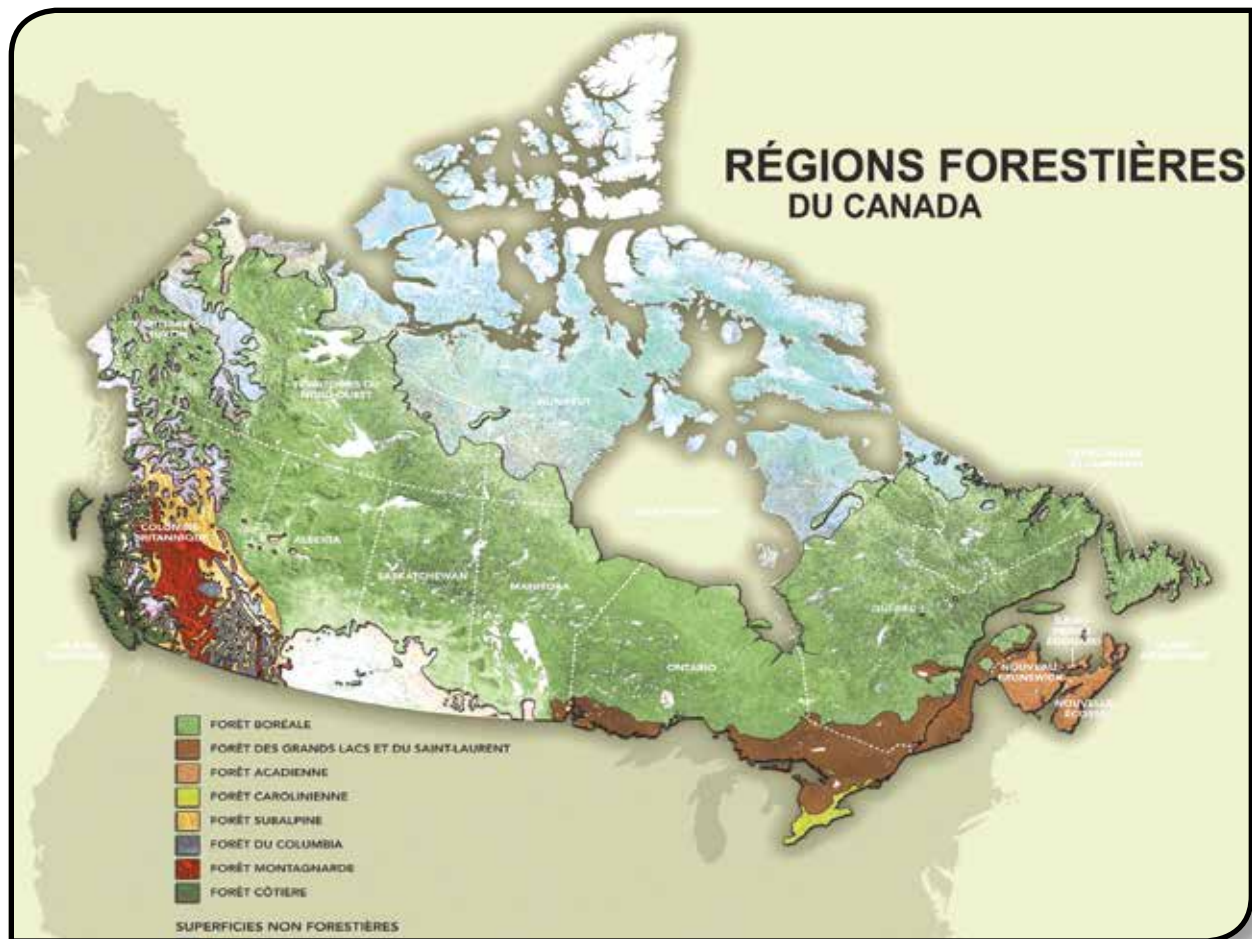


Figure 19 : Les régions forestières du Canada (Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada).



Figure 20 : Exemple de zone agroriveraine dominée par les plantes herbacées et les arbustes dans les Prairies canadiennes (Shelterbelt center, Indian Head, Saskatchewan) (crédit photo : J.Fortier).

Tableau 2 : Principales espèces ligneuses indigènes présentes dans les zones riveraines naturelles du Canada où il y a aujourd'hui des activités agricoles.

Région du Canada	Nom latin	Nom commun
Est du Canada	<i>Acer Rubrum</i> <i>Acer saccharinum</i> <i>Alnus incana subsp. rugosa</i> <i>Betula papyfera</i> <i>Cornus stolonifera</i> <i>Fraxinus nigra</i> <i>Fraxinus pennsylvanica</i> <i>Larix laricina</i> <i>Myrica gale</i> <i>Picea glauca</i> <i>Picea mariana</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Populus balsamifera</i> <i>Populus deltoides</i> <i>Populus x Jackii (BxD)</i> <i>Quercus bicolor</i> <i>Salix sp.</i> <i>Thuja occidentalis</i> <i>Ulmus americana</i>	Érable rouge Érable argenté Aulne rugueux Bouleau à papier Cornouiller stolonifère Frêne noir Frêne rouge Mélèze laricin Myrique baumier Épinette blanche Épinette noire Pin blanc Peuplier baumier Peuplier deltoïde Peuplier hybride de Jack Chêne bicolore Saule Thuya occidental Orme d'Amérique
Prairies	<i>Acer negundo</i> <i>Cornus stolonifera</i> <i>Fraxinus pennsylvanica</i> <i>Larix laricina</i> <i>Picea glauca</i> <i>Populus angustifolia (A)</i> <i>Populus balsamifera (B)</i> <i>Populus deltoides (D)</i> <i>Populus x jackii (BxD)</i> <i>Populus x acuminata (AxD)</i> <i>Populus (BxA)</i> <i>Populus (BxAxD)</i> <i>Salix sp.</i>	Érable à feuille composée Cornouiller stolonifère Frêne rouge Mélèze laricin Épinette blanche Peuplier à feuille étroite Peuplier baumier Peuplier deltoïde de l'Ouest Peuplier de Jack Peuplier à feuilles acuminées Peuplier hybride Peuplier hybride Saules
Valley de l'Okanagan	<i>Betula occidentalis</i> <i>Cornus stolonifera</i> <i>Populus trichocarpa</i> <i>Salix sp.</i>	Bouleau fontinal Cornouiller stolonifère Peuplier de l'Ouest Saule
Côte Ouest	<i>Abies amabilis</i> <i>Acer circinatum</i> <i>Acer macrophyllum</i> <i>Alnus rubra</i> <i>Alnus sinuata</i> <i>Picea sitchensis</i> <i>Populus trichocarpa</i> <i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Salix sp.</i> <i>Thuja plicata</i> <i>Tsuga heterophylla</i>	Sapin amabilis Érable circiné Érable à grandes feuilles Aulne rouge Aulne de Sitka Épinette de Sitka Peuplier de l'Ouest Sapin Douglas Saule Cèdre de l'Ouest Pruche de l'Ouest

colonisation du Canada, les forêts d'origine ont disparu sur presque l'ensemble du territoire où il y a aujourd'hui des activités agricoles intensives (Bélanger and Grenier, 2002). Par conséquent, les forêts naturelles riveraines d'aujourd'hui contiennent probablement plus d'espèce de début ou de milieu de succession qu'à l'origine. Par exemple, sur la côte Ouest où les gros conifères riverains ont été coupés, la végétation ligneuse se compose souvent de *Populus trichocarpa*, *Acer macrophyllum* et *Alnus rubra*, des espèces de début de succession (D.Gagnon, comm. pers.).

Soulignons que les zones riveraines naturelles abritent plusieurs espèces végétales menacées ou vulnérables. Au Québec, près de la moitié des 375 plantes menacées, vulnérables ou susceptibles d'être vulnérables sont associées aux milieux humides ou riverains (Gouvernement du Québec, 2007).

À l'échelle du paysage, les différents ordres de cours d'eau permettent le développement de systèmes riverains distincts sur les plans structurels et floristiques (Gregory *et al.*, 1991). Cela est dû notamment à la variation des conditions hydrologiques et géomorphologiques d'un ordre à l'autre, comme la fréquence, la durée et la magnitude des inondations (Bendix and Hupp, 2000).

Les perturbations dues aux inondations déterminent en partie la succession végétale en zone riveraine (Tabacchi *et al.*, 1998). Dans les Prairies, la dynamique naturelle des boisés riverains est largement tributaire des inondations. Les inondations majeures s'avèrent essentielles à la colonisation de la zone riveraine par les peupliers,

qui profitent des conditions temporaires d'humidité dans le sol pour s'établir (Cordes *et al.*, 1997).

D'autre part, l'existence d'un gradient latéral de saturation hydrique (qui varie en fonction des dépôts alluviaux) a aussi une influence importante sur la distribution des espèces végétales (Figure 21). Les zones riveraines qui présentent une plaine inondable relativement large et qui demeure saturée d'eau pratiquement en permanence sont difficilement colonisées par les arbres en raison des conditions d'anoxie du sol (Figure 22).

L'invasion des corridors riverains naturels (mais aussi ceux modifiés par l'humain) par les plantes introduites (exotiques) est un phénomène observé mondialement, autant en milieu forestier que dans les prairies naturelles (Pysek and Prach, 1993; Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; *Stohlgren et al.*, 1998; Hood and Naiman, 2000). Ce phénomène est principalement dû à (1) la proximité du cours d'eau qui favorise le transport des propagules vers un site où la germination est facilitée; (2) la fréquence et l'intensité des perturbations associées aux inondations, lesquelles créent un environnement où la compétition végétale est réduite; et (3) la grande disponibilité de l'eau dans le sol qui favorise la croissance et la reproduction (Hood and Naiman, 2000). Les résultats de Planty-Tabacchi *et al.* (1996) suggèrent d'ailleurs que l'invasion des communautés riveraine est directement proportionnelle à la richesse de la communauté, indépendamment du lieu. Ces auteurs suggèrent que ce sont les communautés riveraines jeunes ou davantage perturbées qui présentent les plus forts taux d'invasion par les espèces introduites. Les îlots riverains ayant un haut ratio de superficie

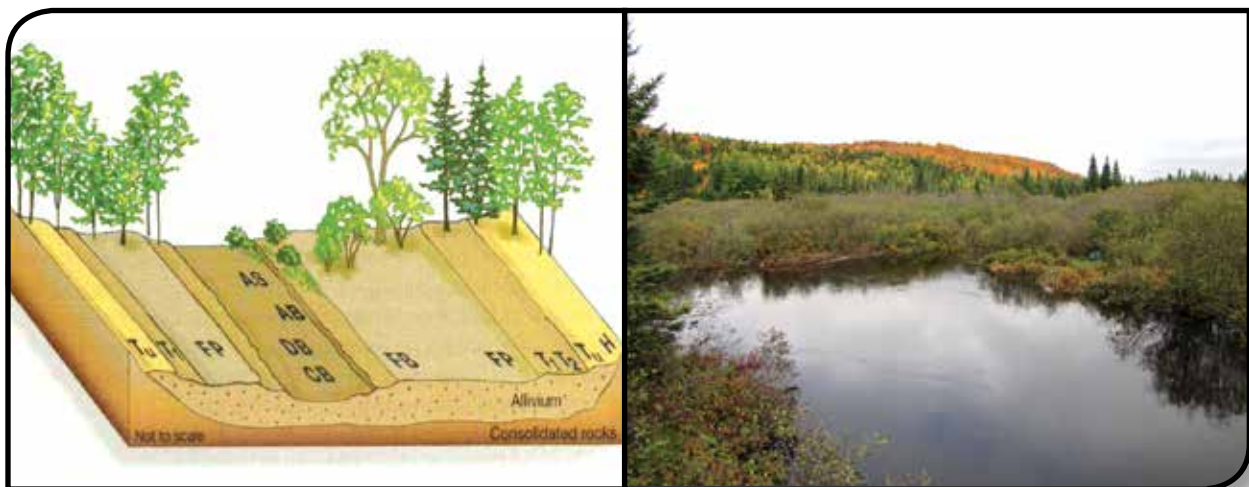


Figure 21 : À gauche : Diagramme des formations alluviales : CB-lit du cours d'eau, DB-dépôts émergents, AB-berge, FB-berge de la plaine inondable, FP-plaine inondable, T1-basse terrasse, T2-haute terrasse (piedmont), H-collines /montagnes (Naiman *et al.* 2005). Exemple d'un gradient latéral d'espèces où l'aulne pousse dans la plaine inondable, l'épinette blanche, sur la terrasse et les feuillus, sur les collines (crédit photo : J. Fortier).



Figure 22 : Zone riveraine naturelle (domaine de l'érablière à bouleau jaune) colonisée principalement par les plantes herbacées (crédit photo : J.Fortier).

de bordure / superficie totale sont également plus susceptibles à l'invasion par les plantes exotiques (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996).

Mentionnons également qu'en milieu agricole, les zones riveraines subissent les perturbations additionnelles liées aux activités humaines en périphérie. La pression d'invasion des plantes exotiques est plus grande due à la présence des mauvaises herbes dans les cultures adjacentes et aux travaux de verbalisation qui créent des environnements favorables à l'invasion (sol à nu, érosion, sédimentation).

4.2.3. La végétation des écotones riverains en milieu agricole

Comme nous venons de le mentionner, le type de végétation qui colonise la zone riveraine est largement tributaire de l'état de la connectivité biophysique, des perturbations liées à l'inondation et de la géomorphologie (Bendix and Hupp, 2000). La dynamique des communautés végétales riveraines est également affectée par les activités agricoles adjacentes et les impacts des interventions présentes ou passées.

La déforestation de la zone riveraine pour en faire un usage agricole est une perturbation majeure qui peut initier d'importants changements. Plusieurs cours d'eau qui subissent ce stress s'érodent graduellement et la nappe phréatique devient de plus en plus profonde (Sweeney *et al.*, 2004). Graduellement, la zone riveraine perd le gradient de saturation hydrique qui supporte une diversité d'espèces des milieux humides. Si l'exploitation agricole cesse, la zone riveraine ne sera pas nécessairement repeuplée par des espèces caractéristiques des plaines inondables puisque la connectivité biophysique entre la végétation, la nappe phréatique et le cours d'eau a été réduite ou supprimée. Dans un tel contexte, la restauration de la zone riveraine ne devrait pas être orientée vers le rétablissement des communautés végétales d'origine (Dosskey *et al.*, 2010), mais par l'emploi d'espèces végétales adaptées aux nouvelles conditions. Au Québec, l'hydrologie et la morphologie des cours d'eau agricoles ont souvent été modifiées par le drainage, le redressement des berges et la verbalisation (Beaulieu, 2001). Leurs berges ne supportent pas toujours le même cortège d'espèces végétales que celui qui caractérise les zones riveraines des milieux naturels.



Figure 23 : Importante population de phragmite commun le long d'un fossé routier, à droite, et d'un fossé de drainage agricole en Montérégie, à gauche (crédit photo : J. Fortier).

Les activités agricoles (labour, fertilisation, drainage, chaulage) modifient également les propriétés du sol et causent souvent son homogénéisation, si bien que des forêts secondaires (post-agricoles) veilles de 100 ans ont une composition en espèces végétales altérées par rapport à la forêt primaire (Flinn and Marks, 2007; Vellend *et al.*, 2007). Cependant, une analyse des traits fonctionnels de la flore d'érablières du Québec a révélé peu de différences entre les érablières anciennes non-aménagées et les érablières s'étant régénérées après avoir été défrichées au 19^{em} siècle pour l'agriculture (Aubin *et al.*, 2007). Les auteurs concluent que la flore des sous-bois de la forêt laurentienne peut conserver ses fonctionnalités malgré des perturbations majeures et que la strate arborée des forêts étudiées est apte à se régénérer naturellement à long terme. On peut se questionner sur la capacité des essences forestières à coloniser certaines zones riveraines en raison de la forte compétition des plantes herbacées et de l'absence d'arbres semenciers dans le paysage.

L'importante connectivité qui existe entre les milieux humides linéaires (p. ex. les fossés routiers et les fossés de drainage agricole) peut également faciliter l'envahissement des corridors agrioriverains par des espèces exotiques agressives comme le phragmite commun (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud; Figure 23) (Maheu-Giroux and de Blois, 2007). Les conditions de pleine lumière qui prévalent dans plusieurs milieux agrioriverains déboisés facilitent leur colonisation par les plantes exotiques car la plupart de celles-ci sont intolérantes à l'ombre (Parendes and Jones, 2000; Martin *et al.*, 2009).

Plusieurs interventions peuvent être envisagés afin de restaurer les communautés indigènes affectées par l'invasion des plantes exotiques : la restauration du régime hydrique, la stabilisation des berges, la répression directe des plantes exotiques par la lutte

biologique ou mécanique, la manipulation du régime des perturbations (feu, broutage) et l'établissement de plantes indigènes compétitives (Richardson *et al.*, 2007). Ces interventions peuvent être utilisées seules ou en combinaison, selon le contexte et la communauté végétale à restaurer.

