

Université de Sherbrooke
Faculté des lettres et sciences humaines
Département de géomatique appliquée

Analyse multi-échelles du bassin versant du lac Trois-Lacs (Québec, Canada) pour la gestion de
l'eau :

outil de diagnostic axé sur les milieux humides et agricoles

Maxime Thériault

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géographiques (M.Sc.),
cheminement Géomatique

Septembre 2012

© Maxime Thériault, 2012

Jérôme Théau, Ph.D., Directeur de recherche

Richard Fournier, Ph.D., Codirecteur de recherche

Résumé

Thériault, M. (2012) Analyse multi-échelles du bassin versant du lac Trois-Lacs (Québec, Canada) pour la gestion de l'eau : outil de diagnostic axé sur les milieux humides et agricoles, Mémoire de maîtrise, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 81 p.

Le lac Trois-Lacs reçoit des sédiments et de nutriments en provenance de son bassin versant, il en résulte des pertes pour la population locale en termes d'économie et de qualité de vie. Les causes en sont multiples, l'agriculture qui est très présente sur le territoire et la perte de milieux humides contribuent certainement à cette problématique. L'objectif principal de cette étude est de développer une démarche analytique multi-échelles alliant la gestion des milieux humides et celle des problématiques agricoles liées à l'eau pour améliorer la qualité de l'eau dans le lac et son bassin versant. Dans un premier temps, l'analyse du bassin versant est effectuée dans le but d'en faire ressortir : (1) les sous-bassins versants prioritaires pour les interventions de mitigation, (2) les complexes de milieux humides à prioriser pour la conservation et (3) des sites potentiels de restauration de milieux humides. L'étape suivante, à une échelle plus fine, consiste à réaliser un diagnostic détaillé de chacun des sous-bassins versant prioritaires. Ce diagnostic inclut le calcul de l'indice de qualité de la bande riveraine, l'identification de parcelles à risque d'érosion et de points d'érosion potentielle ainsi que la sélection de sites pour la restauration de milieux humides. L'analyse du bassin versant a permis de faire ressortir 12 sous-bassins versant prioritaires parmi les 32 présents dans le bassin versant et d'identifier 20 complexes de milieux humides pour la conservation. Les diagnostics détaillés des 12 sous-bassins prioritaires fournissent de l'information pertinente à l'implantation de meilleures pratiques de gestion ainsi qu'à la restauration de bandes riveraines et de milieux humides. Ils ont permis de localiser 239 parcelles à risque élevé d'érosion et 87 parcelles à risque moyen ainsi que 132 points d'érosion potentielle. Au total, 71,4 km de bandes riveraines ont été caractérisées comme ayant un indice de qualité très faible et 65,4 km faible. La méthodologie permet de mettre à profit les forces de chacune des échelles et de compenser pour leurs faiblesses respectives. L'étude a mis l'accent sur l'agriculture, mais d'autres sources de pollution diffuse ou ponctuelle sont présentes dans le bassin versant et devraient également être l'objet d'analyses détaillées dans le futur.

Mots clés : Bassin versant, agriculture, milieux humides, analyse multi-échelles, qualité de l'eau, mitigation, conservation

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures.....	iii
Liste des tableaux	iv
Glossaire.....	v
Remerciements	vi
1. Introduction	1
1.1. Les cours d'eau à différentes échelles	3
1.2. Occupation du sol et qualité de l'eau	4
1.3. Réconcilier l'agriculture et l'environnement	6
1.3.1. Mesures de mitigations	6
1.3.2. Restauration d'éléments naturels.....	8
1.4. Gestion multi-échelles.....	11
1.5. Analyse de la qualité de l'eau.....	12
1.6. Problématique	14
2. Objectifs et hypothèses.....	15
3. Matériel et méthode	16
3.1. Site d'étude	16
3.2. Données utilisées.....	18
3.3 Préparation des données	19
3.3.1. Pré-traitements et mise à jour.....	19
3.3.2. Préparation des unités d'analyse	19
3.4. Méthodologie	20
3.4.1. À l'échelle du bassin versant.....	21
3.4.2. À l'échelle des sous-bassins versants prioritaires.....	26
4. Présentation et analyse des résultats	29
4.1. Portrait du bassin versant.....	29
4.1.1 Sous-bassins versants prioritaires.....	30
4.1.2. Complexes de milieux humides intéressants pour la conservation.....	31
4.1.3. Sites potentiels de restauration	33

4.2. Diagnostic des sous-bassins versants prioritaires.....	36
4.3. Bilan du diagnostic.....	40
5. Discussion	42
5.1. Apports de la méthode proposée	42
5.1.1. Retour sur les hypothèses et les objectifs du travail	42
5.1.2. Validation avec les connaissances du territoire.....	43
5.1.3. Pertinence de la recherche et des résultats	44
5.1.4. Apport global	46
5.1.5. Points forts de la recherche	47
5.2. Limites d'application de la méthode	50
5.2.1. Limites associées aux données	50
5.2.2. Limites associés à la Méthodologie.....	53
5.3. Perspectives d'applications et améliorations	55
5.3.1. Métriques paysagères.....	55
5.3.2. Sites potentiels de restauration	57
5.3.3. Étendue du problème et portée des interventions	59
6. Conclusion.....	60
7. Références	62
Annexe 1. Fiches synthèses des sous-bassins versants prioritaires	69

Liste des figures

Figure 1. Le bassin versant à l'étude avec ses principaux cours d'eau, sa topographie, l'occupation du sol qu'on y retrouve et sa localisation générale	17
Figure 2. Organigramme méthodologique	21
Figure 3. Répartition spatiale des facteurs de risque et identification des sous-bassins versants prioritaires dans le bassin versant du lac Trois-Lacs (Québec)	30
Figure 4. Localisation des complexes de milieux humides prioritaires en termes de conservation dans le bassin versant du lac Trois-Lacs, Québec	32
Figure 5. Nombre de pressions anthropiques subies par les complexes de milieux humides intéressants pour la conservation dans le bassin versant du lac Trois-Lacs, Québec	33
Figure 6. Présentation du potentiel pour la présence de milieux humides issu de l'analyse de compatibilité et du calcul de l'indice topographique d'humidité et milieux humides cartographiés dans le bassin versant du Lac Trois-Lacs (Estrie, Québec).....	35
Figure 7. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV qui inclut les milieux humides, les points potentiels d'érosion et les parcelles à risque d'érosion dans le SBV L'Aulnière.....	36
Figure 8. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV prioritaires qui présente l'IQBR	37
Figure 9. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV prioritaires qui identifie les sites potentiels de restauration sélectionnés et les sites potentiels de restauration potentiels	38
Figure 10. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire L'Aulnière, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	39
Figure 11. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Dion, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	69
Figure 12. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Monfette, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	71
Figure 13. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Nicolet Sud-Ouest (secteur Ouest), bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec).....	73
Figure 14. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Nicolet Sud-Ouest (secteur Est), bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec).....	74
Figure 15. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Saint-Camille, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	76
Figure 16. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Soucy, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	78

Figure 17. Fiche synthèse du diagnostic détaillé des sous-bassins versants prioritaires Sud-Ouest 1 à Sud-Ouest 4, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	80
Figure 18. Fiche synthèse du diagnostic détaillé des sous-bassins versants prioritaires Sud-Ouest 1 à Sud-Ouest 4, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)	83

Liste des tableaux

Tableau 1. Liste et caractéristiques des données utilisées	18
Tableau 2. Facteurs de risque utilisés pour la priorisation des sous-bassins versants.....	22
Tableau 3. Critères de conservation utilisés pour la priorisation des complexes de milieux humides	23
Tableau 4. Couches de données utilisées dans l'analyse de compatibilité	25
Tableau 5. Pointage accordé aux couvertures du sol rencontrées dans les bandes riveraines	27
Tableau 6. Facteurs de risque et valeurs accordées aux parcelles agricoles.....	28
Tableau 7. Bilan du diagnostic des sous-bassins versants prioritaires	41

Glossaire

BAPE:	Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement
BDCA :	Base de données des cultures assurées
BDTQ :	Base de données topographiques du Québec
BV :	Bassin versant
CEHQ :	Centre d'expertise hydrique du Québec
CIC :	Canards Illimités Canada
FLAG	<i>Fuzzy Landscape Analysis</i>
GPS	Système de positionnement global
IQBR :	Indice de qualité de la bande riveraine
IRDA :	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
MAPAQ :	Ministères de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP :	Ministères du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MH :	Milieu(x) humide(s)
MNA :	Modèle numérique d'altitude
MNS :	Modèle numérique de surface
MRBVF	<i>Multi Resolution Valley Bottom Flatness</i>
MRC	Municipalité régionale de comté
MRNF :	Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec
RNCan :	Ressources Naturelles Canada
SBV :	Sous-bassin versant
SIEF :	Système d'information éco-forestière
SIG:	Système d'information géographique

Remerciements

Merci à Jérôme Théau et Richard Fournier qui m'ont encadré et soutenu de l'élaboration des grandes lignes du projet jusqu'à la version finale du mémoire.