Dans des paysages autrefois forestiers du Wisconsin, É.U, les zones riveraines boisées du territoire agricole abritent davantage de plantes indigènes que les zones riveraines dominées par les herbacées ou broutées par le bétail (Paine and Ribic, 2002). Dans le bassin versant agricole de la rivière Boyer, les plantes printanières éphémères poussent principalement dans les habitats riverains boisés (Boutin *et al.*, 2003), des espèces indicatrices de l'intégrité écologique de la forêt laurentienne (Boutin *et al.*, 2003; Aubin *et al.*, 2007). Toutefois, aucune espèce intéressante sur le plan de la conservation n'a été recensée dans l'étude de Boutin *et al.* (2003), même dans les habitats riverains boisés.

4.2.4. Le bois mort

Comme décrit dans le tableau de l'annexe 2, le bois mort, particulièrement celui de gros calibre, est une composante importante des systèmes riverains, autant pour la qualité de l'eau que pour l'habitat terrestre et aquatique (Fetherston *et al.*, 1995; Abbe and Montgomery, 1996). Les gros débris ligneux qui se retrouvent au sol et dans le cours d'eau ont également une influence importante sur le régime hydrologique du cours d'eau (Tabacchi *et al.*, 2000). Le bois mort a d'importantes fonctions sous toutes ses formes : chicots, arbres tombés au sol, souches, embâcles, bois submergé ou barrages de castor (Figure 24). Lorsque mise en parallèle avec d'autres indicateurs, la complexité des formes de bois mort au sein de la zone riveraine peut également être utilisée pour caractériser la santé de l'habitat riverain et aquatique (Quinn *et al.*, 1997a).



Figure 24 : À gauche, embâcle formé par des arbres morts. À droite, un grand pic se nourrit sur un chicot. Les deux photos ont été prises dans une zone riveraine du parc du Domaine vert, Mirabel (Qc) (crédit photo ; J. Fortier).

4.3. L'hétérogénéité spatiale

À l'échelle du paysage, les zones agroriveraines sont des corridors uniques à l'intérieur de la matrice agricole. Elles agissent comme un conduit pour la matière et les espèces, mais également comme une barrière pour la matière qui y percole perpendiculairement. Le couvert végétal

permet habituellement de différencier les îlots qui composent la mosaïque riveraine, car le couvert végétal est tributaire des conditions de saturation hydrique dans le sol, des perturbations naturelles et anthropiques et de la dynamique hydrologique (Figure 25) (Naiman *et al.*, 2005). Chaque îlot possède un assemblage particulier d'espèces, un

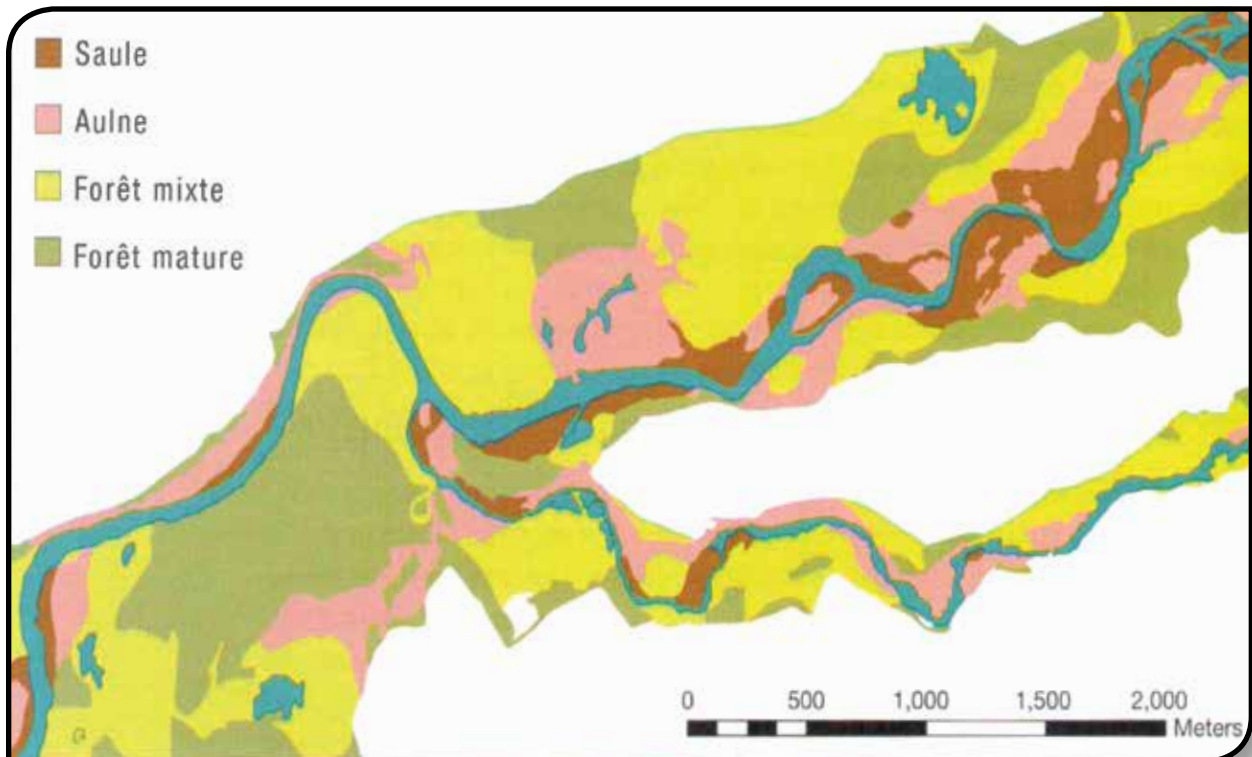


Figure 25 : Le long du corridor riverain de la rivière Queets (Washington, É.-U.), la migration du chenal de la rivière est responsable de l'établissement de différentes espèces. Les îlots sont identifiés en fonction des espèces végétales dominantes : saules (*willow*), aulnes (*alder*), forêt d'épinette mixte (*mixed forest*) et forêt mature d'épinette (*mature forest*) (Naiman *et al.*, 2005).

contexte hydrogéologique distinct et donc une connectivité biophysique particulière.

Par conséquent, à l'échelle du paysage, il existe une dynamique et des interactions complexes entre les îlots riverains, mais également entre les îlots et la matrice agricole. Cela fait en sorte que les différents îlots de végétation produisent des services écologiques spécifiques dans l'agroécosystème (Paine and Ribic, 2002; Boutin *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2004; Naiman *et al.*, 2005; Knight *et al.*, 2010). Par ailleurs, un corridor riverain qui est complexe et hétérogène du point de vue de sa couverture végétale indique possiblement que la complexité hydrologique du corridor a été maintenue.

La restauration et la protection locale d'habitats naturels semblent plus importantes dans les paysages homogènes dominés par l'agriculture intensive que dans les paysages agricoles déjà complexes (Andrén, 1994; Tschardtke *et al.*, 2005). En d'autres termes, le potentiel de gains en matière de qualité de l'habitat et de biodiversité globale est plus grand si l'on restaure des paysages homogènes aménagés intensivement (Tschardtke *et al.*, 2005).

4.4. Les stress subis par la zone agroriveraine

Comme nous l'avons présenté à la section 3.1, la notion de stress est liée au concept de santé d'un système naturel (Rapport *et al.*, 1998). Pour tout système, le niveau de stress qu'il subit sera fonction de la nature des perturbations, mais également des perturbations qui affectent le paysage environnant. Ainsi, deux zones riveraines de composition végétale similaire pourraient avoir un état de santé différent du fait qu'elles ne subissent pas les mêmes stress ou un niveau d'un stress comparable (ex : bande riveraine boisée en bordure d'un champ de maïs vs en bordure d'un pâturage clôturé).

Contrairement aux écotones riverains vierges qui sont seulement soumis à des perturbations et des

stress naturels (inondations, chablis, feux, épidémie d'insectes, broutage, etc.), les zones agroriveraines sont aussi soumises à de nombreux stress anthropiques qui amplifient parfois les perturbations naturelles. Il est donc important de bien caractériser l'agroenvironnement entourant la zone riveraine pour identifier toute source de stress qui peut compromettre le développement et la pérennité du système riverain. La résilience face à un stress donné est différente selon le type de système affecté par le stress, quoique certaines tendances générales soient observées (annexe I) (Odum, 1985; Groffman *et al.*, 2006). On peut observer plusieurs effets en fonction de la fluctuation de l'intensité du stress dans le temps : stress décalé, ponctuel ou chronique, et d'intensité croissante, constante ou décroissante. Par ailleurs, les nouveaux stress qui peuvent apparaître soudainement peuvent venir exacerber d'autres stress déjà existants.

Pour ces raisons, les réponses d'un écosystème aux stress sont souvent non linéaires et diffuses dans le temps (Groffman *et al.*, 2006). Il est difficile de prévoir la réponse complète d'un système aux stress surtout lorsque ceux-ci sont nombreux (Rapport, 1992).

Dans une perspective d'évaluation de la santé de la zone riveraine, il est important d'établir sur quelle étendue un stress est présent (Figure 26) (Stoddard *et al.*, 2005). Il faut aussi caractériser sa fréquence, sa persistance, sa sévérité et sa complexité spatio-temporelle. (Stoddard *et al.*, 2005) et mettre en ordre d'importance les différents stress que peut subir la zone agroriveraine.

Cette section contient un bref aperçu de certains stress anthropiques et naturels (perturbations naturelles) susceptibles de compromettre le développement et l'organisation d'un système riverain.

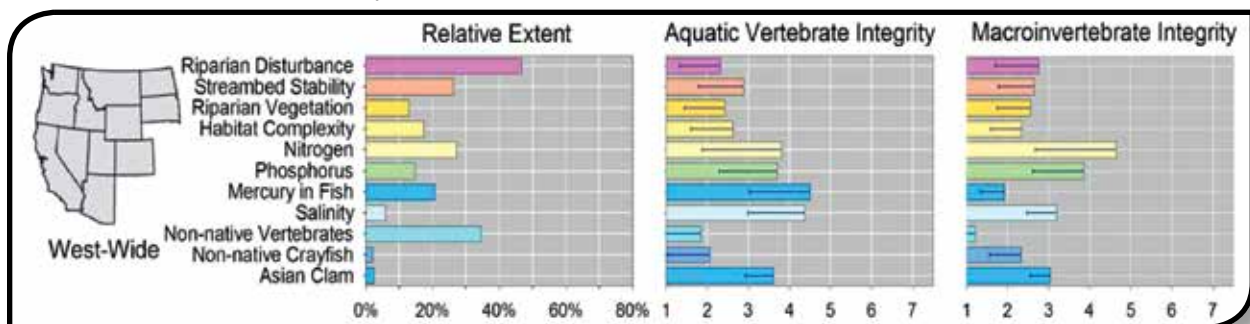


Figure 26 : Étendue relative (*relative extent*) des perturbations par km de cours d'eau, et risque relatif (*relative risk*) que pose chaque perturbation pour l'intégrité des communautés de vertébrés et de macro invertébrés aquatiques (*aquatic vertebrate integrity et macroinvertebrate integrity*) dans les petits cours d'eau et les rivières des États de l'ouest des États-Unis (*West-Wide*) (Stoddard *et al.*, 2005). Perturbations listées : perturbation riveraine (*riparian disturbance*), stabilité du lit du cours d'eau (*streambed stability*), végétation riveraine (*riparian vegetation*), complexité de l'habitat (*habitat complexity*), azote (*nitrogen*), phosphore (*phosphorus*), mercure dans le poisson (*mercury in fish*), salinité (*salinity*), écrevisse exotique (*non-native crayfish*), palourde asiatique (*asian clam*).

4.4.1. Les stress anthropiques

La récolte de bois

La récolte complète (coupe à blanc) de la matière ligneuse dans une zone riveraine est un stress important puisqu'elle renvoie le système vers un état moins avancé de développement, c'est-à-dire au début de la succession végétale (Figure 26). La récolte complète peut avoir plusieurs impacts sur l'habitat riverain :

- Réduction de la capacité à intercepter la lumière en bordure du cours d'eau et à créer un microclimat (effet sur le régime thermique de l'eau et le développement des algues)
- Perte d'habitats forestiers
- Augmentation de la susceptibilité du système aux plantes envahissantes intolérantes à l'ombre.

Les impacts associés à une récolte partielle du bois seront probablement moindres, car cette pratique conserve la structure arborescente déjà en place.

La conversion en usage agricole

La déforestation suivie de la conversion de la zone riveraine en terre cultivée ou en pâturage est un stress beaucoup plus important en termes de sévérité et de durée que la déforestation suivie d'une reprise de la végétation naturelle. Une zone agroriveraine qui subit ce stress voit généralement sa trajectoire bifurquer de sa trajectoire d'origine (Figure 9). Lorsqu'une zone riveraine naturelle est transformée en culture annuelle ou en pâturage, plusieurs tendances générales peuvent être observées (Kauffman and Krueger, 1984; Quinn *et al.*, 1992; Quinn *et al.*, 1997a; Paine and Ribic, 2002; Sweeney *et al.*, 2004; Flinn and Marks, 2007; Dosskey *et al.*, 2010) :

- Fragilisation des berges
- Érosion du sol mis à nu par le labour (lorsqu'applicable)
- Perturbation de la nature du sol (concentration en matière organique, hétérogénéité spatiale, porosité, compaction, etc.) associée au travail aratoire et au piétinement par le bétail
- Remplacement de la couverture végétale naturelle et perte d'habitats riverains
- Dans les pâturages, diminution de la vigueur et de la biomasse de la végétation riveraine en raison du broutage par le bétail
- Abaissement de la nappe phréatique
- Érosion verticale du cours d'eau

- Plus faible rétention / transformation des polluants
- Diminution de l'infiltration de l'eau
- Diminution de la protection de l'habitat aquatique
- Perte de microclimat
- Augmentation des intrants chimiques (fertilisants, pesticides, amendements)
- Envahissement par les espèces exotiques favorisées par la dégradation de l'habitat

Les activités agricoles en bordure de la zone riveraine

Une bande riveraine naturelle bordée par une culture annuelle subit certains stress associés aux pratiques agricoles pratiquées dans le champ adjacent. Par exemple, la dérive aérienne des herbicides appliqués au champ pourrait compromettre la vigueur et la composition des communautés riveraines et même la survie de certaines plantes de milieu humide (Boutin and Jobin, 1998; Carpenter and Boutin, 2010; Dalton and Boutin, 2010).

Les engrais qui sont employés dans les cultures annuelles peuvent migrer dans le sol riverain et affecter négativement certaines fonctions de la végétation riveraine. Sabater *et al.* (2003) rapportent que le potentiel de réduction de la pollution diffuse azotée est négativement corrélé à la charge en nitrate qui gagne la zone riveraine. Lorsque présent en trop grande concentration dans le sol, l'ammonium et le nitrate peuvent être toxiques pour certaines plantes (van der Eerden, 1982). À l'inverse, les espèces nitrophiles, comme plusieurs plantes introduites et mauvaises herbes, sont favorisées par l'enrichissement du sol en nitrate au détriment de la flore indigène (Reinhart and Callaway, 2006).

Les cultures annuelles peuvent également générer des sédiments qui se déposent dans la zone riveraine (Knight *et al.*, 2010), créant ainsi des sites propices à l'établissement des plantes opportunistes comme plusieurs plantes exotiques envahissantes (Richardson *et al.*, 2007).

Modification de l'hydrologie

La zone agroriveraine se définit en fonction du gradient d'humidité dans le sol (Nilsson and Berggren, 2000; Naiman *et al.*, 2005), elle donc sensible aux modifications hydrologiques. Le drainage des terres abaisse le niveau de la nappe phréatique, ce qui assèche le sol et le rend susceptible d'accueillir des plantes des milieux terrestres et des plantes envahissantes plutôt que des plantes des milieux humides, souvent indigènes (Richardson *et al.*, 2007).

Plusieurs fonctions associées à la connectivité biophysique entre la végétation, la nappe phréatique et le cours d'eau sont affectées négativement par le drainage (voir section 4.1). Dans les bassins versants où il y a beaucoup de drainage agricole, on observe des débits de pointe élevés et de courtes durées en raison du manque de rétention de l'eau dans l'agroécosystème (Gouvernement du Québec, 2007). Ces forts débits alimentent des processus tels que l'érosion des berges et l'érosion du lit.

Dans les Prairies, l'implantation de barrages à des fins d'irrigation s'avère une cause importante de la détérioration en aval des forêts riveraines de peupliers (Rood and Mahoney, 1990; Cordes *et al.*, 1997). Historiquement très abondantes, ces forêts riveraines nécessitent un régime hydrologique naturel pour assurer l'établissement et développement de jeunes arbres (Rood and Mahoney, 1990). En rétablissant un régime hydrologique plus naturel, c'est-à-dire avec des cycles d'inondation et d'assèchement, il est possible de restaurer les communautés de poissons et d'oiseaux aquatiques (Toth *et al.*, 1998). Un diagramme conceptuel des principaux impacts écologiques associés à la régulation du débit d'un cours d'eau est présenté à la Figure 27.

Modification de la morphologie du cours

Le redressement des canaux de drainage et des cours d'eau pour l'évacuation rapide de l'eau (*channel straightening*) altère le régime hydrologique, la structure des berges et la végétation. Comme le drainage, cette intervention abaisse le niveau de la nappe phréatique.

L'artificialisation

L'artificialisation de la zone riveraine par la construction d'infrastructures (murs de soutènement, routes, ponts, habitations, commerces, etc.) conduit au remplacement des berges et de la végétation riveraine par des matériaux dont la seule fonction est de résister à l'érosion. Les murs de soutènement souvent utilisés le long des cours d'eau urbains empêchent les échanges hydrauliques et

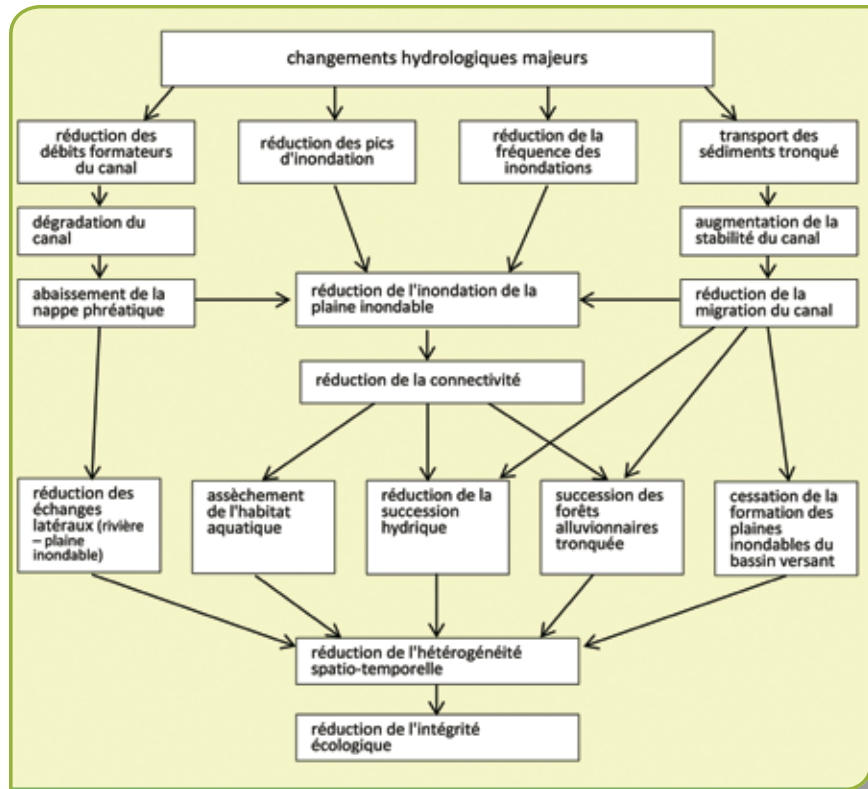


Figure 27 : Diagramme conceptuel des impacts écologiques potentiels de la régulation du débit d'un cours d'eau (tiré de Ward and Stanford, 1995).

biophysiques entre la nappe phréatique et la rivière (Kaushal *et al.*, 2008). Le remblayage élimine la zone riveraine et les milieux humides, ce qui cause une dégradation de l'habitat et des fonctions associées à la zone riveraine.

4.4.2. Les stress et les perturbations naturels

L'inondation et la sécheresse

Le régime d'inondation a un effet important sur la survie et la distribution des espèces végétales riveraines. L'inondation est une perturbation naturelle caractéristique des zones riveraines. Elle favorise habituellement la colonisation du milieu par les espèces tolérantes. Les épisodes extrêmes d'inondation peuvent causer le déclin des espèces non tolérantes à l'inondation qui colonisent la zone riveraine (Vervuren *et al.*, 2003). Cette perturbation peut également favoriser l'envahissement de la zone riveraine par les plantes exotiques (Hood and Naiman, 2000). À l'inverse, une sécheresse prolongée peut mener au déclin des plantes aquatiques obligatoires et favoriser l'implantation des espèces facultatives des milieux humides (Smith *et al.*, 1998).

Les changements climatiques auront vraisemblablement des effets importants sur le régime des perturbations naturelles en milieu riverain,

notamment en ce qui a trait à la récurrence des inondations et des sécheresses (Lehner *et al.*, 2006).

Le broutage par les ongulés

Une population importante d'ongulés peut s'avérer un stress important pour la végétation des milieux riverains. Les chevreuils, en s'alimentant régulièrement des jeunes tiges ligneuses, peuvent nuire à la régénération naturelle ou à l'établissement des plantations (Opperman and Merenlender, 2000; Ripple and Beschta, 2003; Sweeney and Czapka, 2004).

Les plantes exotiques envahissantes

Les plantes exotiques envahissantes perturbent les communautés indigènes riveraines et la biodiversité en général. L'invasion biologique est considérée comme un facteur (ou un stress général) qui affecte les fonctions, la structure et l'assemblage d'espèces des écosystèmes (Vitousek *et al.*, 1996).

5. LES RELATIONS ENTRE LA SANTÉ AGRORIVERAINE ET LA QUALITÉ DE L'HABITAT AQUATIQUE

5.1. L'usage du territoire dans le bassin versant est-il un meilleur indicateur de la qualité de l'habitat aquatique que la santé de la zone riveraine?

La qualité de l'habitat aquatique est fonction de facteurs qui ont une influence à différentes échelles spatiales. Les études réalisées à plusieurs échelles fournissent des indications intéressantes sur les relations qui peuvent exister entre la qualité de l'habitat aquatique et l'utilisation du territoire. De manière générale, ces études multi-scalaires évaluent l'utilisation du territoire à trois échelles distinctes : (1) la bande riveraine comprise entre 30 m et plusieurs centaines de mètres de largeur sur chaque berge pour des segments de cours d'eau ayant une longueur variant d'une centaine de mètres à environ 1 km; (2) la même largeur de bande riveraine, mais pour l'entière section de cours d'eau située en amont du site de mesure et (3) l'ensemble du sous bassin versant situé en amont (Figure 28) (Allan, 2004).

Certaines variables environnementales sont sujettes à varier en fonction des facteurs locaux et régionaux (Figure 29 et Figure 30) (Frissell *et al.*, 1986). Par exemple, l'ombrage est fonction de la composition locale de la végétation riveraine, ce qui influence la température de l'eau sur des distances allant parfois au-delà d'un kilomètre (Quinn *et al.*, 1992; Quinn *et al.*, 1997b). Les facteurs locaux comme la végétation riveraine et la morphologie du

cours d'eau, influencent également l'apport et la rétention de matière organique allochtones (feuilles et bois), ainsi que la structure de l'habitat aquatique (Allan *et al.*, 1997; Oelbermann and Gordon, 2001).

Toutefois, c'est l'utilisation du territoire sur l'ensemble du bassin versant qui bien souvent gouverne l'état de santé d'un cours d'eau. Les études qui ont examiné l'influence de l'utilisation du territoire agricole sur la qualité de l'habitat aquatique à plusieurs échelles spatiales arrivent difficilement à démontrer que ce sont les facteurs locaux, en termes de couverture végétale ou d'occupation de la zone riveraine, qui ont la plus grande influence. Par exemple, l'utilisation du territoire influence l'hydrologie, l'évapotranspiration, le ruissellement des eaux et l'infiltration, il s'agit donc d'un important indicateur de la charge en nutriments qui rejoint un cours d'eau (Boyer *et al.*, 2002; Allan, 2004).

Roth *et al.* (1996) et Allan *et al.* (1997) ont déterminé que la végétation riveraine à l'échelle locale était un indicateur secondaire et faible de l'intégrité du milieu aquatique du cours d'eau agricole étudié, et que la largeur de la zone riveraine occupée par la végétation arborescente ne semblait pas avoir d'effet significatif sur la qualité de l'habitat aquatique. Les résultats suggèrent que l'indice d'intégrité biotique et l'indice d'habitat sont négativement corrélés à la surface occupée par les terres agricoles et positivement corrélés avec la surface occupée par les milieux humides et la forêt. Ces corrélations étaient plus fortes à l'échelle régionale des sous bassins versants et devenaient plus faibles et non significatives à l'échelle locale (Tableau 3).

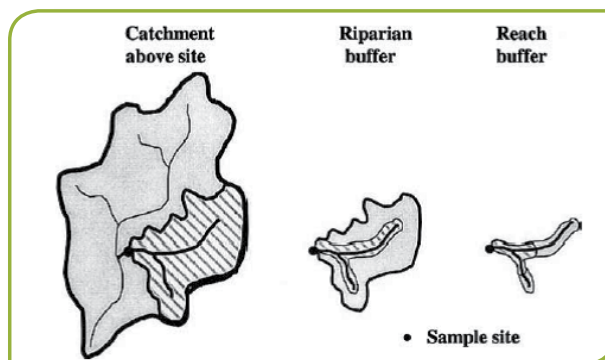


Figure 28 : Les trois échelles spatiales les plus couramment utilisées dans les études visant à étudier les relations entre les variables du paysage et les caractéristiques physiques et biologiques des cours d'eau : le bassin versant en amont du site d'échantillonnage (*catchment above site*), les zones tampons riveraines (*riparian buffer*) situées en amont de la station d'échantillonnage (*sample site*) ou seulement les zones tampons riveraines à proximité immédiate (*reach buffer*) (Allan, 2004).

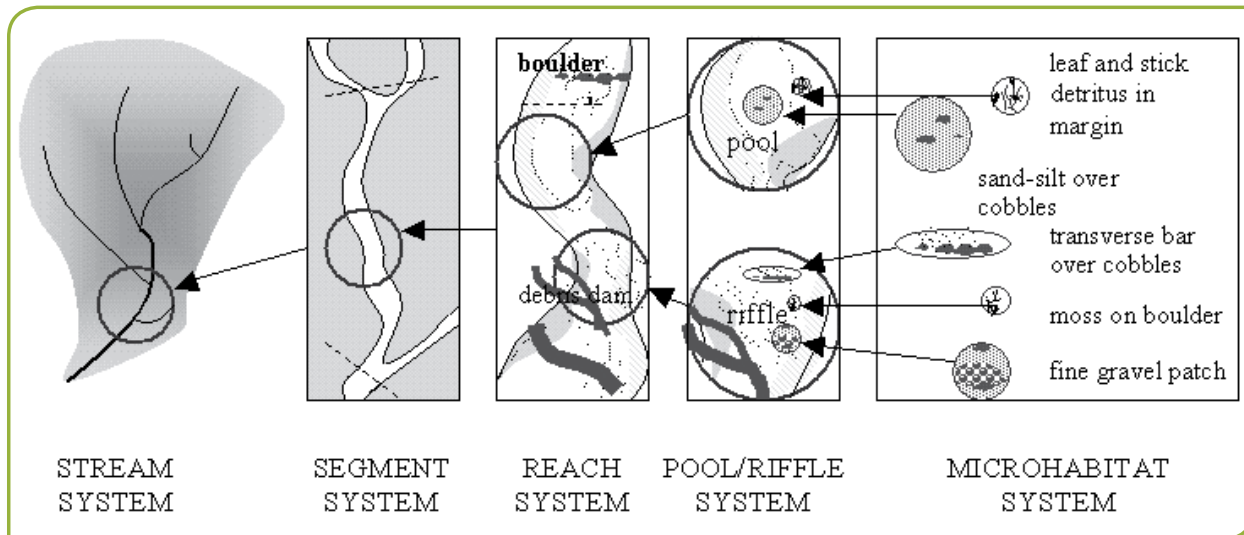


Figure 29 : Influence du paysage sur les structures et les fonctions d'un cours d'eau selon les différentes échelles spatiales : bassin versant (*stream system*), portion du cours d'eau (*segment system*), portion à proximité directe (*reach system*), fosses et rapides (*pool/riffle system*), microhabitats (*microhabitat system*) du cours d'eau. Le diagramme montre les relations hiérarchiques entre l'habitat et les éléments paysagers du cours d'eau (Frissell *et al.*, 1986), du plus petit au plus grand : cascades sur de gros rochers (*boulder cascade*), embâcle de débris (*debris dam*), fosse (*pool*), rapide (*riffle*), débris de feuilles et brindilles sur le bord (*leaf and stick detritus in margin*), sable et limon sur des galets (*sand/silt over cobbles*), seuil de galets (*transverse bar over cobbles*), mousse sur un gros rochers (*moss on boulder*), fond de gravier fin (*fine gravel patch*).

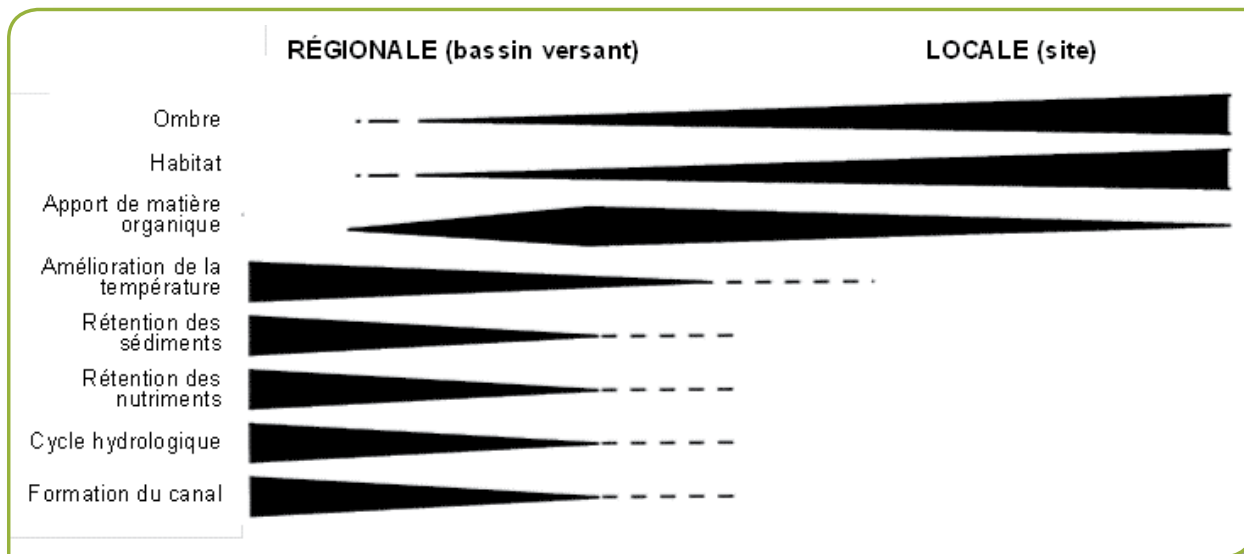


Figure 30 : Schéma hypothétique de l'influence de la végétation terrestre sur les fonctions du cours d'eau en lien avec les échelles locale (10 à 1000 m) et régionale (plus de 1 km) (Allan *et al.*, 1997).

Tableau 3 : Relation entre la proportion de la superficie cultivée à diverses échelles spatiales et l'indice d'habitat et l'indice d'intégrité biotique mesuré à partir des communautés piscicoles ((Roth et al., 1996; Allan et al., 1997). Les coefficients de régression avec un * sont significatifs à $p < 0,05$.

		Section de 150 m	Segment de 1,5 km	Longueur totale du cours d'eau	Bassin versant
Indice d'habitat	R2	0,164	0,160	0,533*	0,758*
Indice d'intégrité biotique	R2	0,017	0,073	0,378*	0,496*

Wang *et al.* (1997) ont analysé la relation entre l'utilisation du territoire et la qualité de l'habitat aquatique de 134 sites situés sur 103 cours d'eau du Wisconsin (États-Unis). L'indice d'intégrité biotique et l'indice d'habitat étaient positivement corrélés à la couverture forestière et négativement corrélés à l'occupation agricole à l'échelle du sous-bassin versant et à l'échelle de la zone riveraine (100 m de largeur). Les corrélations entre la qualité de l'habitat aquatique et l'utilisation du territoire étaient généralement plus fortes à l'échelle des sous-bassins versants qu'à l'échelle locale de la zone riveraine.

Stephenson and Morin (2009) ont observé que le couvert forestier à l'échelle du bassin versant expliquait mieux la structure des communautés végétales et la biomasse algale, benthique et piscicole que la couverture végétale à l'échelle locale et régionale. L'étude a été effectuée dans la région d'Ottawa (Québec et Ontario), sur 38 forêts riveraines à 55 échelles spatiales différentes (forêt riveraine sur une largeur variant de 10 à 320 m et sur une longueur variant de 10 à 1280 m à toute la longueur du cours d'eau situé en amont des sites d'échantillonnage).