Merci à Canards Illimités Canada pour l'accueil, le soutien financier et pour le transfert d'expertise.

Merci à Jason Beaulieu qui a partagé ses connaissances en SIG et sur la gestion des milieux humides, à Pierre Dulude qui m'a fait profiter de son expérience et de ses réflexions sur les sujets discutés tout au long du projet ainsi qu'à Stéphanie Murray pour la formation reçue et le partage d'expérience.

Merci au FQRNT et au CRSNG pour le soutien financier et la mise en place de la bourse en milieu de pratique dont j'ai bénéficié.

Merci à Luc Lemieux et Roberto Toffoli au MAPAQ pour leur temps, leurs conseils et leurs données.

Merci à Léo Provencher qui a corrigé et commenté abondamment les travaux antérieurs au présent mémoire.

Merci à Lucie Gendron et à Mariette Lambert pour l'acquisition de données et le prêt de matériel respectivement.

Merci à Simon Trottier pour sa solidarité, ses encouragements et ses savoureux cafés.

Merci à mes proches pour leur encouragement et le temps qu'ils m'ont accordé pour mettre un terme à ce projet, particulièrement à Caro qui a su m'épauler dans les moments plus difficiles.

1. Introduction

L'eau, essentielle à la vie, essentielle à l'Homme, a longtemps été prise pour acquise au Québec puisqu'abondante et renouvelable. Maintenant que sa qualité en restreint les usages, que sa quantité variable cause inondations et sécheresses, elle est considérée autrement par les gestionnaires et la population en générale. Depuis 2002, la Politique Nationale de l'eau du Québec (PNE, 2002) reconnaît l'eau comme un élément essentiel du patrimoine collectif québécois et vise à protéger cette ressource, à la gérer de façon durable, à protéger la santé publique et les écosystèmes aquatiques. La répartition de la population du territoire québécois reflète l'importance de cette ressource pour l'Homme et la biodiversité présente dans les écosystèmes aquatiques témoigne quant à elle, de son importance pour la faune et la flore. Près de 10% du territoire québécois est recouvert d'eau douce, on y retrouve des milliers de rivières et des centaines de milliers de lacs. Utilisée pour le transport, l'alimentation, le tourisme, la villégiature et pour la production d'énergie, l'eau de bonne qualité est essentielle à la population québécoise (PNE, 2002). Cependant, dans les régions plus densément peuplées, le maintien de la qualité de l'eau malgré la présence humaine s'avère un défi.

Il est reconnu que les pressions anthropiques se font ressentir dans les cours d'eau québécois, des mesures sont d'ailleurs prises depuis plusieurs années pour protéger cette richesse. La problématique de la pollution ponctuelle, plus facilement identifiable, a d'abord été ciblée : la pollution ponctuelle des milieux urbains et agricoles a considérablement diminué pendant les décennies 70 et 80, respectivement (Ministère de l'Environnement, 2003). La gestion de la pollution diffuse est pour sa part plus complexe. Celle-ci provient de sources multiples et dispersées et fait référence à des sources de pollution qui sont individuellement mineures mais significatives collectivement (Campbell *et al.*, 2004). Ce n'est que depuis 2005 que ce type de pollution est intégré aux politiques environnementales (FFQ et UPA, 2011). De ce fait, beaucoup de travail reste à faire en ce qui a trait à la réduction de la pollution diffuse, notamment au niveau de celle qui émane des zones agricoles.

Plusieurs initiatives du gouvernement et des clubs agroenvironnementaux ont contribué à l'adoption, à la ferme, de pratiques plus respectueuses de l'environnement (Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois, 2008). Les termes meilleures pratiques de gestion, mesures de conservation et mesures de mitigation sont communément utilisés pour faire références à ces pratiques. Quoiqu'elles soient reconnues et largement utilisées, certains problèmes persistent en

ce qui a trait à l'efficacité, au choix et à la gestion de ces mesures de mitigation et de conservation. En effet, certains ouvrages demandent un entretien qui n'est pas toujours effectué et leur durée de vie limitée est souvent ignorée (Bracmort *et al.*, 2004). De plus, il est fréquemment soulevé que l'impact des nouvelles pratiques au niveau du bassin versant (BV) est insuffisant et que les démarches entreprises ne sont pas harmonisées (Diebel *et al.*, 2008). En effet, les mesures de mitigation sont souvent conçues et implantées localement malgré le fait que les problèmes liés à la qualité de l'eau et aux écosystèmes aquatiques soient identifiés à l'échelle du BV (Lovell et Sullivan, 2005), ce qui démontre un conflit au niveau des échelles de gestion. Ce type de problème est également rencontré au niveau législatif puisque des réglementations adoptées à l'échelle de la province peuvent difficilement tenir compte des différences qui caractérisent chacune des régions. Les directives uniformes pour la gestion des bandes riveraines pour tout le Québec en sont un exemple (Campeau et Bordeleau, 2007). Le besoin d'une gestion territoriale des pratiques agricoles de conservation, adaptée localement se fait donc sentir.

Un pas a été fait à cet égard lors de l'adoption, en 2002, de la Politique Nationale de l'Eau : la gestion de l'eau, au Québec, s'effectue désormais à l'échelle du BV. Ceci implique une approche territoriale centrée sur le BV en incluant les écosystèmes qui le composent et les différents usages anthropiques qui en sont faits (PNE, 2002). Selon Brooks *et al.* (2003), la gestion intégrée par BV est une façon de gérer à la fois l'eau et le sol car elle vise à assurer une meilleure protection de la ressource eau d'une part et l'utilisation durable du territoire permettant la production de biens et de services d'autre part. Le défi de la gestion par BV est donc d'atténuer l'impact des activités humaines sur les écosystèmes aquatiques (Brooks *et al.*, 2003). En raison de leur taille parfois importante, certains BV peuvent regrouper des régions aux caractéristiques dissemblables et être plus complexes à gérer. Hunsaker et Levine (1995) concluent à ce sujet que la gestion de la pollution diffuse dans les grands BV bénéficierait d'une approche en deux temps: une étape grossière pour prioriser des sous-bassins versants (SBV) et une étape plus fine pour caractériser les SBV précédemment identifiés et permettre des interventions ciblées et efficaces sur un territoire restreint. Des simulations effectuées par Diebel *et al.* (2008) confirment d'ailleurs que la meilleure façon d'obtenir des résultats tangibles consiste à cibler les secteurs problématiques et à y grouper les interventions.

1.1. Les cours d'eau à différentes échelles

L'échelle du BV, maintenant largement utilisée, s'avère tout à fait appropriée pour la gestion de l'eau en raison de sa nature globalisante. D'autres échelles peuvent être utilisées mais leur choix doit être éclairé car l'échelle spatiale sélectionnée peut fortement influencer la perception que l'on peut avoir d'un cours d'eau; toutes les échelles ne permettent pas une égale compréhension d'une même situation. Ainsi, pour être en mesure de gérer les problématiques reliées à la qualité de l'eau, il importe de bien connaître cette ressource et les processus qui la caractérisent et de choisir l'échelle appropriée à la problématique étudiée. À grande échelle, par exemple, il est possible d'étudier un cours d'eau en ne considérant que l'eau, le substrat et la vie qui s'y trouvent. Cette approche rend possible le constat d'un problème de qualité de l'eau mais il n'en va pas de même pour sa compréhension. Lorsqu'il est question de la qualité de l'eau, d'autres échelles, plus petites ou globales sont plus appropriées. L'étude de la zone riparienne, par exemple, a permis d'établir des liens entre les différents types de couverts qui la caractérise et la qualité de l'eau et de l'habitat (Saint-Jacques et Richard, 1998). Cette zone implique la portion de terre adjacente au cours d'eau et donc les milieux humides (MH) riverains, la plaine inondable et la végétation riveraine (FISRWG, 1998). Le passage à l'échelle du paysage, plus petite que la précédente, permet d'inclure encore plus d'éléments dans l'analyse et engendre une toute autre perception du cours d'eau. Les paysages sont définis comme des complexes d'écosystèmes géographiquement, fonctionnellement et historiquement reliés (Doing, 1997). À cette échelle, le cours d'eau devient un élément linéaire influencé par les écosystèmes au sein desquels il coule. On lui reconnaît alors des caractéristiques locales particulières associées à un environnement externe variable le long de son tracé (FISRWG, 1998). Cet environnement comprend les villes et villages, les champs, les parcelles forestières, les routes et les MH. Le choix d'une échelle de gestion qui inclut les MH s'avère tout à fait justifié compte tenu que ceux-ci remplissent d'importantes fonctions hydrologiques et biologiques (Brooks *et al.*, 2003). Finalement, l'échelle du BV offre l'avantage d'être fondée sur le cycle de l'eau et donc d'être définie par les limites géographiques imposées par le parcours terrestre de l'eau. La ligne de partage des eaux qui délimite ainsi un BV a pour effet de relier toutes les composantes qui s'y retrouvent. À l'intérieur de ces limites, les processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans le cours d'eau évoluent en fonction des modifications apportées aux différentes composantes du territoire. Les cours d'eau sont capables de tolérer certains changements dans leur BV tout en maintenant leur structure et leurs fonctions : ils entretiennent naturellement un état dit d'« équilibre dynamique » (FISRWG, 1998). Toutefois, les perturbations de nature anthropique sont

souvent trop rapides et importantes pour que cet équilibre soit maintenu et sont donc plus susceptibles d'altérer de façon durable la structure et les fonctions des cours d'eau (FISRWG, 1998).