Une autre étude réalisée sur 25 cours d'eau agricoles du Wisconsin (É.-U.) montre à quel point il est difficile d'isoler l'influence relative des facteurs naturels et des facteurs anthropogéniques sur la qualité de l'habitat aquatique car ces facteurs ont tendance à covarier (Fitzpatrick *et al.*, 2001). Par ailleurs, l'effet des caractéristiques environnementales variait selon l'indicateur biotique utilisé. Par exemple, l'usage du territoire dans le bassin versant et la bande riveraine (50 m de large), la géomorphologie, la largeur de la végétation riveraine à l'échelle locale, ainsi que la largeur du cours d'eau avaient tous un effet sur l'indice d'intégrité biotique calculé pour les poissons et pour les diatomées, de même que sur la diversité

des invertébrés et le nombre de taxons d'algues. Toutefois, le pourcentage EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, et Trichoptera), l'indice biotique à l'échelle de la famille et l'indice de pollution basé sur les diatomées étaient mieux corrélés à la concentration en nutriments et à la variabilité du débit. En contrepartie, l'indice d'intégrité biotique calculé pour les poissons s'est montré plus sensible aux usages de la zone riveraine sur l'ensemble du réseau hydrologique.

Certaines autres études montrent également que ce sont les facteurs locaux, en termes de couverture végétale en milieu riverain, qui sont plus fortement corrélés aux indices d'intégrité chez les communautés benthiques et piscicoles. Suite à des observations réalisées dans trois sous-bassins versants agricoles du bassin versant de la rivière Raisin au Michigan (États-Unis), Lammert et Allan (1999) ont observé des corrélations plus fortes entre les variables aquatiques et le type de couverture végétale sur une zone riveraine de 100 m de large comparativement au type de couverture végétale à l'échelle du bassin versant. Toutefois, les corrélations observées entre les indices d'intégrité biotique et la végétation riveraine, bien que significatives, expliquaient une partie modeste de la variabilité. La corrélation la plus forte a été obtenue entre le pourcentage de forêt riveraine (100 m de largeur) et l'indice d'intégrité biotique pour les invertébrés ($r=0,35$). Les modèles obtenus à l'aide de régressions multiples ont permis d'obtenir des corrélations plus fortes avec les meilleurs modèles qui regroupaient des variables caractérisant l'habitat local (pourcentage de forêt riveraine, stabilité du courant, type de substrat, largeur du cours d'eau).

Les travaux de Sponseller *et al.* (2001), réalisés dans neuf sous bassins versants des Appalaches où les usages du territoire sont multiples, suggèrent également que la couverture végétale à une échelle locale (largeur de 30 m et couvrant 200 m de cours

d'eau) est plus fortement corrélée aux indices benthiques que lorsqu'elle est mesurée à des échelles plus grandes. Les auteurs pensent que l'effet bénéfique des fragments de forêt riveraine sur le régime thermique est un facteur critique qui explique la distribution de plusieurs espèces dans les affluents des tronçons principaux où l'occupation du territoire est multiple.

L'étude des relations entre la couverture végétale et les communautés benthiques à trois échelles spatiales dans 33 sous-bassins versants de la Upper Thames River (Ontario, Canada) suggèrent que la proportion du couvert forestier et de l'espace cultivé à l'échelle locale influence les communautés benthiques, alors qu'aucune relation significative n'a été observée à l'échelle des sous-bassins versants (Rios and Bailey, 2006).

Une étude réalisée dans l'état du Michigan sur trois bassins versants où l'usage du territoire est multiple (forêt, agriculture, ville, industrie) suggère que la structure et les fonctions des communautés de macroinvertébrés sont davantage influencées par des facteurs locaux de l'habitat que par l'usage du territoire à l'échelle du bassin versant (Stewart *et al.*, 2000).

D'autres études suggèrent que les facteurs locaux et les facteurs à l'échelle du bassin versant ont une influence partagée sur la composition des communautés de macroinvertébrés aquatiques. C'est le cas d'une étude comparant des cours d'eau bordant des cultures de maïs, des pâturages avec libre accès au cours d'eau et des sites forestiers (Kyriakeas and Watzin, 2006).

Au Québec, l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) évalué sur une largeur de 30 m de long de la rivière Chaudière, un cours d'eau d'ordre supérieur, n'était pas corrélé de manière significative à l'indice d'intégrité biotique ($r=0,23$; $p=0,22$), calculé avec les communautés piscicoles, et l'indice biotique global ($r=0,33$; $p=0,07$), calculé avec les communautés d'invertébrés (St-Jacques and Richard, 1998). Toutefois, une meilleure corrélation aurait pu être obtenue entre l'IQBR et les indices biotiques si la méthodologie avait été appliquée à de plus petits cours d'eau où le type de végétation riveraine influence davantage la qualité de l'habitat aquatique.

5.2. La biodiversité des cours d'eau : les fantômes de l'usage passé du territoire

Les travaux de Harding *et al.* (1998) supportent l'hypothèse que l'usage du territoire du bassin

versant il y a 50 ans influencerait la diversité benthique et piscicole actuelle des cours d'eau davantage que la présence de forêt en zone riveraine. Les auteurs ont échantillonné les communautés benthiques et piscicoles de 24 cours d'eau (12 sous bassins versants agricoles et 12 sous bassins versants forestiers) de deux bassins versants de la Caroline du Nord afin de calculer différents indices d'intégrité écologique et de qualité de l'habitat aquatique. Ces indices ont ensuite été corrélés à la proportion du bassin versant en forêt à deux échelles temporelles (1950 et 1990) et à sept échelles spatiales différentes. Basés sur les résultats obtenus, les auteurs suggèrent que les perturbations causées par l'agriculture sur de grandes superficies et sur une longue période de temps limitent la réhabilitation de la diversité des cours d'eau pour plusieurs décennies. Par ailleurs, malgré que la proportion de forêts riveraines sur 30 m de largeur avait augmenté de 30% de 1950 à 1990 dans un des bassins versant, il ne semble pas que cela ait eu un effet significatif sur la faune aquatique lorsque celle-ci est comparée à des cours d'eau situés en milieu forestier. Cela suggère que le processus de réhabilitation des communautés aquatiques s'étend sur des décennies. Les héritages du passé, en termes d'utilisation du territoire sur l'ensemble du bassin versant, peuvent expliquer l'état actuel de la biodiversité aquatique.

5.3. Effet de la canalisation, du drainage et l'érosion verticale sur l'habitat aquatique

Comme mentionné à plusieurs reprises, la canalisation des cours d'eau en milieu agricole à des fins de drainage a des impacts majeurs tant pour la zone riveraine que pour l'habitat aquatique. Une étude réalisée dans le sud de l'Ontario démontre que les pratiques de canalisation et de drainage souterrain éliminent la plupart des bénéfices associés aux bandes riveraines naturelles, en plus d'exacerber les impacts des pratiques agricoles adjacentes sur la faune benthique (Barton, 1996). Osborne et Kovacic (1993) ont également observé que les effets positifs des bandes riveraines sur la qualité de l'eau sont largement réduits en présence d'un réseau de drainage souterrain. Ces résultats expliquent peut-être pourquoi Barton (1996) n'a observé aucune relation entre la santé des communautés d'invertébrés et la qualité de la bande riveraine de cours d'eau canalisés et drainés. Sur les cours d'eau naturels, une corrélation très faible a été observée entre la qualité de la bande riveraine et la santé des communautés d'invertébrés renforçant ainsi l'hypothèse que la couverture dans le bassin versant est possiblement un meilleur indicateur de qualité de l'habitat aquatique (Barton, 1996; Roth

et al., 1996; Allan *et al.*, 1997; Harding *et al.*, 1998; Fitzpatrick *et al.*, 2001; Stephenson and Morin, 2009). L'érosion verticale naturelle des cours d'eau en milieu agricole est une cause importante de la perte de la qualité de l'habitat aquatique. Comme le décrivent Quinn *et al.* (1992), l'érosion verticale d'un cours d'eau réduit l'ombrage créé par la végétation riveraine. Les températures journalières maximales de l'eau durant l'été sont alors plus élevées, ce qui a un impact sur les communautés d'invertébrés. Les auteurs suggèrent que les facteurs affectant l'habitat aquatique des cours d'eau pâturés de moins de 6 m de large sont, en ordre d'importance : (1) l'érosion verticale du cours d'eau, (2) le broutage intensif de la végétation riveraine et (3) le broutage extensif de la végétation riveraine.

Sweeney *et al.* (2004) ont observé que les cours d'eau agricoles déboisés et encaissés par l'érosion offrent un habitat réduit pour le poisson et les invertébrés, et ont un potentiel moindre d'assimilation de l'ammonium, du phosphore et des pesticides.

5.4. Effet de la végétation riveraine sur le régime thermique de l'eau

Contrairement aux relations contradictoires qui existent entre la qualité de la bande riveraine et la qualité de l'habitat aquatique, la présence de bandes boisées en milieu agricole est mieux corrélée à la température moyenne et maximale journalière des cours d'eau, tout particulièrement sur les petits cours d'eau (Quinn *et al.*, 1997a; Lyons *et al.*, 2000; Rutherford *et al.*, 2004; Caissie, 2006). Le régime thermique de l'eau est majoritairement influencé par le rayonnement solaire direct qui est, à son tour, directement influencé par le type de couverture végétale en zone riveraine (Johnson and Jones, 2000).

Comme les organismes vivants ont des préférences en matière de température de l'eau, le régime thermique de l'eau est reconnu pour avoir une influence importante sur plusieurs organismes allant des invertébrés jusqu'aux salmonidés (Caissie, 2006).

5.5. Effet de la végétation riveraine sur la croissance des algues

Plusieurs études suggèrent que l'ouverture de la canopée (ou le rayonnement incident) influence le développement des algues des cours d'eau. Quinn *et al.* (1997b), durant une expérience en milieu semi contrôlé, ont observé que les blooms d'algues sont pratiquement inexistantes lorsque l'ouverture

de la canopée se situe entre 2% et 10%, plutôt rares lorsque l'ouverture est de 40 %, et fréquents lorsque l'ouverture est de 100 %. Les cours d'eau des forêts naturelles peuvent contenir jusqu'à 30 fois moins d'algues que les cours d'eau situés dans les pâturages (Quinn *et al.*, 1997a). Munn *et al.* (2010) ont aussi observé que la biomasse totale des algues était plus importante dans les cours d'eau ayant une ouverture de plus 50 %.

Des scénarios testés par Ghermandi *et al.* (2009) lors d'une simulation indiquent qu'il est possible de contrôler l'eutrophisation sur les cours d'eau de largeur faible à modérée en réduisant de 44 % la productivité du phytoplancton par la création d'ombre (Ghermandi *et al.*, 2009). Selon ces auteurs, l'ombre a toutefois un effet limité sur d'autres variables importantes comme l'oxygène dissout, la demande chimique en oxygène et la concentration en nutriments. La concentration en nutriments, la température de l'eau et la vitesse du courant sont également reconnus pour avoir une influence importante sur la croissance des algues des cours d'eau agricoles (Munn *et al.*, 2010).

6. ÉVALUER LA SANTÉ AGRORIVERAINE

6.1. Comment évaluer la santé d'un système

L'évaluation de la santé de l'écosystème commence toujours avec la prémisse que le système naturel à l'étude est déséquilibré ou dégradé et qu'un diagnostic s'impose (Figure 31) (Jorgensen, 2010). Une fois que ce déséquilibre est constaté, des indicateurs particuliers sont sélectionnés puis utilisés pour réaliser une évaluation de sa santé. Ces indicateurs devraient permettre d'identifier les principales causes responsables de la dégradation du système à l'étude. Une fois l'évaluation de la santé réalisée, un diagnostic précis devrait être présenté et servir de base à la réalisation d'un plan d'intervention dont la mise en œuvre conduit à une amélioration de la santé du système à l'étude. D'autres d'indicateurs, peuvent être utilisés pour suivre l'état de santé du système suite aux actions entreprises.

Bien qu'il existe des indicateurs écologiques généraux couramment employés pour réaliser un diagnostic de santé, il est souvent nécessaire de déterminer les indicateurs propres au système étudié (Costanza *et al.*, 1992) en fonction des besoins de l'utilisateur. Il n'y a donc pas de procédure quant au choix des indicateurs écologiques.

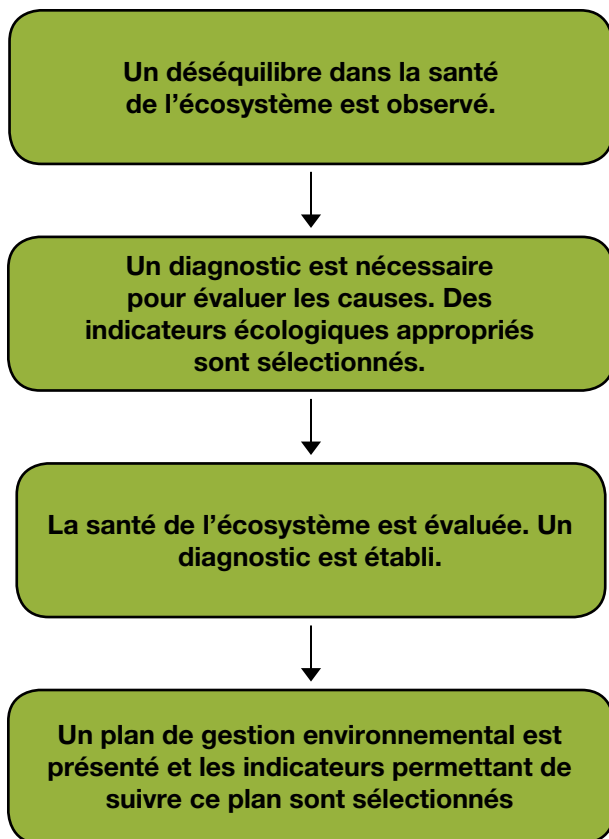


Figure 31 : Utilisation d'indicateurs écologiques pour évaluer la santé de l'écosystème et pour suivre un plan de gestion environnemental (Jorgensen, 2010).

6.2. Caractéristiques d'un bon indicateur de santé

Costanza *et al.* (1992) propose qu'un bon indicateur de santé (ou une bonne série d'indicateurs) devrait pouvoir tenir compte de l'organisation et de la résilience d'un système dans un contexte environnemental particulier. Pour ce faire, il est essentiel de sélectionner des indicateurs qui permettront d'identifier clairement la structure et les fonctions du système.

D'un point de vue pratique en matière de gestion de l'environnement, un bon indicateur de santé devrait être (Jorgensen *et al.*, 2010) :

- 1) facile à appliquer et à comprendre pour les gestionnaires du territoire
- 2) pertinent au contexte particulier du système étudié
- 3) justifiable d'un point de vue scientifique
- 4) quantitatif
- 5) acceptable en termes de coût

D'un point de vue scientifique, un bon indicateur écologique devrait être (Jorgensen *et al.*, 2010) :

- 1) facilement mesurable
- 2) sensible aux faibles variations de stress environnementaux
- 3) indépendant d'un état de référence
- 4) applicable à de grandes régions géographiques et à de nombreuses communautés
- 5) quantitatif

6.3. Les catégories d'indicateurs écologiques

Les indicateurs de santé utilisés pour mesurer la santé des écosystèmes ou des systèmes naturels peuvent être classés du plus réductionniste au plus holistique (Jorgensen *et al.*, 2010) :

- 1) La présence ou l'absence d'espèces précises. Par exemple, à la base, la détermination du statut trophique d'un lac était basée sur la présence/absence d'espèces de poisson particulières.
- 2) Un ratio entre des espèces particulières. Par exemple, il existe plusieurs indices calculés avec les communautés d'invertébrés et piscicoles pour évaluer différents aspects de la santé d'un cours d'eau.
- 3) Des concentrations d'un ou de plusieurs composés chimiques. Par exemple, l'azote total dans l'eau est souvent employé comme un indicateur de qualité de l'eau et de l'habitat.
- 4) Des mesures de biomasse ou de densité sur un niveau trophique (ex : le phytoplancton, la biomasse de poisson, d'invertébrés, d'oiseaux, etc.).
- 5) Des taux d'activité pour des processus précis comme la production primaire ou la respiration.
- 6) Les indicateurs composites qui intègrent plusieurs autres indicateurs en termes d'énergie, de structure, d'évolution et d'homéostasie. Par exemple l'utilisation de ratio respiration/production primaire, production primaire/biomasse, producteur primaire/consommateurs, etc. Ces indicateurs permettent généralement de statuer si un système se trouve dans un état juvénile de développement ou à un stade mature de développement (Odum, 1969).
- 7) Les indicateurs holistiques qui tiennent compte de plusieurs fonctions et structures sous-jacentes. Par exemple, la résilience, le pouvoir tampon, la biodiversité dans son ensemble, la grosseur et la taille des réseaux écologiques et des chaînes trophiques.

8) Les indicateurs thermodynamiques. Ils permettent d'évaluer des variables comme l'énergie emmagasinée dans le système (émergy), la capacité d'un système à fournir un travail (exergy), son désordre (entropie), etc.

Les différents indicateurs sélectionnés peuvent ensuite être mesurés et combinés pour créer un indicateur de santé selon différentes approches (Jorgensen *et al.*, 2010) :

1) **Méthode de la mesure directe.** Une fois les indicateurs sélectionnés, ceux-ci sont mesurés directement sur le terrain ou calculés indirectement à partir d'observations réalisées sur le terrain. L'évaluation de la santé se base sur la quantification des différents indicateurs sélectionnés.

2) **Méthode de modélisation écologique.** Selon cette approche, on détermine d'abord la structure du modèle en fonction de la structure et de la complexité du système étudié. Cela permet de générer un diagramme conceptuel auquel on ajoute ensuite les équations et les paramètres estimés. Le modèle est ensuite calibré (validé) de façon à calculer les indicateurs de santé de l'écosystème. La santé de l'écosystème est ensuite évaluée à l'aide des indicateurs.

3) **Méthode basée sur un indice synthétique de santé de l'écosystème (ISE).** L'écosystème obtient un score entre 0% et 100%, selon que son état de santé soit qualifié de « mauvais » à « excellent ». Afin de faciliter l'interprétation de l'indice, on peut le diviser en cinq tranches : 0-20% = le pire, 20-40% = mauvais, 40-60% = moyen, 60-80% = bon et 80-100% = excellent. L'indice peut être calculé de la sorte :

$$ISE = \sum_{i=1}^n w_i * ISE_i$$

Où ISE est un indice synthétique de santé de l'écosystème regroupant l'ensemble des indicateurs de santé retenus (sous-indices), ISE_i est la valeur de santé pour l'indicateur de santé i et w_i est le facteur de pondération ou d'importance de l'indicateur de santé i. La procédure pour développer ce type d'indice est illustrée à la Figure 32.

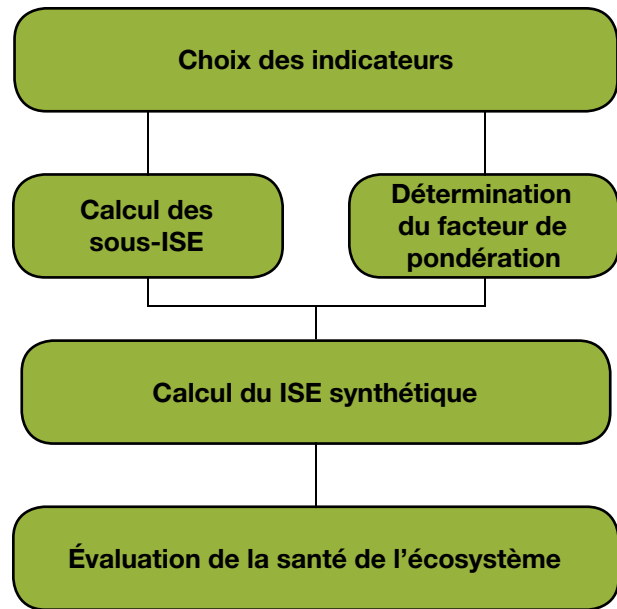


Figure 32 : Schématisation de la procédure employée pour calculer un indice de santé de l'écosystème intégrant plusieurs sous-indices de santé pondérés (Jorgensen *et al.*, 2010).

6.4. Des indicateurs potentiels de santé agroriveraine

6.4.1. Indicateurs de connectivité biophysique

La connectivité biophysique entre la végétation riveraine, le cours d'eau et les eaux souterraines est un facteur central pour déterminer la capacité d'une zone agroriveraine à protéger la qualité de l'eau, l'habitat terrestre et l'habitat aquatique (section 4.1). Voici certains indicateurs qui permettent d'évaluer l'état de la connectivité biophysique :

L'étendue de la zone riveraine

L'étendue peut être identifiée à l'aide de la détection et télémétrie par ondes lumineuses (*light detection and ranging* – LiDAR), comme l'a démontré Johannsen *et al.* (2010). Il s'agit d'un indicateur qui permet de délimiter la zone riveraine (Figure 33), c'est-à-dire la zone où il y a potentiellement une interaction importante entre la végétation, la nappe phréatique et le cours d'eau. Par conséquent, plus la zone riveraine est large plus grande est l'interaction entre la végétation et l'eau souterraine. Parallèlement, plus une zone riveraine est large, plus elle est en mesure d'être colonisée par des plantes de milieux humides et utilisées par la faune des milieux humides (amphibiens, oiseaux aquatiques, martres, castor, etc.). L'étendue de la zone riveraine pourrait donc être un indicateur équivalent à l'indice d'humidité du sol récemment proposé par Tomer *et al.* (2009). Pour quantifier l'étendue de la zone riveraine, on pourrait tout simplement calculer la surface occupée par la zone riveraine par tronçon

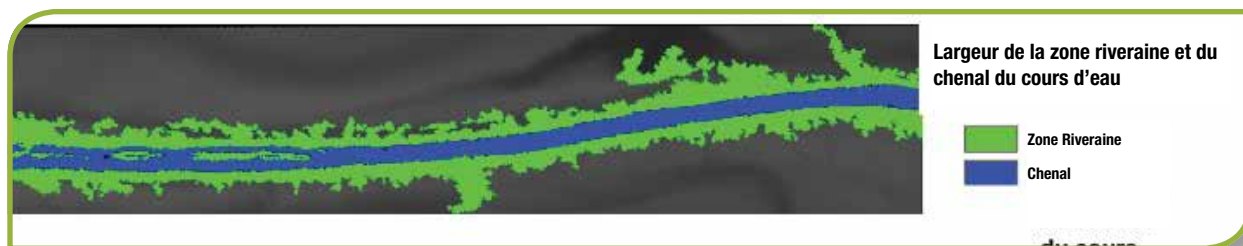


Figure 33 : Identification de la zone riveraine à l'aide du LiDAR (Johansen *et al.*, 2010).

de cours d'eau. La largeur moyenne de la zone riveraine pourrait également être quantifiée sur chaque tronçon de cours d'eau.

Le degré d'érosion verticale du cours d'eau

Il peut être calculé en mesurant la distance verticale entre le cours d'eau en période d'étiage et le sommet de la berge. Il permet de mettre en évidence les zones riveraines qui possèdent encore un gradient de saturation hydrique, mais également celles qui ont perdu ce gradient et dont la connectivité avec le cours d'eau a été altérée. Cette information peut être tirée des modèles d'élévation de terrain obtenus par le LiDAR (Hall *et al.*, 2009).

La densité du réseau de drainage et l'abondance des cours d'eau intermittents

Comme l'efficacité des zones riveraines à protéger l'habitat aquatique et la qualité de l'eau est largement réduite lorsqu'elles sont court-circuitées par les petits cours d'eau agricoles intermittents (Osborne and Kovacic, 1993), il est important de développer un indicateur permettant de quantifier l'étendue du réseau de drainage qui se déverse dans différents tronçons de cours d'eau. Une carte hydrographique, lorsqu'elle n'est pas disponible pour le secteur visé, peut être développée à partir d'images satellites ou d'un modèle d'élévation de terrain obtenu par LiDAR (Figure 34). D'autres voies d'écoulement préférentiel pourraient aussi être identifiées à l'aide du LiDAR.

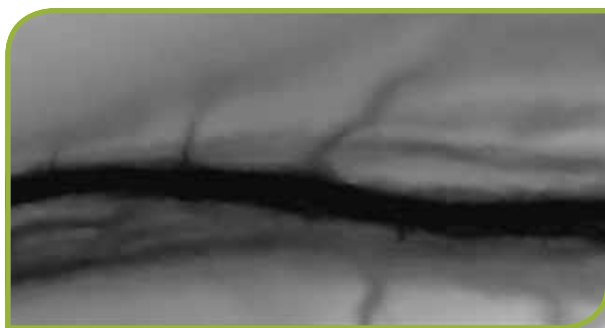


Figure 34 : Sur ce modèle de terrain obtenu par LiDAR, on peut identifier des petits cours d'eau ou des dépressions humides qui sont des affluents intermittents du cours d'eau principal (Johansen 2010).

La connectivité (continuité) longitudinale :

Cet indicateur permet d'évaluer dans un corridor riverain forestier les endroits où il y a des trouées ou des discontinuités dans le couvert forestier. Cet indicateur est important pour la faune terrestre sachant que certaines espèces hésiteront à utiliser un corridor si celui n'offre pas un couvert forestier continu ou peu fragmenté (Bentrup, 2008). Il peut également être calculé à partir des modèles LiDAR (Figure 35). Des exemples de calcul de cet indicateur pourraient être (1) le nombre de trouées par tronçon de cours d'eau, (2) la surface moyenne des trouées par tronçon, (3) la surface totale des trouées par tronçons de cours d'eau.

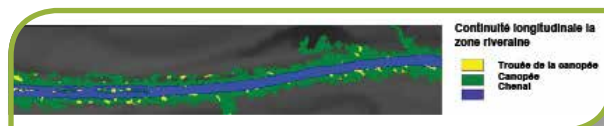


Figure 35 : La continuité longitudinale (longitudinal continuity) peut être estimée à l'aide du LiDAR en identifiant les zones où il n'y a pas de couvert forestier - en jaune sur la figure (Johansen *et al.*, 2010).

6.4.2. Indicateurs de structure et de composition végétale

La structure de la végétation et sa composition a une influence importante sur plusieurs processus riverains, mais également sur la qualité de l'habitat (annexe 2). Certains indicateurs permettent de quantifier la structure et la composition de la végétation :

La hauteur du couvert végétal

La hauteur du couvert de la végétation fournit des indications sur les strates de végétation dominante. Cet indicateur fournit également une indication relativement précise de l'arrangement spatial des îlots de végétation. À partir d'un modèle d'élévation de canopée obtenu par LiDAR, il est possible de créer différentes catégories de hauteur de couvert de façon à identifier les strates herbacées, arbustives et arborescentes (Figure 36) (Johansen *et al.*, 2010). À partir de ces catégories, on peut par la suite calculer le pourcentage de surface occupée par chacune des strates par tronçon de cours d'eau.

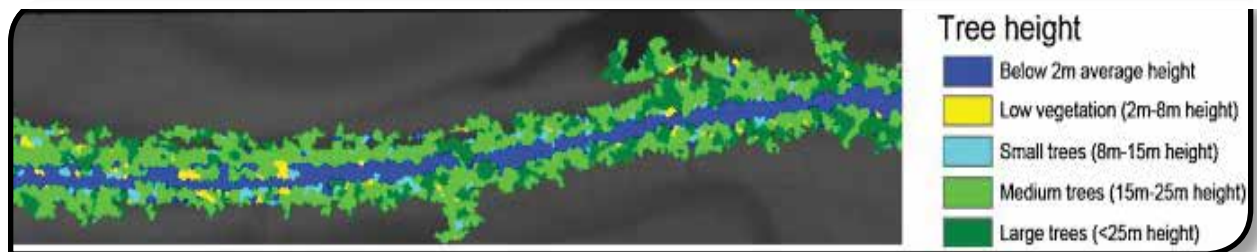


Figure 36 : Exemple de cartographie réalisée avec le LiDAR permettant d’identifier les strates de végétation en fonction de la hauteur du couvert végétal (Johansen *et al.*, 2010).

On peut par cette approche identifier les zones où la végétation ligneuse est en train de s’installer parmi la végétation herbacée. Il s’agit là d’un indicateur de santé important puisque la colonisation d’une bande riveraine par la végétation ligneuse est un processus qui permettra à la zone riveraine d’évoluer vers un stade d’organisation plus complexe et plus fonctionnel. Une zone riveraine dénuée d’arbres n’est pas forcément dans un mauvais état de santé, puisque les conditions de saturation hydrique du sol sont parfois responsables l’absence d’arbres (Figure 22).

La largeur totale de la bande tampon riveraine

Dans un contexte agricole, il peut être nécessaire de considérer la largeur totale occupée par la végétation le long du cours d’eau, sans se restreindre à la zone riveraine. Cet indicateur est important pour évaluer la capacité d’une zone riveraine à filtrer les polluants et, par conséquent, protéger la qualité de l’eau et l’habitat aquatique. Cet indicateur devrait idéalement être mis en relation avec d’autres variables telles que la pente, le type de sol et le type d’agriculture en bordure de la zone riveraine (Dosskey *et al.*, 2008; Tomer *et al.*, 2009). Par exemple, sur un cours d’eau très incisé la zone riveraine sera de faible largeur, alors que la végétation qui se situe entre les terres en cultures et le cours d’eau (la bande de protection riveraine) peut être plus large.

La biomasse végétale totale (partie aérienne)

La biomasse végétale totale est souvent un indicateur d’organisation, de résilience et de vigueur et donc, de santé. Le LiDAR permettrait une quantification assez précise de la biomasse végétale totale ($R^2=0.91$) (Lefsky *et al.*, 2002).

L’abondance du bois mort et des débris ligneux

Le bois mort et les débris ligneux ont de multiples fonctions sur le milieu terrestre et aquatique. Des études récentes ont mis en évidence le potentiel du LiDAR pour évaluer l’abondance relative du bois mort en milieu forestier (Bater *et al.*, 2009). Selon Hall (2009), il serait également possible d’utiliser le LiDAR pour quantifier l’abondance des gros débris ligneux dans les cours d’eau. Les formes de bois mort et de débris ligneux peuvent facilement être mesurées sur le terrain (Quinn *et al.*, 1997a).

Le surplomb de la végétation

Le surplomb de la végétation correspond à la projection horizontale de la végétation au-dessus du cours d’eau. La technologie LiDAR permet de quantifier la quantité d’ombre qui est produite directement au-dessus de l’eau, un attribut structurel important pour éviter le réchauffement excessif de l’eau pendant les heures de fort rayonnement (10h00-14h00) (Johansen *et al.*, 2010) (Figure 37).

Ouverture de la canopée

L’ouverture de la canopée est exprimée en proportion de ciel (en %) qu’il est possible de voir au travers de la canopée. Cet indicateur est souvent utilisé dans les études qui étudient la relation entre le couvert végétal et la température de l’eau ou la croissance des algues (Quinn *et al.*, 1997b). Il peut également être un indicateur de risque de l’envahissement du milieu par les plantes exotiques intolérantes à l’ombre (Parendes and Jones, 2000; Fortier *et al.*, 2011). La canopée est estimée par LiDAR ou mesurée directement sur le terrain à l’aide d’une caméra hémisphérique (Sasaki *et al.*, 2008).



Figure 37 : Végétation surplombante (*vegetation overhang*) - en vert foncé sur la figure - cartographiée avec la technologie du LiDAR (Johansen *et al.*, 2010).

Abondance relative des arbres des milieux humides
 Cette mesure fournit de l'information sur la composition de la strate arborescente. Les espèces sont indicatrices de l'humidité du sol et, par conséquent, de l'étendue de la zone riveraine, ainsi que de la connectivité biophysique. Les espèces sont identifiées sur le terrain, et leur abondance relative peut être mise en relation avec la surface occupée par la zone riveraine. Il faut évaluer la capacité du LiDAR à fournir la signature spectrale de certains arbres des milieux humides.

6.4.3. Indicateurs de stress

Portion de la zone riveraine adjacente à des cultures annuelles

Comme les cultures annuelles (soja, maïs) représentent un stress important pour la zone riveraine, il serait important de calculer, par tronçon de cours d'eau, le pourcentage de la zone riveraine qui se situe directement en bordure de culture annuelle. Il faut évaluer la possibilité d'obtenir la signature spectrale des principales cultures annuelles.

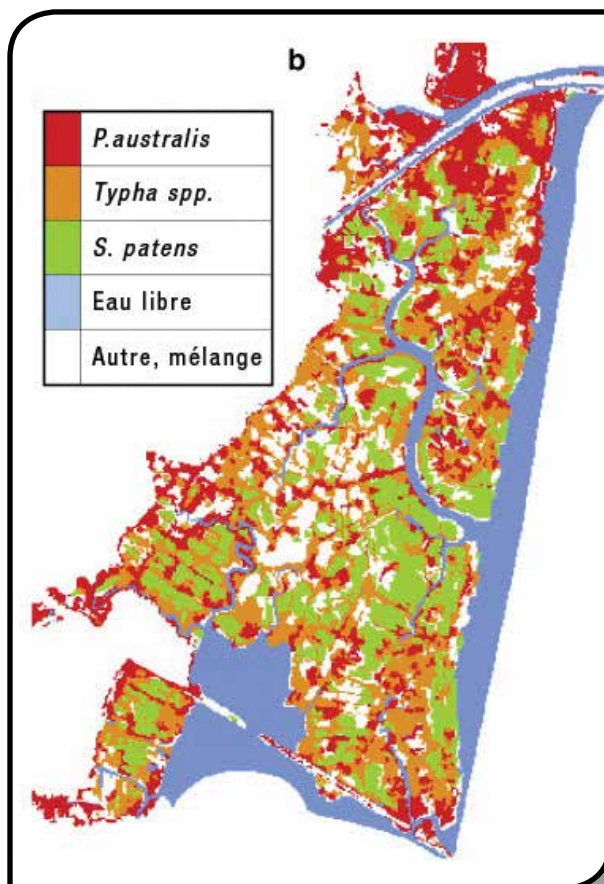


Figure 38 : Cartographie par LiDAR de différentes espèces de plantes aquatiques (Gilmore *et al.*, 2008).