Ainsi, non seulement l'ampleur des changements, mais le rythme auquel ils ont lieu peuvent affecter les cours d'eau, ce qui justifie l'étude des cours d'eau à l'échelle temporelle. De par leur nature, les cours d'eau changent en fonction du temps: l'érosion et la sédimentation, par exemple, provoquent la formation de méandres et donc le déplacement du lit du cours d'eau au fil des ans. De même, des variations saisonnières au niveau des précipitations modulent leur régime hydrique. Ces fluctuations permettent de différencier différents types de cours d'eau: (i) les cours d'eau intermittents et (ii) les cours d'eau permanents (MDDEP, 2007). Cette variabilité est normale, elle est associée à la nature même des cours d'eau. Il en est autrement au sujet des pressions anthropiques qui ne s'apparentent pas aux processus naturellement retrouvés dans la dynamique de l'eau. Tout comme les précipitations, les activités humaines et les pressions qui en découlent ne sont pas constantes dans le temps. Les modifications à l'occupation du sol suivent des cycles annuels tel la rotation des cultures, des changements décennaux comme le développement urbain et même des changements centennaux comme c'est le cas pour la gestion des forêts (FISRWG, 1998).

1.2. Occupation du sol et qualité de l'eau

Parmi les perturbations engendrées par l'homme, la modification de l'occupation du sol est l'une des plus répandue et des plus dommageables pour la qualité de l'eau. L'occupation du sol, ou les changements apportés au paysage par l'homme dans le but de se loger, d'extraire et d'utiliser des ressources et de se déplacer (Heathcote, 2009), affecte les cours d'eau selon différents mécanismes : sédimentation, apports de nutriments et de contaminants, altération hydrologique, dénudement riverain/ouverture de la canopée, perte de gros débris ligneux (Allan, 2004). La relation qui existe entre l'occupation du sol et les cours d'eau découle des liens qui unissent l'eau et la terre dans le cycle de l'eau : l'eau s'évapore d'abord par les processus liés à l'évapotranspiration, elle se condense ensuite dans l'atmosphère puis retombe sous forme de précipitations. C'est à ce moment que la phase terrestre débute et que l'influence de l'occupation du sol se fait sentir. L'eau peut alors être interceptée par les végétaux, les bâtiments ou atteindre directement le sol. Lorsqu'elle atteint le sol, elle peut ruisseler, s'infiltrer ou s'accumuler dans les dépressions. Les changements au niveau du type de végétation ou de couverture du sol affectent (i) le ruissellement et le régime hydrique par le biais de modifications au niveau de l'interception (Brooks *et al.*, 2003) et (ii) la qualité de l'eau en

influençant la disponibilité et la quantité de sédiments, de nutriments et de polluants le long de son parcours terrestre.

Les travaux liés au développement de l'agriculture au cours du XXe siècle ont considérablement modifié le paysage québécois. Le défrichement et le drainage des terres ont permis à l'agriculture de s'implanter sur le territoire. Des travaux effectués sur plusieurs milliers de kilomètres de cours d'eau et le drainage souterrain ont ensuite permis aux producteurs de semer plus tôt et d'obtenir de meilleurs rendements (Beaulieu, 2001). Une fois les terres préparées, le paysage agricole a été marqué par l'intensification de la production : les activités agricoles sont concentrées, les entreprises se spécialisent, voient leur taille augmenter et les avancées technologiques permettent une plus grande productivité (Boutin, 2004). La concentration, la spécialisation et l'intensification des activités agricoles sur le territoire québécois ont eu pour effet de transformer l'unité de production agricole de la ferme à l'exploitation, de l'exploitation à l'entreprise et finalement de l'entreprise à l'industrie (Ruiz et Domon, 2005). Le Québec est alors passé d'une agriculture extensive nécessitant peu d'intrants, à une agriculture intensive à productivité accrue (Ministère de l'Environnement, 2003). La hausse de la productivité a été rendue possible par l'utilisation de machineries lourdes qui compactent les sols et polluent, d'engrais souvent utilisés en surplus et par l'utilisation de pesticides chimiques. L'intensification a de surcroît eu pour effet de diminuer, voire même de retirer complètement, la végétation arborescente et arbustive en milieu agricole (Ministère de l'Environnement, 2003).

L'agriculture fournit des biens essentiels aux populations urbaines et rurales. Cependant, elle engendre aussi des conséquences environnementales non négligeables. Une étude, en Nouvelle-Zélande, menée le long de gradient d'intensité agricole (120 km) a d'ailleurs démontré que plus l'agriculture est présente dans un BV, plus la concentration en azote et en phosphore dans les cours d'eau augmente et plus la visibilité y diminue (Harding *et al.*, 1999). Le pourcentage d'agriculture retrouvé dans la bande riveraine et dans un BV ont été corrélés négativement avec l'intégrité écologique de milieux aquatiques (Potter *et al.*, 2004). La dégradation de ces écosystèmes dans les BV agricoles résulte d'effets cumulatifs : alors que certains effets environnementaux, considérés individuellement, ne présentent pas de problèmes sérieux, leur impact devient considérable lorsqu'ils sont joints spatialement et temporellement (Brooks *et al.*, 2003). On assiste alors à une cascade de conséquences : des modifications au niveau de l'utilisation du sol ou au niveau du

corridor hydrique entraînent des modifications géomorphologiques et hydrologiques qui affectent l'hydraulique des cours d'eau. Suivent alors des changements de fonction des écosystèmes aquatiques particulièrement au niveau du transport de sédiments et de l'habitat. Ceci influence la composition et la distribution des populations aquatiques, l'eutrophisation des plans d'eau et une nappe phréatique plus basse (FISRWG, 1998).

Les interventions passées causent encore aujourd'hui des problèmes dans les cours d'eau du Québec. Les connaissances étaient limitées en matière d'environnement à cette époque, ce qui a laissé place à des travaux qui seraient sévèrement encadrés maintenant que leurs conséquences sont mieux documentées. En effet, si peu d'importance était accordée à l'environnement et à la biodiversité lors de la préparation des terres pour permettre l'implantation de l'agriculture, il en est autrement aujourd'hui. Cela fait déjà près de 30 ans que des mesures d'atténuation des impacts environnementaux sont intégrés à la planification de projets au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) (Beaulieu, 2001). Une meilleure compréhension des processus naturels et la constatation des problèmes de qualité de l'eau ont sensibilisé les intervenants du monde agricole à la fragilité des écosystèmes aquatiques et de l'environnement en général.

1.3. Réconcilier l'agriculture et l'environnement

Plusieurs nouvelles façons de penser et de pratiquer l'agriculture reflètent le besoin de réconcilier l'agriculture avec le milieu naturel dans lequel elle s'inscrit. C'est le cas, par exemple, de l'agriculture durable (Pretty, 2008), de l'agriculture multifonctionnelle (Warner et Warner, 2010) et de l'éco-agriculture (Sherr et McNeely, 2008). Cette prise de conscience et la compétition au sein de l'industrie agricole exercent aujourd'hui une grande pression sur les agriculteurs qui doivent continuellement optimiser l'utilisation des ressources naturelles en plus de considérer leur impact sur l'environnement et la santé humaine (Landry et Levallois, 2000). Pour répondre à ces besoins, plusieurs nouvelles techniques et pratiques ont vu le jour.