Portion de la zone riveraine adjacente à un pâturage non clôturé

En l'absence de clôture au bord des cours d'eau, le bétail est une source importante de stress pour la zone riveraine. Cet indicateur pourrait donc être calculé de la même manière que le précédent. Il faut évaluer la possibilité d'obtenir la signature spectrale de la végétation de pâturage et d'une clôture

L'abondance du roseau commun (Phragmites australis)

Le roseau commun est l'une des principales plantes envahissantes qui envahissent les zones riveraines du territoire agricole québécois. Cette plante forme des colonies mono-spécifiques denses qui excluent la végétation indigène. La signature spectrale du roseau commun est connue, ce qui permet de réaliser une cartographie de sa distribution par LiDAR (Gilmore *et al.*, 2008) (Figure 38).

Proportion de la zone riveraine affectée par les infrastructures de régulation du débit

Les impacts associés aux infrastructures de régulation du débit sont multiples et se répercutent sur l'ensemble du système riverain (Ward and Stanford, 1995) (Figure 27). Dans les Prairies, la création de barrages à des fins d'irrigation a mené à l'effondrement des communautés riveraines arborescentes en aval (Rood and Mahoney, 1990; Cordes *et al.*, 1997). Les cartes hydrographiques permettraient d'identifier les cours d'eau dont le débit est régulé par la présence de barrage ou d'autres infrastructures.

Proportion de zone riveraine affectée par des modifications morphologiques

Les modifications morphologiques des berges et du cours d'eau peuvent avoir des répercussions importantes sur la qualité de l'eau et l'habitat terrestre et aquatique. Les photos aériennes anciennes et les archives relatant les travaux de drainage et de redressement des berges sur les cours d'eau agricoles du Québec pourraient être utilisés pour quantifier l'ampleur des perturbations de la zone agroriveraine (Beaulieu, 2001).

6.4.4. Indicateur de l'habitat aquatique

Régime thermique des cours d'eau

Selon les études présentées à la section 5, la température de l'eau est l'un des seuls indicateurs de l'habitat aquatique que l'on puisse facilement relier à la structure de la végétation riveraine. Différents indicateurs de la thermie des cours d'eau pourraient néanmoins être employés (Chu *et al.*, 2010). Cet indicateur doit être mesuré directement sur le terrain.

6.5. La spatialisation de l'indicateur de santé agroriveraine

Comme la composition et la structure de la végétation riveraine varient en fonction de l'ordre des cours d'eau (Gregory *et al.*, 1991), il serait peut-être avantageux d'évaluer la santé agroriveraine des différents tronçons de cours de en fonction de l'ordre de Strahler (Strahler, 1964). Par ailleurs, comme la végétation riveraine diffère d'une écorégion à l'autre au Canada (Tableau 4.2), il serait important de vérifier quel indicateur de santé sont les plus fortement reliés à la qualité de l'habitat terrestre et aquatique dans les différentes écorégions. Nous avons également mentionné que le concept de santé agroriveraine est très subjectif du fait qu'il possède une composante sociale importante. Cet aspect devra être pris en considération puisque la notion de santé agroriveraine est probablement différente d'une région à l'autre du Canada. Bref, il semble important de réaliser une classification hiérarchique et écologique préalable des différents tronçons de cours d'eau que l'on compte étudier (Norris and Thoms, 1999).

Dans le cas d'indicateurs basés sur les conditions riveraines qui sont influencées par la géomorphologie et l'hydrologie (Bendix and Hupp, 2000), une sélection de cours d'eau qui couvrent un éventail de conditions géomorphologiques et hydrologiques (Figure 13) permettra de vérifier la robustesse des indicateurs avec les différentes conditions retrouvées dans les hydro-paysages du Canada agricole. En ce sens, l'érosion verticale des cours d'eau est un phénomène qui conduit à une importante perte de santé agroriveraine, ce qui nécessite la comparaison des indicateurs sur des cours d'eau présentant divers degrés d'érosion.

Les différentes pratiques agricoles génèrent différents types de stress pour la zone riveraine, il pourrait être envisageable d'évaluer la santé de la zone agroriveraine dans des bassins versants où l'intensité des pratiques agricoles diffère (par exemple : pâturage extensif vs intensif, cultures fourragères vs culture annuelle, etc.).

Finalement, il faudra décider du type de zones riveraines dont on veut évaluer la santé (zones riveraines des cours d'eau intermittents, des fossés de drainage et des cours d'eau artificialisés ou seulement des cours d'eau permanents naturels).

6.6. Autres remarques et recommandations

À la section 6.4, une liste importante d'indicateurs de santé agroriveraine a été dressée. Toutefois, il se peut fort bien que plusieurs de ces indicateurs soient corrélés entre eux (ex : hauteur du couvert végétal vs

biomasse végétale; hauteur du couvert vs surplomb de la végétation) et donc que l'un soit l'indicateur de l'autre. Dans ce contexte, il est suggéré de mesurer un plus grand nombre d'indicateurs pour ensuite effectuer une analyse qui permettra d'identifier des indicateurs informatifs et peu corrélés entre eux (qui apportent de l'information complémentaire et non redondante). Certains indicateurs mesurés sur le terrain pourraient également être corrélés aux indicateurs mesurables avec le LiDAR. Par exemple, l'étendue de la zone riveraine pourrait être corrélée à l'abondance des plantes de milieux humides, ce qui permettrait de prédire l'abondance des plantes de milieux humides seulement avec les données LiDAR.

Il faut cependant garder à l'esprit qu'un indicateur de santé agroriverain ne prédira pas nécessairement la qualité de l'habitat aquatique, car l'usage du territoire à l'échelle du bassin versant est parfois un meilleur indicateur de la qualité de l'habitat aquatique que l'état local de la zone riveraine.

L'évaluation de l'état de santé d'une zone riveraine peut être biaisée lorsqu'elle est basée sur une comparaison avec l'état naturel d'origine. Utiliser des zones riveraines naturelles intègres comme système de référence sous-entend qu'il serait possible de restaurer toutes les zones agroriveraines à leur état d'origine. Or, comme plusieurs zones agroriveraines ont bifurqué de leur trajectoire historique, il n'est pas possible de les comparer à des systèmes naturels intègres. En d'autres termes, le potentiel de restauration des zones agroriveraines n'est pas le même partout. Dans ce contexte, il est nécessaire d'identifier des points d'opération optimaux ou des états de santé souhaitables en fonction des stress et des perturbations qui ont modifié les systèmes riverains. C'est pourquoi le critère d'évaluation ou de gestion recommandé est le niveau de fonctionnement écologique (états des fonctions ou services écologiques normalement fournis par la zone riveraine), plutôt que l'intégrité écologique (Jackson and Hobbs, 2009).

Une autre mise garde importante concerne l'utilisation d'un indice de santé synthétique qui agglomère plusieurs indicateurs (ex : l'IQBR – Indice de qualité de la bande riveraine). Comme le mentionne Suter (1993), ce genre d'indice de santé ne permet pas d'identifier les composantes du système qui sont dégradées. On ne peut l'utiliser pour prescrire des solutions pour améliorer la santé riveraine. Il est cependant possible de créer plusieurs indicateurs de santé qui ne seraient pas agglomérés en un indice unique. Chacun des indicateurs évaluerait une composante de la santé, de façon à avoir un portrait plus clair de l'état de santé réel de la zone agroriveraine.

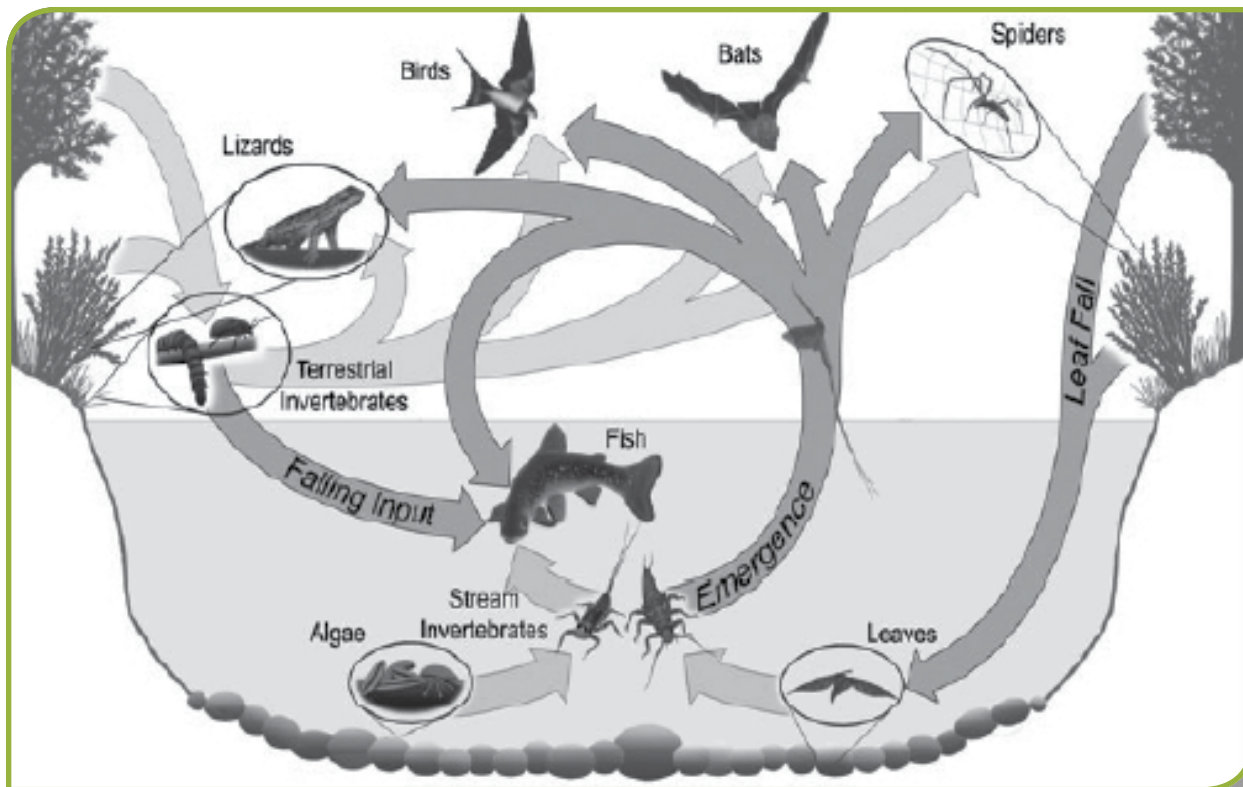


Figure 39 : Diagramme conceptuel illustrant les flux de proies invertébrées et des débris végétaux ayant un effet direct ou indirect sur la chaîne alimentaire aquatique et riveraine (Baxter *et al.*, 2005). De gauche à droite et de haut en bas : lézards (*lizards*), oiseaux (*birds*), chauves-souris (*bats*), araignées (*spiders*), invertébrés terrestres (*terrestrial invertebrates*), apports tombant de la zone riveraine (*falling input*), poisson (*fish*), chute de feuilles (*leaf fall*), algues (*algae*), invertébrés du cours d'eau (*stream invertebrates*), émergence (*emergence*), feuilles (*leaves*).

7. LA SANTÉ AGRO-RIVERAINE ET LES AUTRES INDICATEURS DU PAYSAGE AGRICOLE

7.1. Relation entre la santé agroriveraine et l'agroforesterie à l'échelle du bassin versant

Comme présenté à la section 4.2.1, la présence de végétation ligneuse en zone riveraine est un important signe de santé en raison des fonctions et des services écologiques qui y sont associés. Par conséquent, les pratiques agroforestières en zone riveraine devraient influencer positivement l'état de santé agroriveraine. Il est possible que l'augmentation des pratiques agroforestières à l'intérieur d'un bassin versant puisse aussi améliorer l'habitat aquatique, car la qualité de l'habitat aquatique est souvent corrélée au couvert forestier total du bassin versant.

7.2. Relation entre la santé riveraine et l'habitat faunique dans les paysages agricoles

Considérant les composantes de santé décrites à la section 4, une zone agroriveraine en santé aurait

les caractéristiques suivantes : (1) une plaine inondable qui possède un gradient d'humidité du sol qui varie en fonction des inondations; (2) un important couvert arboré présent sur une bonne largeur des berges; (3) une végétation qui interagit avec la nappe phréatique et le cours d'eau lors d'inondations; (4) une strate herbacée comptant peu de plantes exotiques envahissantes et beaucoup de plantes herbacées aquatiques ou aquatiques facultatives; (5) un faible niveau de perturbation dû aux activités humaines.

Une zone riveraine qui possède ces caractéristiques sera en mesure d'accueillir des espèces végétales et fauniques que l'on ne retrouve nulle part ailleurs dans l'agroécosystème (plantes aquatiques, oiseaux aquatiques, amphibiens, etc.) (Maisonneuve and Rioux, 2001; Boutin *et al.*, 2003; Deschênes *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2004). Les zones riveraines en santé peuvent également contribuer à la protection de l'habitat aquatique en créant de l'ombre, en fournissant des débris organiques, en favorisant le développement du chenal vers une configuration plus naturelle (méandres) et en interceptant des polluants (sédiments, nutriments et pesticides). Des zones agroriveraines en santé

devraient augmenter la valeur de l'indicateur d'habitat faunique à l'échelle du paysage.

Enfin, la présence de zone riveraine en santé est importante pour les communautés animales terrestres et aquatiques du fait que les flux réciproques de proies invertébrées lient la chaîne alimentaire terrestre et aquatique (Baxter *et al.*, 2005) (Figure 39).

8. CONCLUSION

Ce rapport met en perspective la grande complexité qui existe dans la zone riveraine en milieu agricole. Le développement d'un indicateur de santé agroriveraine devrait refléter cette complexité ou du moins la prendre en considération. Ce rapport met également en lumière certains défis que peut présenter le développement d'un indicateur de santé agroriveraine, particulièrement si on cherche à relier cet indicateur à la qualité de l'habitat aquatique. Néanmoins, les composantes de la santé ont été identifiées, de même que plusieurs indicateurs potentiels.

Ce rapport ne couvre pas l'analyse du ratio coût/efficacité de la mise en œuvre des indicateurs identifiés. La méthodologie terrain visant à déterminer la fiabilité des prédictions de l'état de santé riveraine par la technologie LiDAR fait l'objet d'un rapport distinct.

9. RÉFÉRENCES

- Abbe, T.B., Montgomery, D.R.**, 1996. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Reg. Rivers Res. Manag.* 12, 201-221.
- Allan, D., Erickson, D., Fay, J.**, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw. Biol.* 37, 149-161.
- Allan, J.D.**, 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257-284.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., Fritz, M.A.**, 2005. Manage insects on your farm: a guide to ecological strategies. Sustainable Agriculture Network, Beltsville, MD.
- Andrén, H.**, 1994. Effects of forest fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Aubin, I., Gachet, S., Messier, C., Bouchard, A.**, 2007. How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach. *Ecoscience* 14, 259-271.
- Baker, M., Weller, D., Jordan, T.**, 2007. Effects of stream map resolution on measures of riparian buffer distribution and nutrient retention potential. *Landsc. Ecol.* 22, 973-992.
- Barton, D.**, 1996. The use of Percent Model Affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshw. Biol.* 36, 397-410.
- Bater, C.W., Coops, N.C., Gergel, S.E., LeMay, V., Collins, D.**, 2009. Estimation of standing dead tree class distributions in northwest coastal forests using lidar remote sensing. *Can. J. For. Res.* 39, 1080-1091.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D., Saunders, W.C.**, 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshw. Biol.* 50, 201-220.
- Beaulieu, C.**, 2001. Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de la Montérégie, secteur Ouest, Québec, Qc.
- Beeson, C.E., Doyle, P.F.**, 1995. Comparison of bank erosion at vegetated and non-vegetated channel bends. *JAWRA* 31, 983-990.
- Bélanger, L., Grenier, M.**, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landsc. Ecol.* 17, 495-507.
- Bendix, J., Hupp, C.R.**, 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrol. Proc.* 14, 2977-2990.
- Bentrup, G.**, 2008. Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC.
- Bormann, F.H.**, 1985. Air pollution and forests: an ecosystem perspective. *BioSc.* 35, 434-441.
- Boutin, C., Jobin, B., Bélanger, L.**, 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 94, 73-87.
- Boutin, C.I., Jobin, B.t.**, 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecol. Applic.* 8, 544-557.
- Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A., Howarth, R.W.**, 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochem.* 57-58, 137-169.

REFERENCES

- Burbrink, F.T., Phillips, C.A., Heske, E.J.,** 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biol. Conserv.* 86, 107-115.
- Burkart, M.R., James, O.E., Tomer, M.D.,** 2004. Hydrologic and terrain variables to aid strategic location of riparian buffers. *J. Soil Water Conserv.* 59, 216-223.
- Cairns, J.,** 1997. Protecting the delivery of ecosystem services. *Ecosystem Health* 3, 185-194.
- Caissie, D.,** 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshw. Biol.* 51, 1389-1406.
- Canards Illimités Canada,** 2007. La perte des milieux humides se poursuit. La Presse.
- Carpenter, D., Boutin, C.,** 2010. Sublethal effects of the herbicide glufosinate ammonium on crops and wild plants: short-term effects compared to vegetative recovery and plant reproduction. *Ecotoxicology* 19, 1322-1336.
- Christensen, E., St-Hilaire, A., Gariépy, S., Beaudoin, M.,** 2010. Revue de littérature sur les indicateurs intégrant la santé de l'agroécosystème riverain en relation avec la qualité de l'habitat aquatique. Rapport de recherche, INRS-ETE, 56 p.
- Chu, C., Jones, N.E., Allin, L.,** 2010. Linking the thermal regimes of streams in the Great Lakes Basin, Ontario, to landscape and climate variables. *River Research and Applications* 26, 221-241.
- Cooke, J.G., White, R.E.,** 1987. Spatial distribution of denitrifying activity in a stream draining an agricultural catchment. *Freshw. Biol.* 18, 509-519.
- Cordes, L.D., Hughes, F.M.R., Getty, M.,** 1997. Factors affecting the regeneration and distribution of riparian woodlands along a Northern Prairie river: the Red Deer River, Alberta, Canada. *J. Biogeography* 24, 675-695.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M.,** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Costanza, R., Norton, B.G., Haskell, B.D. (Eds.),** 1992. *Ecosystem health: New goals for environmental management.* Island Press, Washington, DC.
- Dalton, R.L., Boutin, C.,** 2010. Comparison of the effects of glyphosate and atrazine herbicides on nontarget plants grown singly and in microcosms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29, 2304-2315.
- Décamps, H., Pinay, G., Naiman, R.J., G.E. Petts, McClain, M.E., Hillbricht-Ilkowska, A., T.A. Hanley, R.M. Holmes, Quinn, J., Gilbert, J., Tabacchi, A.-M.P., Schiemer, F., Tabacchi, E., Zalewski, M.,** 2004. Riparian zone: where biogeochemistry meets biodiversity in management practice. *Pol. J. Ecol.* 52, 3-18.
- Deschênes, M., Bélanger, L., Giroux, J.-F.,** 2003. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 567-577.
- Dickmann, D.I.,** 2001. An overview of the genus *Populus*. In: Dickmann, D.I., Isenbrands, J.G., Eckenwalder, J.E., Richardson, J. (Eds.), *Poplar Culture in North America. Part A, Chapter 1.* NRC Research Press, National Research Council of Canada, Ottawa, ON, pp. 1-42.
- Dosskey, M.G.,** 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environ. Manag.* 28, 577-598.
- Dosskey, M.G., Helmers, M.J., Eisenhauer, D.E.,** 2006. An approach for using soil surveys to guide the placement of water quality buffers. *J. Soil Water Conserv.* 61, 344-354.
- Dosskey, M.G., Helmers, M.J., Eisenhauer, D.E.,** 2008. A design aid for determining width of filter strips. *J. Soil Water Conserv.* 63, 232-241.

REFERENCES

- Dosskey, M.G., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R.,** 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA* 46, 261-277.
- Environnement Canada.** (2004). Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs (deuxième édition). Ottawa: Environnement Canada.
- Epstein, P.R.,** 1995. Emerging diseases and ecosystem instability: new threats to public health. *Am J Public Health* 85, 168-172.
- Farrar, J.L.,** 2006. Les arbres du Canada. Fides et le Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, St-Laurent, Qc.
- Fetherston, K.L., Naiman, R.J., Bilby, R.E.,** 1995. Large woody debris, physical process, and riparian forest development in montane river networks of the Pacific Northwest. *Geomorphol.* 13, 133-144.
- Finch, D.M., Ruggiero, L.F.,** 1993. Wildlife habitats and biological diversity in the Rocky Mountains and northern Great Plains. *Natural Areas Journal* 13, 191-203.
- Fitch, L., Ambrose, N.,** 2003. Riparian Areas: A Users Guide to Health. Lethbridge, Alberta: Cows and Fish Program. ISBN No. 0-7785-2305-5.
- Fitzpatrick, F.A., Scudder, B.C., Lenz, B.N., Sullivan, D.J.,** 2001. Effect of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in Eastern Wisconsin. *JAWRA* 37, 1489-1507.
- Flinn, K.M., Marks, P.L.,** 2007. Agricultural legacies in forest environments: tree communities, soil properties, and light availability. *Ecol. Applic.* 17, 452-463.
- Floate, K.,** 2004. Extent and patterns of hybridization among the three species of *Populus* that constitute the riparian forest of southern Alberta, Canada. *Can. J. Bot.* 82, 253-264.
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., Lambert, F.,** 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6 year-old hybrid poplars in multiclinal agricultural riparian buffer strips. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 276-287.
- Fortier, J., Gagnon, D., Truax, B., Lambert, F.,** Accepted. Understory plant diversity and biomass in hybrid poplar riparian buffer strips in pastures. *New For.*
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D.,** 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ. Manag.* 10, 199-214.
- Gagnon, D., Bradfield, G.E.,** 1987. Gradient analysis of west central Vancouver Island forests. *Can. J. Bot.* 65, 822-833.
- Gauthier, B.,** 1997. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables: notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec (Qc).
- Ghermandi, A., Vandenberghe, V., Benedetti, L., Bauwens, W., Vanrolleghem, P.A.,** 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecol. Engin.* 35, 92-104.
- Gift, D.M., Groffman, P.M., Kaushal, S.S., Mayer, P.M.,** 2008. Denitrification potential, root biomass, and organic matter in degraded and restored urban riparian zones. *Rest. Ecol.* 18, 113-120.
- Gilmore, M.S., Wilson, E.H., Barrett, N., Civco, D.L., Prisloe, S., Hurd, J.D., Chadwick, C.,** 2008. Integrating multi-temporal spectral and structural information to map wetland vegetation in a lower Connecticut River tidal marsh. *Remote Sensing of Environment* 112, 4048-4060.
- Gosz, J.R.,** 1993. Ecotone hierarchies. *Ecol. Applic.* 3, 370-376.

REFERENCES

- Gouvernement du Québec**, 2007. Politique de protection des rives du littoral et des plaines inondables
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W.**, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioSc.* 41, 540-551.
- Groffman, P., Baron, J., Blett, T., Gold, A., Goodman, I., Gunderson, L., Levinson, B., Palmer, M., Paerl, H., Peterson, G., Poff, N., Rejeski, D., Reynolds, J., Turner, M., Weathers, K., Wiens, J.**, 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosyst.* 9, 1-13.
- Hall, R., Watkins, R., Heggem, D., Jones, K., Kaufmann, P., Moore, S., Gregory, S.**, 2009. Quantifying structural physical habitat attributes using LIDAR and hyperspectral imagery. *Environmental Monitoring and Assessment* 159, 63-83.
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S., Jones, E.B.D.**, 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95, 14843-14847.
- Holloway, G., Barclay, R.M.**, 2000. Importance of prairie riparian zones to bats in southeastern Alberta. *Ecoscience* 7, 115-122.
- Hood, W.G., Naiman, R.J.**, 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecol.* 148, 105-114.
- Huffman, T., & Eilers, W.** (2010). Utilisation des terres agricoles. Dans W. Eilers, R. MacKay, L. Graham, & A. Lefebvre, *L'Agriculture écologiquement durable : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux. Rapport no 3.* (pp. 17-23). Ottawa: Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Institut Historica Dominion**, 2010. Écosystème. Encyclopédie Canadienne. Gouvernement du Canada. <http://www.thecanadianencyclopedia.com/index.cfm?PgNm=TCE&Params=f1ARTf0002519>.
- Jackson, S.T., Hobbs, R.J.**, 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325, 567-569.
- Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, D., Filion, B.**, 2003. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landsc. Ecol.* 18, 575-590.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C., Maisonneuve, C.**, 2004. Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 413-423.
- Johansen, K., Arroyo, L.A., Armston, J., Phinn, S., Witte, C.**, 2010. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecol. Indic.* 10, 796-807.
- Johnson, S.L., Jones, J.A.**, 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 30-39.
- Jorgensen, S.E.**, 2010. Chapter 1: Introduction. In: Jorgensen, S.E., Costanza, R., Xu, F.-L. (Eds.), *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Second Edition.* CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 1-4.
- Jorgensen, S.E., Xu, F.-L., Marques, J.C., Salas, F.**, 2010. Chapter 2: Application of indicators for the assessment of ecosystem health. In: Jorgensen, S.E., Costanza, R., Xu, F.-L. (Eds.), *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Second Edition.* CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 9-75.
- Kane, T.A., Justin, D.B., George, G.G.**, 2009. Rehabilitation of stream ecosystem functions through the reintroduction of coarse particulate organic matter. *Rest. Ecol.* 17, 97-106.

REFERENCES

- Karr, J.R.**, 1996. Ecological integrity and ecosystem health are not the same. In: Schulze, P.C. (Ed.), Engineering within ecological constraints. National Academy Press, Washington, DC, pp. 97-109.
- Kauffman, J.B., Krueger, W.C.**, 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management Implications... a review. *J. Range Manag.* 37, 430-438.
- Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Mayer, P.M., Striz, E., Gold, A.J.**, 2008. Effect of stream restoration on denitrification in an urbanizing landscape *Ecol. Applic.* 18, 789-804.
- Kay, J.**, 1991. A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity. *Environ. Manag.* 15, 483-495.
- Kelly, J., Kovar, J., Sokolowsky, R., Moorman, T.**, 2007. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 78, 239-251.
- Knight, K.W., Schultz, R.C., Mabry, C.M., Isenhardt, T.M.**, 2010. Ability of remnant riparian forests, with and without grass filters, to buffer concentrated surface runoff. *JAWRA* 46, 311-322.
- Kringen, H., Gray, M.**, 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landsc. Ecol.* 4, 157-170.
- Kyriakeas, S.A., Watzin, M.C.**, 2006. Effects of adjacent agricultural activities and watershed characteristics on stream macroinvertebrates communities. *JAWRA* 42, 425-441.
- Lammert, M., Allan, J.D.**, 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environ. Manag.* 23, 257-270.
- Lea, T.**, 2008. Historical (pre-settlement) ecosystems of the Okanagan Valley and Lower Similkameen Valley of British Columbia – pre-European contact to the present. *Davidsonia* 19, 3-36.
- Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G., Harding, D.J.**, 2002. Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioSc.* 52, 19-30.
- Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, T., Kaspar, F.**, 2006. Estimating the Impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated analysis. *Clim. Change* 75, 273-299.
- Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.L., Gilliam, J.W., Robinson, J.L., Brinsfield, R.B., Staver, K.W., Lucas, W., Todd, A.H.**, 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environ. Manag.* 21, 687-712.
- Lyons, J., Thimble, S.W., Paine, L.K.**, 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *JAWRA* 36, 919-930.
- Maheu-Giroux, M., de Blois, S.**, 2007. Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands. *Landsc. Ecol.* 22, 285-301.
- Maisonneuve, C., Rioux, S.**, 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 165-175.
- Martin, P.H., Canham, C.D., Marks, P.L.**, 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers Ecol. Environ.* 7, 142-149.
- Mayer, P.M., Reynolds Jr, S.K., McCutchen, M.D., Canfield, T.J.**, 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36, 1172-1180.

REFERENCES

- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G.,** 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosyst.* 6, 301-312.
- McMichael, A.J., Woodruff, R.E., Hales, S.,** 2006. Climate change and human health: present and future risks. *The Lancet* 367, 859-869.
- Millennium Ecosystem Assessment,** 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, DC.
- Munn, M., Frey, J., Tesoriero, A.,** 2010. The influence of nutrients and physical habitat in regulating algal biomass in agricultural streams. *Environ. Manag.* 45, 603-615.
- Naiman, R.J., Décamps, H.,** 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *An. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621-658.
- Naiman, R.J., Décamps, H., McClain, M.E.,** 2005. Riparia. Elsevier Academic Press, Burlington, MA.
- Nassauer, J.I.,** 1995. Culture and changing landscape structure. *Landsc. Ecol.* 10, 229-237.
- Nilsson, C., Berggren, K.,** 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioSc.* 50, 783-792.
- Norris, R.H., Thoms, M.C.,** 1999. What is river health? *Freshw. Biol.* 41, 197-209.
- Odum, E.P.,** 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270.
- Odum, E.P.,** 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioSc.* 35, 419-422.
- Oelbermann, M., Gordon, A.,** 2001. Retention of leaf litter in streams from riparian plantings in southern Ontario, Canada. *Agrofor. Syst.* 53, 323-331.
- Opperman, J.J., Merenlender, A.M.,** 2000. Deer Herbivory as an ecological constraint to restoration of degraded riparian corridors. *Rest. Ecol.* 8, 41-47.
- Osborne, L.L., Kovacic, D.A.,** 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshw. Biol.* 29, 243-258.
- Paine, L.K., Ribic, C.A.,** 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agric. Ecosyst. Environ.* 92, 93-105.
- Pan, D., Domon, G., de Blois, S., Bouchard, A.,** 1999. Temporal (1958–1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landsc. Ecol.* 14, 35-52.
- Parendes, L.A., Jones, J.A.,** 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conserv. Biol.* 14, 64-75.
- Pärn, J., Pinay, G., Mander, Ü.,** 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators* 22, 4-15.
- Peterson, B.J., Wollheim, W.M., Mulholland, P.J., Webster, J.R., Meyer, J.L., Tank, J.L., Marti, E., Bowden, W.B., Valett, H.M., Hershey, A.E., McDowell, W.H., Dodds, W.K., Hamilton, S.K., Gregory, S., Morrall, D.D.,** 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292, 86-90.
- Planty-Tabacchi, A.-M., Tabacchi, E., Naiman, R.J., Deferrari, C., Décamps, H.,** 1996. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conserv. Biol.* 10, 598-607.
- Pysek, P., Prach, K.,** 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *J. Biogeography* 20, 413-420.

REFERENCES

- Quinn, J.M., Cooper, A.B., Davies-Colley, R.J., Rutherford, J.C., Williamson, R.B.**, 1997a. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31, 579 - 597.
- Quinn, J.M., Cooper, A.B., Stroud, M.J., Burrell, G.P.**, 1997b. Shade effects on stream periphyton and invertebrates: An experiment in streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31, 665 - 683.
- Quinn, J.M., Williamson, R.B., Smith, R.K., Vickers, M.L.**, 1992. Effects of riparian grazing and channelisation on streams in Southland, New Zealand. 2. Benthic invertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 26, 259 - 273.
- Rappart, D.J.**, 1991. Myths in the foundations of economics and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* 44, 185-202.
- Rappart, D.J.**, 1992. Evaluating ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health)* 1, 15-24.
- Rappart, D.J., Costanza, R., McMichael, A.J.**, 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 397-402.
- Reinhart, K.O., Callaway, R.M.**, 2006. Soil biota and invasive plants. *New Phytol.* 170, 445-457.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., Hobbs, R.J.**, 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Divers. Distrib.* 13, 126-139.
- Rios, S., Bailey, R.**, 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553, 153-160.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L.**, 2003. Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *For. Ecol. Manag.* 184, 299-313.
- Roley, S. S., Tank, J. L., & Williams, M. A.** (2012). Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream. *Ecological Applications*, 789-804.
- Rood, S., Mahoney, J.**, 1990. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: Probable causes and prospects for mitigation. *Environ. Manag.* 14, 451-464.
- Rosgen**, 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22, 169-199.
- Roth, N., Allan, J., Erickson, D.**, 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landsc. Ecol.* 11, 141-156.
- Rutherford, J.C., Marsh, N.A., Davies, P.M., Bunn, S.E.**, 2004. Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research* 55, 737-748.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Matre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M., Sabater, F.**, 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosyst.* 6, 0020-0030.
- Sasaki, T., Imanishi, J., Ioki, K., Morimoto, Y., Kitada, K.**, 2008. Estimation of leaf area index and canopy openness in broad-leaved forest using an airborne laser scanner in comparison with high-resolution near-infrared digital photography. *Landscape and Ecological Engineering* 4, 47-55.
- Schultz, R.C., Isenhardt, T.M., Simpkins, W.W., Colletti, J.P.**, 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems – lessons learned from the Bear Creek Watershed, central Iowa, USA. *Agrofor. Syst.* 61-62, 35-50.
- Simon, A., Collison, A.J.C.**, 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 527-546.