1.3.1. Mesures de mitigations

Qu'elles soient de nature culturelle, mécanique ou liées à la gestion de la ferme, les mesures de mitigation, ou meilleures pratiques de gestion, visent à réduire l'impact environnemental des activités agricoles. Selon Agriculture et Agro-alimentaire Canada (AAC, 2000) il existe trois

grandes catégories de meilleures pratiques de gestion adaptées au milieu agricole : (i) la réduction des intrants, (ii) le contrôle de l'érosion et du ruissellement et (iii) les écrans protecteurs et les cultures tampons. La réduction des intrants fait référence à la diminution de la quantité de fertilisants et de pesticides appliquées sur les champs. Cette catégorie inclut des pratiques comme la lutte intégrée et la gestion raisonnée des fertilisants. Le contrôle de l'érosion et du ruissellement vise le maintien de la terre arable dans le champ ce qui assure la pérennité des cultures et réduit la quantité de sédiments et de polluants qui atteignent les cours d'eau. Cette catégorie de pratiques de gestion inclut par exemple le travail réduit du sol et certains ouvrages hydro-agricoles. La catégorie des écrans protecteurs et les cultures tampons, regroupe quant à elle les fossés enherbés et les différentes pratiques associées aux cultures tampons à proximité des cours d'eau.

Au Québec comme ailleurs, des sommes importantes ont été investies pour promouvoir, implanter et maintenir ces pratiques. Cependant, l'amélioration de la qualité de l'eau n'est pas aussi évidente qu'espérée suite à la mise en place de ces mesures (Diebel *et al.*, 2008). Il devient alors nécessaire de planifier les interventions de façon à obtenir le maximum de résultats pour un minimum d'intervention. Les avancées technologiques en termes de système de positionnement global (GPS), de télédétection et de systèmes d'information géographique (SIG) offrent des possibilités intéressantes à ce sujet. De nombreux modèles ont été mis en place pour prédire, mesurer et éventuellement diminuer l'érosion ou la pollution diffuse dans les régions agricoles (Humberto Blanco, 2008). Ces modèles complexes reposent toutefois sur des données qui peuvent être difficiles à obtenir ou de qualité insuffisante (Nearing et Hairsine, 2011) ce qui peut limiter leur utilisation. La télédétection et le GPS sont pour leur part au cœur de l'agriculture de précision et de la conservation de précision, deux sciences étroitement liées aux activités de la ferme. Alors que l'agriculture de précision vise à augmenter la productivité au niveau du champ et permet certains gains environnementaux par l'utilisation plus efficace des nutriments et des pesticides, la conservation de précision a comme but de guider les décisions de gestion à la ferme de façon à assurer la conservation des terres agricoles et de leur environnement (Delgado et Berry, 2008). Cette dernière est donc particulièrement intéressante dans le cadre de la planification et de la mise en place de mesures de mitigation en territoire agricole. Les mesures de mitigation, même si elles sont conçues et positionnées de la meilleure façon qui soit, ne peuvent parvenir, à elles seules, à rétablir un équilibre plus naturel dans un BV agricole. Cela est d'autant plus vrai si les composantes naturelles du BV sont absentes ou dégradées et incapables de remplir leurs fonctions naturelles respectives.

1.3.2. Restauration d'éléments naturels

Bien que des mesures de mitigation puissent être implantées et avoir un effet positif sur les cours d'eau, leur combinaison à la restauration d'éléments naturels pourrait s'avérer plus durable en plus d'offrir une gamme de bienfaits plus étendue. Ryszkowski et Jankowiak (2002) soutiennent à cet effet que les plans d'amélioration de la qualité environnementale des zones rurales ne doivent pas s'en tenir aux problématiques en champ mais bien viser à rendre le paysage dans son entier plus résistant et plus résilient face aux pressions qu'il subit. Alors que la variété et la variabilité sont importantes pour le maintien de la diversité biologique au sein des cours d'eau (Allan, 2004), la simplification biologique des écosystèmes agricoles crée une artificialisation qui nécessite une intervention humaine constante (Altieri, 1999). Il en découle que l'amélioration de la performance environnementale de la ferme doit s'effectuer à la fois sur la superficie productive par de meilleures pratiques culturales et au sein des superficies non cultivables par l'implantation de bandes riveraines et le rétablissement de MH (Ryszkowski et Jankowiak, 2002).

La bande riveraine constitue un couvert végétal permanent en bordure d'un cours d'eau ou d'un lac (MDDEP, 2007). Selon la Politique de protection des rives, du littoral et de la plaine inondable, une bande riveraine d'une largeur de 3 m, en milieu agricole, doit être respectée en bordure des cours d'eau au Québec. Cette végétation joue de nombreux rôles écologiques : elle fournit un habitat pour la faune et la flore, permet d'éviter le réchauffement de l'eau, diminue la quantité de sédiments apportés au cours d'eau, permet d'éviter l'érosion des berges, régule le cycle hydrologique, filtre les polluants et agit comme brise-vent en plus de remplir des fonctions paysagères (MDDEP, 2007). La superficie recouverte et l'état de la végétation sont des facteurs qui influencent ces différentes fonctions. C'est pourquoi la cartographie, la caractérisation et l'analyse du changement de la bande riveraine sont fréquemment réalisées, que ce soit pour prioriser certains secteurs pour la restauration, pour évaluer la qualité de l'eau d'une région ou pour évaluer l'effet des politiques et des réglementations. Ceci peut être fait sur le terrain mais l'évaluation par photo-interprétation (Saint-Jacques et Richard, 1998) et par la classification d'images satellites (Goetz, 2006) s'avèrent efficaces et plus rapides. La bande riveraine, considérée ici comme un élément naturel, est souvent restaurée en tant que mesure de mitigation en milieu agricole pour diminuer les apports de nutriments et de sédiments dans les cours d'eau. Une étude menée par Bracmort *et al.* (2004) lui conférait à ce sujet un avantage par rapport à certains ouvrages de mitigation puisqu'après 20 ans d'implantation, elles étaient davantage conservées et en meilleur état de fonctionnement que les

autres pratiques. Même si elles permettent d'améliorer la qualité de l'eau et de l'habitat, les bandes riveraines ne peuvent résoudre tous les problèmes, elles doivent être accompagnées d'autres mesures (Teels *et al.* 2006) comme les meilleures pratiques de gestion ou la restauration de MH.

Les MH sont définis comme l'ensemble des sites saturés d'eau ou inondés pendant une période suffisamment longue pour influencer la nature du sol et la composition de la végétation (Joly, 2008). Il existe plusieurs types de MH : les prairies humides, les étangs, les marais, l'eau peu profonde, les tourbières boisées, les tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes, les marécages arborescents et les marécages arbustifs (Beaulieu *et al.* 2009). Toutes ces classes ne remplissent pas les mêmes fonctions écologiques au même degré et le même type de MH ne remplit pas les mêmes rôles en fonction de sa taille et de son emplacement dans un BV (Zedler, 2003). Leur valeur écologique ayant été méconnue par le passé, nombreux sont les MH ayant été remblayés, drainés ou détériorés. Malgré la reconnaissance actuelle, les données cartographiques désuètes ou manquantes, les différentes pressions anthropiques et le manque de connaissances sont encore responsables de la perte ou de la dégradation de plusieurs MH (Queste, 2011). Leur cartographie et l'identification de sites à protéger est maintenant nécessaire. À ce sujet, différentes méthodes peuvent être utilisées pour faire ressortir, à l'intérieur d'une région donnée, les sites qui devraient être priorisés. C'est le cas du *Landscape Wetland Condition Analysis Model* (Mita *et al.*, 2007), de la *Automated Assessment Method for Northeastern Wetlands* (Cedfeldt *et al.*, 2000) et de la stratégie présentée dans le Guide d'élaboration d'un plan de protection des MH de Joly (2008). Les problèmes de qualité de l'eau ont donné lieu à des projets visant la restauration de MH compte tenu du rôle épurateur qu'on leur reconnaît. Les plans de restauration de MH peuvent viser un certain type de MH, comme les MH riverains (Russel *et al.*, 1997), une certaine fonction, comme l'amélioration de la qualité de l'eau (White et Fennessy, 2005) ou l'augmentation de la superficie de MH pour couvrir l'ensemble des fonctions qui leur sont attribuées. La restauration de MH, traditionnellement gérée site par site résulte souvent en des résultats qui sont décevants par rapport aux attentes des planificateurs; les milieux restaurés ne persistent pas dans le temps ou ne remplissent pas adéquatement les fonctions écologiques pour lesquelles ils ont été restaurés (Zedler, 2003). En réponse à ces problèmes, vers la fin des années 90, la gestion de la restauration des MH s'est tournée vers la gestion à l'échelle du paysage. Cette échelle a alors été utilisée pour rendre plus hétérogènes les territoires agricoles et par le fait même y favoriser la biodiversité et une eau de qualité (Moreno Mateos et Comin, 2010). Moreno Mateos et Comin (2010) identifient quatre échelles spatiales pour la restauration de MH : le

site, le SBV, le BV et finalement le territoire. Lorsqu'il est question de la qualité de l'eau, ils recommandent d'intervenir à l'échelle du SBV ou du BV. Un plan de restauration des MH à ces échelles permet de considérer la distribution spatiale des MH créés ou restaurés. Une telle planification favorise la restauration de fonctions similaires aux fonctions naturellement attribuées aux MH (Moreno Mateos et Comin, 2010). D'ailleurs, la restauration de MH dans un BV pour améliorer la qualité de l'eau qui s'y retrouve a été réalisée avec succès en milieux urbanisés (Richardson *et al.*, 2011) et agricoles (Crumpton *et al.*, 2008). Le pouvoir filtrant des milieux humides est également mis à profit dans d'autres domaines (Kadlec et Wallace, 2008).

Lorsqu'il est temps de choisir un site pour la restauration de MH, deux situations peuvent survenir : la sélection du site ou la recherche de sites. La sélection du site implique que les caractéristiques de différents lieux potentiels sont connues et qu'il faut choisir celui avec les caractéristiques les plus favorables globalement. Quant à elle, la recherche de sites a lieu quand l'ensemble des possibilités n'ont pas été inventoriées. C'est à ce moment que les études de compatibilité d'occupation du sol entrent en jeu (Malczewski, 2004). L'analyse de compatibilité implique la caractérisation des unités d'analyse selon leur potentiel à recevoir l'activité ou le milieu en question. Il en découle un éventail de sites présentant des caractéristiques favorables ainsi qu'une première caractérisation de ces sites au niveau de leur emplacement ou de leur taille par exemple. Plusieurs études, utilisant diverses techniques d'analyse de compatibilité ont été réalisées pour faciliter la restauration de MH fonctionnels et persistants. White et Fennessy (2005), pour localiser les sites intéressants, ont procédé à une analyse de compatibilité permettant l'utilisation conjointe de l'échelle du paysage et de l'échelle locale. Leur analyse était basée sur des paramètres physiques ou de forme (hydrologie, pédologie, végétation et topographie) ainsi que sur des paramètres liés à la fonction des MH (distance de ruissellement, ordre de Strahler, données sur la qualité de l'eau). À partir des résultats obtenus, ils ont évalué les sites identifiés selon leur potentiel de réussite et leur potentiel de contribution à l'amélioration de la qualité de l'eau en aval. Russel *et al.* (1997) ont, quant à eux, porté attention aux MH riverains uniquement. Leur étude était basée principalement sur deux sources d'information : un modèle numérique d'altitude (MNA) et une classification de l'occupation du sol dérivée d'une image Landsat TM. Les auteurs ont utilisé le modèle hydrologique TOPMODEL qui a comme intrant la topographie et certains paramètres du sol (transmissivité et profondeur de la nappe phréatique) et qui résulte en un indice topographique d'humidité. Comme les données relatives au sol s'avéraient difficiles à trouver, les auteurs ont utilisé une version simplifiée

de ce modèle, basée uniquement sur la topographie. White et Fennessy (2005) et Huang *et al.* (2010) ont également utilisé ce modèle simplifié. Dans une étude complémentaire, Van Lonkhuyzen *et al.* (2004), ont utilisé la pédologie, l'hydrographie et l'occupation du sol, la végétation adjacente et la condition historique. Ce dernier critère est tout à fait pertinent puisqu'il a été démontré que les MH restaurés sur d'anciens sites de MH persistent mieux dans le temps et remplissent mieux leurs fonctions écologiques (Zedler, 2003).

1.4. Gestion multi-échelles

Les données disponibles, tout comme la nature du travail à accomplir, régissent l'échelle à laquelle les différentes étapes de l'amélioration de la qualité environnementale en milieu agricole peuvent être planifiées. Des approches combinant deux ou plusieurs échelles spatiales sont maintenant rendues possibles et accessibles par l'utilisation des SIG. Le développement des technologies reliées aux données géospatiales et une meilleure compréhension des systèmes naturels ont engendré de nouvelles approches de gestion en sciences naturelles. L'écologie du paysage en est un exemple. Cette discipline est consacrée à l'étude des patrons de distribution des éléments du paysage ou des écosystèmes, des flux biologiques et des changements écologiques dans le paysage au fil du temps (Leitao et Ahern, 2002). La planification écologique du paysage est de son côté basée sur l'écologie du paysage mais intègre également des notions de gestion adaptative, de politique agricole et de conservation (Mussachio et Coulson, 2001), ce qui en fait une science au domaine d'intervention plus large. Toutes deux ont été mises à profit dans le contexte de la réconciliation entre l'agriculture et l'environnement. La vision élargie de l'agriculture qu'elles apportent permet de percevoir l'entreprise agricole non pas comme basée sur le champ mais bien sur le paysage dans lequel elle se retrouve. Cette approche met en évidence le fait que les champs ne sont pas indépendants de leur environnement, ils sont influencés par les milieux avoisinants et ces derniers sont également affectés par les activités agricoles (Swinton *et al.*, 2007). Une échelle plus grossière comme celle du paysage confère des avantages indéniables mais possède également des limites. L'utilisation d'échelles de gestion multiples peut justement permettre de franchir les limites imposées par une échelle unique. La gestion multi-échelles s'avère ainsi davantage une nécessité qu'une option. Il importe toutefois de reconnaître les forces et les faiblesses de chacune d'elles et d'adapter leur utilisation en fonction de leurs caractéristiques respectives. Leur combinaison permet d'aller chercher le meilleur de chacune et de maximiser les efforts de gestion. Ryszkowski et Jankowiak (2002) mentionnent à ce sujet que le contrôle de l'érosion est optimisé s'il s'effectue à la fois à l'échelle de la ferme et à celle du paysage. Une stratégie impliquant des échelles multiples permet également d'améliorer la

compréhension du phénomène à l'étude et de viser des objectifs à diverses échelles : alors que la planification de l'instauration d'une bande riveraine dans un champ peut viser la réduction de la perte de sol et l'accroissement de la biodiversité au niveau de la ferme, cette même planification, à l'échelle du BV peut avoir comme objectif l'amélioration de la qualité de l'eau et la création de corridors fauniques (Lovell et Sullivan, 2005). De même l'approche multi-échelles permet d'évaluer, à une échelle plus grossière, quelles portions d'un territoire devraient être l'objet d'une caractérisation plus fine. Cela permet de réduire l'ampleur de la tâche à accomplir à grande échelle et de rentabiliser le temps de travail. Cette façon de procéder s'avère intéressante dans le cadre de la gestion par BV. En effet, comme il est impensable de retourner un BV au complet à un état naturel ou d'intervenir sur l'ensemble du territoire, il est essentiel de déterminer d'abord les endroits les plus susceptibles d'avoir un impact sur la qualité de l'eau pour ultimement y intervenir (Hunsacker et Levine, 1995). Qu'il soit question d'implantation de mesures de mitigation ou de restauration de MH, la localisation des secteurs problématiques doit être effectuée au préalable.

1.5. Analyse de la qualité de l'eau

L'analyse de la qualité de l'eau dans un BV permet d'y identifier des secteurs problématiques puisqu'elle permet de faire le lien entre les tronçons de cours d'eau dégradés et les portions de territoire drainées. Elle peut être effectuée de différentes façons mais plusieurs méthodes largement utilisées sont basées sur l'échantillonnage de paramètres physico-chimiques (transparence de l'eau, température, conductivité) (Gergel *et al.*, 2002). Le suivi de la qualité de l'eau des rivières, au Québec, est exprimé selon l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP) qui utilise ce genre de critères (Hébert, 1997). Comme les caractéristiques de l'eau peuvent fluctuer dépendamment des précipitations et des périodes de l'année, il devient difficile d'obtenir, en ayant recours à l'échantillonnage terrain, des données fiables et complètes sans l'utilisation de stations d'échantillonnage permanentes. Pourtant, pour connaître l'influence de l'agriculture sur la qualité de l'eau; les variations saisonnières et les épisodes de contamination sévères lors d'événements de pluie importants doivent être considérés (Buck *et al.*, 2004). L'IQBP s'avère un bon indicateur au niveau des types de pollution, mais il ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat et sur la présence de produits toxiques dommageables pour les organismes aquatiques. Des indices biologiques, utilisés en complément, permettent d'avoir un portrait de la qualité de l'eau pour les usages anthropiques ou pour la faune (Hébert, 1997). En effet, les organismes vivants, même s'ils sont échantillonnés ponctuellement dans le temps, sont affectés par les conditions de l'eau sur une période plus étendue temporellement. Ils ont ainsi l'avantage de prendre en considération des déversements de produits

toxiques passés ou ponctuels par exemple. L'analyse de la présence et de la condition des organismes aquatiques est alors considérée comme un bon indicateur de la qualité de l'eau. Les poissons (Indice d'intégrité biotique - IIB) et les macro-invertébrés benthiques (Indice biologique global – IBG, et Indice biologique global normalisé - IBGN) peuvent être utilisés à cette fin (Hébert, 1997). Quelle que soit la technique utilisée, les échantillonnages terrain sont coûteux, leur quantité est souvent limitée dans le temps et dans l'espace (Griffith, 2002) et ne ils ne sont donc généralement pas déployées sur l'ensemble d'un BV (Gergel *et al.*, 2002). C'est pourquoi d'autres façons d'évaluer la qualité de l'eau, basées sur une approche géographique et permettant des études à plus grand déploiement, ont été développées.

Les premières études de qualité de l'eau basées sur les sciences géographiques portaient sur la morphométrie et son influence sur la turbidité, l'oxygène dissous et la température (Amiri et Nakane, 2009). Étroitement liés à l'érodibilité d'une région, les indices morphométriques tels la densité de drainage, la texture de drainage, la surface contributive en amont et le ratio de bifurcation sont parfois utilisés pour prioriser des SBV (Javed *et al.*, 2009). Les indices morphométriques sont intéressants, mais comme le mentionnent Potter *et al.* (2004), l'occupation du sol est plus intéressante pour les gestionnaires que ces variables qui sont pratiquement inaltérables. C'est pourquoi les SIG et la télédétection ont finalement été utilisés pour étudier les liens entre l'occupation du sol, les particules en suspension, les nutriments, l'intégrité écologique des cours d'eau et les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau (Amiri et Nakane, 2009). Il en ressort que la qualité de l'eau est tributaire de l'occupation du sol dans un BV. Quoique toutes les activités humaines n'aient pas les mêmes répercussions, de façon générale plus il y a de modifications anthropiques, plus le cycle de l'eau est modifié, le régime hydrique débalancé et la qualité de l'eau dégradée (Amiri et Nakane, 2009). L'étude de l'occupation du sol est facilitée par l'utilisation de métriques paysagères. Ces métriques découlent de l'écologie du paysage. On distingue deux catégories : les métriques de composition et les métriques de configuration. Les premières réfèrent à la superficie que chaque élément du paysage occupe alors que les autres se rapportent à leur taille et leur agencement. Des métriques associées à chacune de ces catégories sont associées à la qualité de l'eau d'un BV. Le pourcentage de forêt, d'agriculture, de MH et de milieu urbain sont des métriques de composition pour lesquelles des liens avec la qualité de l'eau ont été établis tant à l'échelle du BV qu'à l'échelle de la bande riveraine (Gergel *et al.*, 2002). Cette dernière échelle a été approfondie au Québec par l'étude de Saint-Jacques et Richard (1998).

L'Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) qu'ils ont développé est une évaluation par photo-interprétation de l'occupation du sol de part et d'autre d'un cours d'eau. Les résultats de leur étude démontrent une corrélation entre cet indice et différents indices de qualité de l'eau.

1.6. Problématique

Comme tout système agricole comporte des fuites de nutriments ou autres polluants (Lowrance et Crow, 2002), quand l'agriculture occupe une partie importante d'un territoire, elle peut entraîner des conséquences négatives sur l'environnement. D'importants efforts ont été investis dans les dernières décennies pour minimiser ces fuites mais la pollution diffuse d'origine agricole est encore une problématique d'actualité. Le lac Trois-Lacs (Estrie, Québec), situé en aval d'un BV dans lequel l'agriculture occupe une importante proportion du territoire, présente les symptômes d'un plan d'eau qui reçoit une quantité importante de sédiments et de nutriments. Ce lac a été l'objet de nombreuses études par le passé et est encore aujourd'hui source d'inquiétudes. Déjà en 1975, le lac était qualifié de mésotrophe avancé (Lamontagne et Gauthier, 1975). Une étude menée en 1981 en arrivait au même résultat et notait des problèmes au niveau de l'oxygène dissous et des apports en phosphore qui dépassaient des niveaux dangereux (Alain, 1981). Si ces études portaient davantage sur le lac, d'autres, plus récentes, ont permis d'accroître les connaissances de son bassin versant. C'est le cas du diagnostic environnemental global effectué par le Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François (RAPPEL, 2007 et 2008) sur les SBV Dion, l'Aulnière et Soucy. Ces études, qui ciblaient des cours d'eau préoccupants en termes de qualité de l'eau, ont laissé de côté une partie importante du BV du lac Trois-Lacs. Ce vaste territoire se doit d'être analysé dans son ensemble pour mettre en évidence les secteurs qui contribuent à la dégradation de ce plan d'eau. Tout comme la compréhension de la problématique nécessite à la fois l'étude du lac et de son BV, l'amélioration de la situation implique des interventions très locales, à même le lac, et d'autres sur l'ensemble du territoire qu'il draine. D'une part, le dragage de 29 000 m³ de sédiments a été accepté par le Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) et permettra de corriger certaines problématiques à même le lac. D'autre part, des mesures devront être prises à la source pour diminuer les apports de sédiments et de nutriments en provenance du BV pour éviter d'avoir recours à un nouveau dragage dans le futur.

Les techniques qui permettent de réconcilier l'agriculture et les milieux aquatiques existent mais pour arriver à des résultats concluants, il est nécessaire de gérer ces pratiques autrement que site par

site tout comme il est essentiel que tous les acteurs agissent de concert. Un élément fort de la gestion par BV est la reconnaissance que tous les occupants du territoire drainé par un cours d'eau ont le potentiel de participer à l'amélioration ou à la dégradation de la qualité de l'eau retrouvé dans ce BV. Pourtant, il est encore difficile de réunir tous ces acteurs dans un effort commun. Chaque instance s'occupe d'une partie du territoire: la gestion du territoire agricole, des forêts, des écosystèmes aquatiques et du réseau routier par exemple, sont tous sous la responsabilité de ministères différents. D'autres acteurs, non-gouvernementaux sont également présents et ne travaillent pas nécessairement conjointement. Parfois, leur vision d'une situation est même contradictoire: face à un champ mal drainé, l'agronome prescrira l'installation de drains alors que face au même champ, le biologiste pourrait y voir une occasion de créer/restaurer un milieu humide pour contrer certaines problématiques environnementales (Dulude, 2011).

Une approche géographique multi-domaines pourrait permettre (i) de palier aux divergences d'orientation, (ii) d'offrir des solutions issues des différentes spécialisations et donc (iii) de fournir une méthode efficace basée sur une vision neutre et globale, elle-même fondée sur l'analyse des caractéristiques du territoire à l'étude. Les mesures de mitigation et les milieux naturels peuvent alors être gérés conjointement dans le BV, tout en considérant les caractéristiques locales, ce qui permet des actions ciblées, appropriées et bien agencées. Les SIG permettent ce genre d'analyse et offrent donc des possibilités intéressantes en termes de planification territoriale des problématiques reliées à l'eau.

2. Objectifs et hypothèses

L'objectif de l'étude consiste à développer une démarche analytique biscaire misant sur la synergie entre la gestion des MH et la gestion des problématiques agricoles liées à l'eau pour améliorer la qualité de l'eau du BV du lac Trois-Lacs et par le fait-même la qualité de vie de ses habitants. Deux objectifs spécifiques sont proposés pour atteindre l'objectif général :

1. Élaborer, à l'échelle d'un BV, une méthodologie permettant de dresser un portrait incluant: la priorisation de SBV pour les actions de mitigation et de restauration, l'identification de complexes de milieux humides d'intérêt pour la conservation et la localisation de sites potentiels de restauration.

2. Établir, à l'échelle des SBV prioritaires, un diagnostic permettant de localiser et d'identifier les problématiques pour être en mesure d'y recommander des pratiques agricoles de conservation et des sites potentiels de restauration adaptés aux caractéristiques géographiques locales.

Les hypothèses sous-jacentes aux objectifs impliquent d'abord que les éléments naturels et anthropiques, ainsi que les sources et les puits de pollution ne sont pas répartis uniformément sur le territoire des Trois-Lacs. En conséquence, les efforts de mitigation et de conservation ne doivent pas être répartis uniformément sur un territoire donné puisque le potentiel de contribution à la dégradation de la qualité de l'eau n'y est pas uniforme (Diebel et al., 2008). Enfin, nous assumons que l'analyse des caractéristiques géographiques du territoire, à l'aide de systèmes d'information géographique, permet de localiser des problématiques potentielles et d'y recommander des mesures de mitigation adaptées localement pour en maximiser l'efficacité (Berry et al., 2003).

3. Matériel et méthode

3.1. Site d'étude

L'étude porte sur l'ensemble du BV du lac Trois-Lacs (figure 1), ce qui représente une superficie de 514km². Situé complètement en amont du grand BV de la rivière Nicolet, ce territoire inclut les sources des sections Centre, Sud-ouest et Nord-est de la rivière Nicolet. Ce BV est partagé entre les régions administratives des Cantons de l'Est et du Centre-du-Québec. La portion estrienne, principale composante du BV, est partagée entre la Municipalité régionale de comté (MRC) des Sources et la MRC du Haut-Saint-François. La MRC d'Arthabaska est, quant à elle, la seule représentante dans la portion correspondant au Centre-du-Québec. Le BV contient des portions de territoire rattachées à 13 municipalités: Saint-Rémi-de-Tingwick, Notre-Dame-de-Ham, Ham-Nord, Saint-Joseph-de-Ham-Sud, Dudswell, Stoke, Saint-Georges-de-Windsor, Danville, Asbestos, Tingwick, Wotton, Saint-Adrien et Saint-Camille. Le territoire est caractérisé par un relief vallonné (pente moyenne de 6%) qui est dominé par le Mont Ham dont le sommet est situé légèrement au-dessus de 700m. Le lac Trois-Lac, vers lequel convergent les pentes du BV, se situe à une altitude de 170m. Ce dernier est alimenté par 7 tributaires mais 88% de l'eau qui y coule provient de la Rivière Nicolet Sud-Ouest (Consortium DDM Pro-Faune, 2006) dans laquelle se jettent, quelques

kilomètres en amont du lac, les rivières Nicolet Centre et Nicolet Nord-Est. Plus de 700 km de cours d'eau (permanents et intermittents) relie ces terres appalachiennes au lac Trois-Lacs.

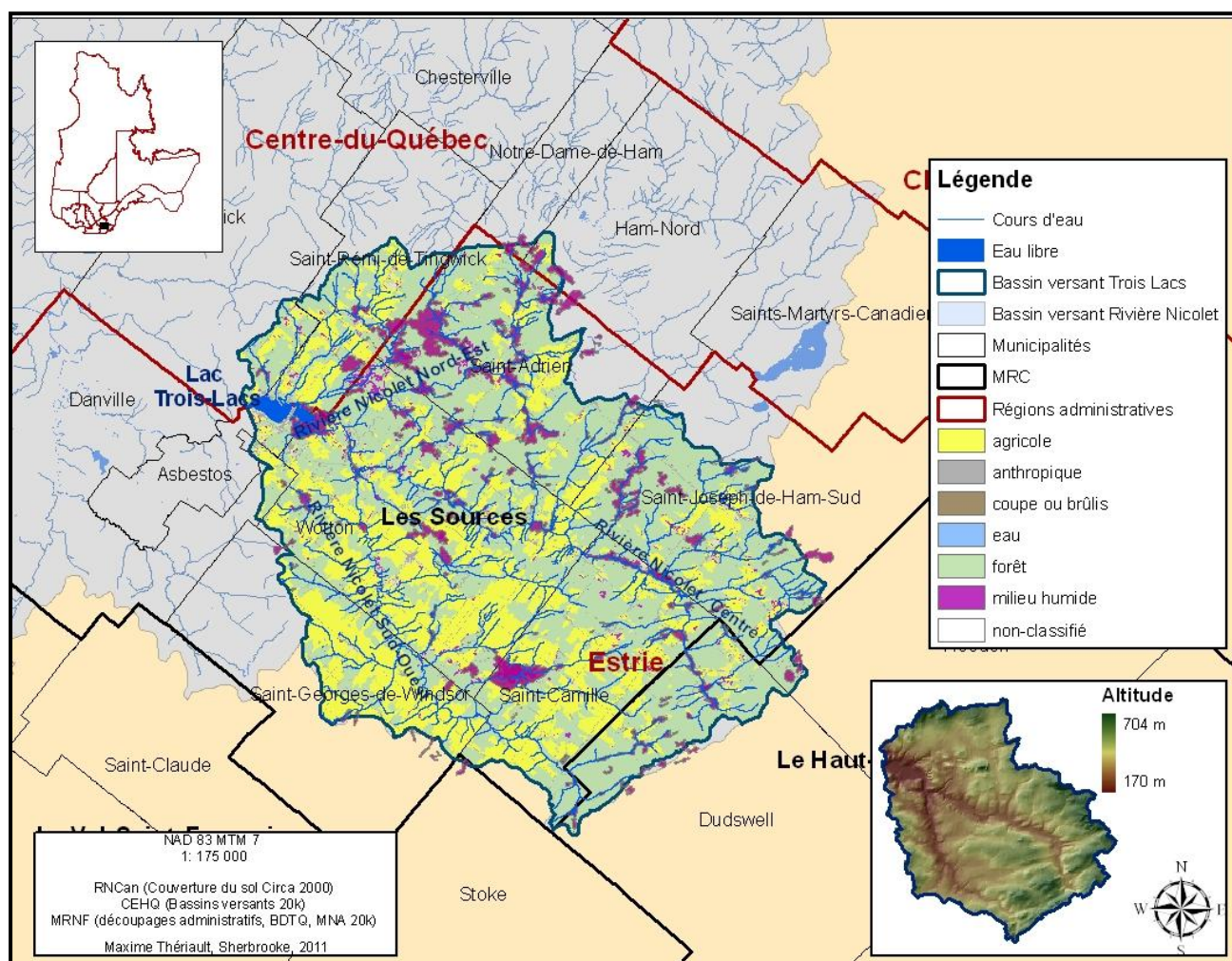


Figure 1. Le bassin versant à l'étude avec ses principaux cours d'eau, sa topographie, l'occupation du sol qu'on y retrouve et sa localisation générale

Le lac Trois-Lacs, constitué comme son nom l'indique de trois sections, est depuis plusieurs années dans une situation préoccupante puisqu'il se remplit de sédiments et vieillit prématurément. Plusieurs lacs de la région présentent également des signes d'eutrophisation mais le lac Trois-Lacs est particulièrement vulnérable en raison de ses caractéristiques : il a une faible profondeur (2,2 m en moyenne) et une superficie négligeable par rapport à son BV ($2,4 \text{ km}^2 / 514 \text{ km}^2$) (Consortium DDM Pro-Faune, 2006). Les symptômes de dégradation observés au niveau de ce lac sont le résultat des activités anthropiques présentes sur son BV. Les cultures annuelles, le drainage des terres, la densité de l'élevage, la villégiature et les activités minières et industrielles ont d'ailleurs été

identifiés comme pressions responsables de la problématique des Trois-Lacs et de la perte de MH dans ce BV (CIC, 2007). Quoique majoritairement forestier (63%), le BV comporte une forte proportion d'agriculture (31%). Les MH n'y représentent que 5,7 % du territoire et sont principalement composés de marécages arborés (40%), de tourbières boisées (26%) et de fen (21%) (Thériault, 2010).

3.2. Données utilisées

Pour procéder aux analyses, plusieurs données ont été nécessaires. Une base de données à référence spatiale a donc été mise en place. Elle inclut des données de format matriciel et de format vectoriel provenant de sources variées (tableau 1). Ces données ont été recueillies auprès du MAPAQ, de la Cartothèque Jean-MarieRoy de l'Université de Sherbrooke et de Canards Illimités Canada.

Tableau 1. Liste et caractéristiques des données utilisées

Source	Données	Échelle/résolution spatiale	Année
Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MRNF)	Base de données topographiques du Québec (BDTQ)	1:20 000	2002
	Système d'information écoforestière (SIEF)	1:20 000	2008
	Couche des découpages administratifs	1:20 000	2008
	Photographies aériennes historiques	1:15 000	1979-80-86
	Orthophotographies	1:15 000	2006 à 2010
	Habitats fauniques	1:20 000	2007
	Modèle numérique d'élévation (MNE)	1:20 000	2008
Ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ-Estrie), MRNF	Modèle numérique de surface (MNS)	1:15 000	2007
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)	Carte des sols	1:20 000	1998-2003
Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ)	Limites des bassins hydrographiques	1:20 000	2009
Financière agricole du Québec	Base de données des cultures assurées (BDCA)	1:50 000	2009
Canards Illimités Canada (CIC)	Milieus humides CIC-SIEF	1:20 000	2009
Viasat Géo-technologie	Image SPOT 5	10 m	2007

3.3 Préparation des données

3.3.1. Pré-traitements et mise à jour

Une fois les données recueillies, elles ont été découpées avec les limites du BV et leurs projections harmonisées en NAD 83 MTM 7. Certaines données ont nécessité des traitements avant le début des analyses. C'est le cas d'une image SPOT 5, acquise le 28 août 2007, qui a été classifiée selon la méthode de type K-Means, incluant les classes agriculture, MH, infrastructures\bâti, forêt et eau. La classification a été validée à l'aide de l'interprétation d'orthophotos acquises en 2006 et 2007. Une statistique de validation kappa de 86% a été obtenue assurant ainsi la qualité des données produites. Une mise à jour des données relatives aux MH a également été réalisée en utilisant comme données de départ la cartographie des MH provenant de la couche de MH de Canards Illimités Canada (CIC) et du Système d'information écoforestière SIEF (SIEF). L'analyse détaillée de la délimitation et de la classification des milieux humides, par photo-interprétation, a d'abord permis un redécoupage des polygones de MH présents et une classification actualisée des différents types de MH. La couche de données résultante inclut également des MH jusqu'alors non cartographiés, le retrait de MH disparus et l'identification des pressions subies par chaque polygone. Cette cartographie finale est ainsi actuelle, plus détaillée et inclut 10,8% plus de MH que la couche de base (Thériault, 2010).

3.3.2. Préparation des unités d'analyse

Différents éléments sont appelés à avoir une importance particulière dans le cadre de l'application de la méthodologie, il s'agit des unités d'analyse. Ceci inclut le BV, les SBV, les complexes de milieux humides et les parcelles agricoles. À l'exception de ces dernières, qui étaient prêtes à l'usage à même les données sources (Base de données des cultures assurées (BDCA)), les unités d'analyse ont dû être créées ou modifiées de façon à en faciliter l'utilisation. Premièrement, la délimitation de l'aire d'étude, c'est-à-dire le BV du lac Trois-Lacs, a été réalisée à partir des données de BV du Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ). Pour ce faire, le BV de la Rivière Nicolet Sud-Ouest a été utilisé comme délimitation de base. Comme il s'étend bien au-delà du lac Trois-Lacs, il a dû être coupé en aval de ce dernier. Le polygone résultant a été utilisé par la suite pour procéder au découpage de l'ensemble des données y compris celles nécessaires à la création de la couche de SBV. Cette dernière, tout comme c'est le cas pour la délimitation du BV, provient des données du CEHQ. Les BV d'ordres supérieurs à 1 ont été utilisés pour former une couche incluant les 32 SBV qui seront utilisés comme unités d'analyse. Les complexes de milieux humides, également utilisés comme unités d'analyse, ont été créés à partir de la cartographie des MH mise à jour. Pour ce faire,

les MH qui avaient une frontière commune ainsi que ceux qui étaient séparés par moins de 30 m ont été fusionnés. Cela a permis de diminuer considérablement le nombre d'unités d'analyse par rapport à l'utilisation directe des données de MH. Ainsi, la cartographie de base des MH comporte 616 polygones avec une superficie moyenne de 5 ha. La couche de complexes de milieux humides comprend, quant à elle, 193 unités de superficie moyenne plus élevée que 20 ha. Ce changement de taille des unités d'analyse permet d'identifier des complexes de milieux humides de très grande superficie: si le plus grand MH a une superficie de 84 ha, le plus grand complexe de milieux humides couvre non moins que 409 ha.

3.4. Méthodologie

L'approche méthodologique porte sur deux échelles de gestion (figure 2): l'échelle du BV qui confère une vue d'ensemble et l'échelle du SBV qui permet une caractérisation plus fine. La force de l'analyse à l'échelle du BV réside dans sa capacité à fournir un portrait global et d'en faire ressortir les éléments problématiques. En complément, l'analyse des SBV s'avère plus appropriée pour identifier et localiser des sources potentielles de pollution diffuse et recommander des interventions. Leur réalisation successive permet ainsi de considérer tout un territoire, d'en retirer une partie évaluée comme étant moins problématique et d'approfondir l'analyse de l'autre partie, plus préoccupante.

La première série d'analyse consistait à dresser le portrait du BV dans son ensemble en matière d'agriculture et de MH. Trois éléments découlent de ce portrait: (1) les SBV qui sont prioritaires pour des interventions de mitigation, (2) les complexes de milieux humides qui devraient être priorités pour la conservation et (3) des sites potentiels de restauration. La seconde étape a été alimentée par les résultats obtenus à l'échelle du BV: elle impliquait le diagnostic détaillé des SBV identifiés comme prioritaires. Ce diagnostic fait référence, pour chacun des SBV, à l'évaluation de la qualité de labande riveraine, à l'identification de parcelles agricoles à risque d'érosion et à la localisation de points d'érosion potentielle. L'analyse de ces éléments a ensuite servi de base pour l'élaboration de recommandations de mesures de mitigation et de sites potentiels de restauration adaptés aux caractéristiques et aux problématiques des SBV.

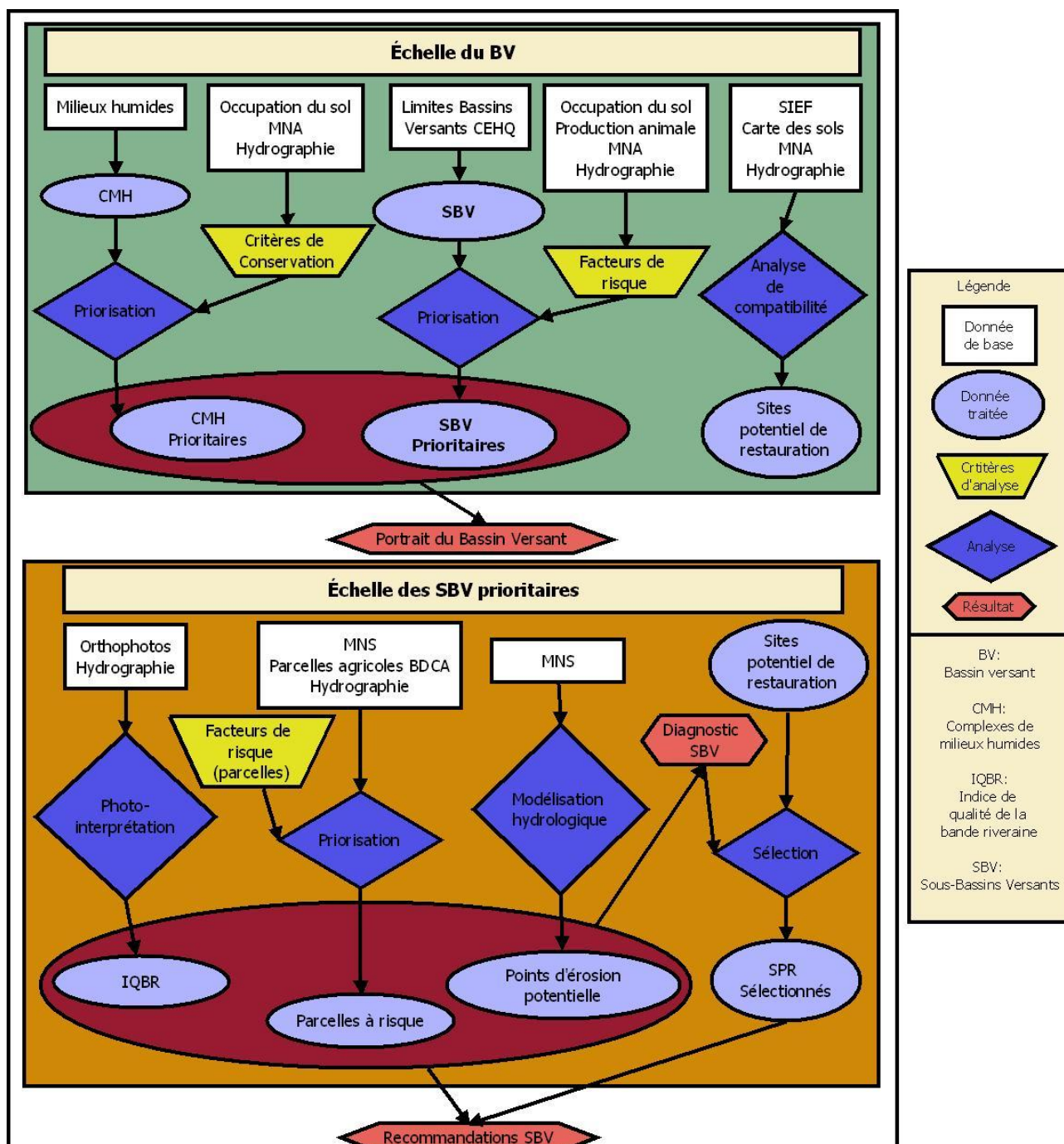


Figure 2. Organigramme méthodologique

3.4.1. À l'échelle du bassin versant

Priorisation des sous-bassins versants

La priorisation des SBV a pour objectif d'identifier, parmi l'