REFERENCES

- Smith, S., Devitt, D., Sala, A., Cleverly, J., Busch, D.,** 1998. Water relations of riparian plants from warm desert regions. *Wetlands* 18, 687-696.
- Spackman, S.C., Hughes, J.W.,** 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biol. Conserv.* 71, 325-332.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F., Valett, H.M.,** 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 46, 1409-1424.
- Statistique Canada.** (2007). Gestion environnementale des fermes au Canada (no au catalogue 21-021-MWF). Récupéré sur Statistique Canada : <http://www5.statcan.gc.ca/bsolc/olc-cel/olc-cel?catno=21-021-MIF&lang=fra#formatdisp>
- Stephenson, J.M., Morin, A.,** 2009. Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales. *Freshw. Biol.* 54, 2139-2154.
- Stewart, P.M., Butcher, J.T., Swinford, T.O.,** 2000. Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a lake michigan associated marsh system. *Aquatic ecosystem health & management* 3, 179-189.
- St-Jacques, N., Richard, Y.,** 1998. Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique In : ministère de l'Environnement et de la Faune (Ed.), *Le bassin versant de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique - 1996.* Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN980022, Québec, Qc.
- Stoddard, J.L., Peck, D.V., Paulsen, S.G., Sickle, J.V., Hawkins, C.P., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Larsen, D.P., Lomnický, G., Olsen, A.R., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Whittier, T.R.,** 2005. An ecological assessment of Western streams and rivers EPA 620/R-05/005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Stohlgren, T., Bull, K., Otsuki, Y., Villa, C., Lee, M.,** 1998. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. *Plant Ecol.* 138, 113-125.
- Strahler, A.N.,** 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: Chow, V.T. (Ed.), *Handbook of applied hydrology.* McGraw-Hill, New York.
- Suter, G.W.,** 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12, 1533-1539.
- Sweeney, B.W., Blaine, J.G.,** 2007. Resurrecting the in-stream side of riparian forests. *Journal of Contemporary Water Research & Education* 136, 17-27.
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J.,** 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS* 101, 14132-14137.
- Sweeney, B.W., Czapka, S.J.,** 2004. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *For. Ecol. Manag.* 192, 361-373.
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.M., Wissmar, R.C.,** 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshw. Biol.* 40, 497-516.
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guillo, H., Planty-Tabacchi, A.M., Muller, E., Décamps, H.,** 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrol. Proc.* 14, 2959-2976.
- Tomer, M., Dosskey, M., Burkart, M., James, D., Helmers, M., Eisenhauer, D.,** 2009. Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. *Agrofor. Syst.* 75, 17-25.

REFERENCES

- Toth, L.A., Melvin, S.L., Arrington, D.A., Chamberlain, J.,** 1998. Hydrologic manipulations of the channelized Kissimmee River. *BioSc.* 48, 757-764.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C.,** 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857-874.
- University of Michigan,** 2010. The concept of the ecosystem. <http://www.globalchange.umich.edu/globalchange1/current/lectures/klings/ecosystem/ecosystem.html>
- Van der Eerden, L.J.M.,** 1982. Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and Environment* 7, 223-235.
- Vellend, M., Verheyen, K., Flinn, K.M., Jacquemyn, H., Kolb, A., Calster, H.V., Peterken, G., Graae, B.J., Bellemare, J., Honnay, O., Brunet, J., Wulf, M., Gerhardt, F., Hermy, M.,** 2007. Homogenization of forest plant communities and weakening of species-environment relationships via agricultural land use. *J. Ecol.* 95, 565-573.
- Vervuren, P.J.A., Blom, C.W.P.M., De Kroon, H.,** 2003. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *J. Ecol.* 91, 135-146.
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D., Sebestyen, S.,** 2010. Hot spots and hot moments in riparian zones: potential for improved water quality management. *JAWRA* 46, 278-298.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Westbrooks, R.,** 1996. Biological invasion as global environmental change. *American Scientist* 84, 486-478.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M.,** 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Gatti, R.,** 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22, 6-12.
- Ward, J.V., Stanford, G.,** 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Reg. Rivers Res. Manag.* 10, 159-168.
- Waters, I., Essery, E., Ruta, T., Shay, J.,** 2008. Impact of a severe flood on canopy composition, tree regeneration, and ground flora of the lower floodplain of gallery forests along the Red River, Canada. *Davidsonia* 19, 54-76.
- Wenger, S.,** 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Office of public service and outreach, Institute of ecology, University of Georgia Athens, GA.
- Wigington, P.J., Moser, T.J., Lindeman, D.R.,** 2005. Stream network expansion: a riparian water quality factor. *Hydrol. Proc.* 19, 1715-1721.
- Yuan, Y., Bingner, R.L., Locke, M.A.,** 2009. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecology* 2, 321-336.

ANNEXE 1

Tendances observées dans les écosystèmes subissant des stress (tiré de Odum, 1985).

Composante du système affectée	Réponses au stress ou tendances observées	Explication ou commentaire
Flux d'énergie	<ol style="list-style-type: none"> 1. La respiration de la communauté augmente. 2. Le ratio P/R (production/respiration) est débalancé (< ou > 1). 3. Le ratio P/B et R/B (maintenance/biomasse) augmente. 4. L'importance des énergies auxiliaires augmente. 5. L'exportation et l'inutilisation de la production primaire augmentent. 	<p>La réparation des dommages causés par une perturbation augmente la respiration de la communauté.</p> <p>Ce ratio tend vers 1 dans les écosystèmes non perturbés. L'écosystème tend alors vers un état d'équilibre. L'énergie utilisée pour la croissance et la production est transférée pour réparer les dommages causés par la perturbation. La maintenance du système augmente.</p> <p>L'énergie productive interne est drainée en dehors du système pour dissiper l'entropie (désordre) et le système repose de plus en plus sur des sources extérieures d'énergie.</p> <p>Des ressources non utilisées sont stockées dans le système ou sont exportées.</p>
Cycle des nutriments	<ol style="list-style-type: none"> 6. Le taux de renouvellement des nutriments augmente. 7. Le recyclage vertical des nutriments diminue et le transfert horizontal augmente. 8. Les fuites ou pertes de nutriments augmentent. 	<p>L'augmentation de la respiration augmente la minéralisation de la matière organique. La quantité de nutriments perdue est plus grande que la quantité recyclée. Exemples concrets dans l'agroécosystème : érosion des sols cultivés, lessivage des fertilisants.</p>

Composante du système affectée	Réponses au stress ou tendances observées	Explication ou commentaire
Structure de la communauté	<p>9. La proportion des espèces 'r' augmente.</p> <p>10. La taille des organismes diminue.</p>	<p>Les espèces 'r' sont celles qui ont un développement rapide, une mobilité et un taux de reproduction élevé. Les espèces 'r' sont des opportunistes (ex : mauvaises herbes des cultures).</p> <p>Les grands organismes sont remplacés par de plus petits.</p>
	<p>11. La durée de vie des organismes ou de leurs composantes (ex : feuilles, fleurs) diminue.</p> <p>12. La chaîne alimentaire est raccourcie.</p> <p>13. La diversité des espèces est réduite, dans le cas d'écosystèmes composés d'une grande diversité d'espèces, et la dominance de certaines espèces augmente au détriment des autres.</p>	<p>Ex : les forêts de pins soumises à la pollution atmosphérique perdent d'abord leurs aiguilles à chaque année plutôt qu'au deux ans, puis la durée de vie des arbres diminue.</p> <p>Moins d'énergie transférée vers les maillons trophiques supérieurs. Les petits organismes deviennent plus compétitifs. Il y a bioaccumulation des polluants chez les prédateurs, et la vulnérabilité de ceux-ci augmente.</p> <p>Dans les écosystèmes composés d'une faible diversité d'espèces, le phénomène inverse est observé.</p>
L'ensemble du système	<p>14. L'écosystème devient plus ouvert.</p> <p>15. La succession autogénique est renversée.</p> <p>16. L'efficacité dans l'utilisation des ressources est diminuée.</p> <p>17. Les interactions négatives augmentent et les interactions positives diminuent.</p> <p>18. Les propriétés fonctionnelles sont plus robustes que l'assemblage des espèces et les autres propriétés structurelles.</p>	<p>Les intrants et les extrants sont plus importants. Le recyclage interne est diminué.</p> <p>Les processus internes qui permettent au système d'évoluer vers un stade supérieur de complexité sont perturbés. Les espèces de fin de succession sont remplacées par les espèces pionnières.</p> <p>Il y a une moins grande complémentarité entre les espèces.</p> <p>Le parasitisme augmente. La coopération et le mutualisme diminuent du fait qu'il y a davantage de ressources non utilisées.</p> <p>Suite au stress, le système évoluera vers un autre état d'homéostasie (équilibre interne), mais certaines espèces disparaîtront (ex : disparition des salmonidés dans un lac eutrophisé).</p>

ANNEXE 2

Fonction et services écologiques reliés à la végétation riveraine ligneuse et herbacée (tiré de : Wenger, 1999; Lyons *et al.*, 2000; Paine and Ribic, 2002; Boutin *et al.*, 2003; Jobin *et al.*, 2004; Schultz *et al.*, 2004; Kelly *et al.*, 2005; Mayer *et al.*, 2007; Bentrup, 2008; Yuan *et al.*, 2009; Dosskey *et al.*, 2010; Fortier *et al.*, 2010; Pärn *et al.*, 2012).

Composante affectée	Fonction	Service écologique affecté	Végétation ligneuse	Végétation herbacée
Qualité de l'eau	Interception des polluants dans la zone riveraine	Réduction de la pollution diffuse et protection de l'habitat aquatique	La végétation ligneuse et la végétation herbacée sont similairement efficaces à intercepter les nutriments qui circulent dans la nappe phréatique et l'eau de surface, ainsi que les sédiments de l'eau de ruissellement. D'autres facteurs ont davantage d'influence sur cet aspect (p.ex. : topographie, type de sol, profondeur de la nappe phréatique, caractéristiques de l'aquifère, etc.).	
	Assimilation et séquestration des nutriments	Réduction de la pollution diffuse et protection de l'habitat aquatique	Plus grand potentiel d'accumulation à long terme Taux d'accumulation des nutriments qui augmente au fil des années	Potentiel très limité pour l'accumulation des nutriments si la biomasse n'est pas récoltée Taux d'accumulation des nutriments qui plafonne très vite
	Transport et infiltration de l'eau et des polluants dans la zone racinaire	Réduction des inondations, de la pollution diffuse et de l'érosion, protection de l'habitat aquatique, régulation du cycle hydrologique	Plus grande porosité du sol sous la végétation ligneuse et donc meilleure infiltration de l'eau Offre une plus grande friction lors des inondations Plus grand potentiel d'évapotranspiration	Plus faible porosité du sol sous la végétation herbacée La végétation herbacée est facilement rabattue au sol Plus faible potentiel d'évapotranspiration
	Stabilisation du lit du cours d'eau	Réduction de l'érosion, protection de l'habitat aquatique, réduction de la pollution diffuse, régulation du cycle l'hydrologique	Plus efficace pour stabiliser les berges en profondeur Produit des cours d'eau plus larges et moins profonds	Plus efficace pour stabiliser le sol riverain en surface Produit des cours d'eau moins larges et plus encaissés

Composante affectée	Fonction	Service écologique affecté	Végétation ligneuse	Végétation herbacée
Qualité de l'eau			Les débris ligneux augmentent la rugosité à l'intérieur du cours d'eau, ce qui diminue la force érosive du courant et favorise la rétention des sédiments dans le cours d'eau	
			Les amas de débris ligneux favorisent la rétention des sédiments dans le cours d'eau. Ils créent des inondations locales qui permettent aux sédiments de s'accumuler sur la plaine inondable	
			En favorisant l'accumulation des sédiments, les amas de débris ligneux favorisent la dénitrification	En favorisant l'entrée de lumière dans l'eau, la végétation herbacée favorise la croissance des algues et des plantes aquatiques qui retiennent des nutriments
Qualité du sol	Transformation et rétention des polluants dans le cours d'eau	Réduction de la pollution diffuse et protection de l'habitat aquatique	La grande production de matière organique allochtone favorise la rétention des nutriments grâce au biofilm qui colonise la matière organique	
	Barrière physique contre la dérive des pesticides	Réduction de la pollution diffuse, protection de l'habitat aquatique	En créant des cours d'eau plus larges, il y a augmentation de la surface réactive à l'intérieur du cours d'eau pour retenir et transformer les polluants	
	Source de matière organique pour le sol	Formation du sol et séquestration du carbone	Plus grande source de matière organique pour le sol en raison de la plus grande accumulation de biomasse	La végétation herbacée peut difficilement réduire la dérive aérienne des pesticides Source moins importante de matière organique pour le sol
			Meilleur potentiel d'accumulation de la matière organique en raison d'une décomposition plus lente	Plus faible potentiel d'accumulation en raison d'une décomposition plus rapide de la matière organique issue des herbacées

Composante affectée	Fonction	Service écologique affecté	Végétation ligneuse	Végétation herbacée
Biodiversité terrestre	Création de microclimats et d'habitats	Refuge pour la biodiversité terrestre en générale	Le couvert forestier crée un microclimat favorable aux espèces forestières et aux espèces de bordures	Le couvert herbacé crée un microclimat favorable aux espèces pionnières et de milieu ouvert, comme le goglu, un oiseau qui niche dans les prairies herbeuses.
		Refuge pour les espèces auxiliaires qui réalisent la pollinisation des cultures et le contrôle naturel des ravageurs des cultures	La végétation herbacée et les zones boisées offrent un site d'hivernage et de reproduction, et une source de proies et de nectar aux arthropodes auxiliaires des cultures. D'une façon générale, les terres non-cultivées comme les boisés, les prairies, les terres en friche, les haies herbacées ou ligneuses abritent davantage d'auxiliaires que les terres cultivées	Les berges non boisées sont plus souvent envahies par les plantes envahissantes terrestres ou aquatiques
Biodiversité aquatique	Création de corridors	Refuge pour la biodiversité terrestre	Les corridors forestiers peuvent servir au déplacement des espèces forestières et de bordure entre les fragments de forêt des paysages agricoles	Les corridors herbacés peuvent servir au déplacement des espèces de milieu ouvert
	Source de bois mort	Refuge pour la biodiversité terrestre	La végétation ligneuse génère du bois mort qui est utilisé par plusieurs espèces terrestres	
	Création d'habitat aquatique	Refuge pour la biodiversité aquatique, protection des espèces convoitées pour la pêche sportive et commerciale	Les gros débris ligneux créent de l'habitat pour le poisson La création d'un chenal plus large par la végétation ligneuse produit un habitat de meilleure qualité	La création d'un chenal sujet à l'érosion verticale par la végétation herbacée est souvent associée à une perte de qualité d'habitat
	Création d'un microclimat	Protection de la qualité de l'eau, refuge pour la biodiversité aquatique, protection des espèces convoitées pour la pêche sportive et commerciale	Le couvert forestier crée de l'ombrage et prévient le réchauffement de l'eau	La végétation herbacée est responsable d'une plus grande variabilité dans le régime thermique de l'eau et d'une hausse des températures moyennes
			En interceptant la lumière, le couvert forestier inhibe la croissance des algues	La végétation herbacée favorise les blooms d'algues en période estivale

Composante affectée	Fonction	Service écologique affecté	Végétation ligneuse	Végétation herbacée
Biodiversité aquatique	Maintien des liens trophiques	Refuge pour la biodiversité aquatique et protection des espèces convoitées pour la pêche sportive et commerciale	La végétation ligneuse produit de grandes quantités de matière organique allochtone nécessaires au maintien d'une chaîne alimentaire complexe	La végétation herbacée est une faible source de matière
	Épuration de l'eau	Refuge pour la biodiversité aquatique et protection des espèces convoitées pour la pêche sportive et commerciale	Les différentes influences positives des deux types de végétation sur la qualité de l'eau auront des effets bénéfiques sur la qualité de l'habitat aquatique	
Les terres agricoles adjacentes	Barrière physique contre le vent	Réduction de l'érosion éolienne, formation du sol, protection du bétail, production de nourriture	Les arbres ont en général un effet brise-vent plus important	Les plantes herbacées ont un effet limité en tant que brise-vent
	Création d'habitats	Refuge pour les espèces qui effectuent la pollinisation des cultures et le contrôle biologique	La végétation ligneuse offre un habitat plus complexe qui abrite plus d'espèces pollinisatrices et d'ennemis naturels des ravageurs	La végétation herbacée peut servir d'habitat aux espèces pollinisatrices et des ennemis naturels.
	Création d'ombre	Protection du bétail	Les arbres produisent une grande quantité d'ombre	Les herbacées produisent peu d'ombre
Ensemble du système agricole (paysage)	Maintien de la complexité à l'échelle du paysage		Dans une matrice agricole, la végétation ligneuse augmente la complexité structurale, fonctionnelle et compositionnelle	La végétation herbacée naturelle augmente la diversité compositionnelle

Canada



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada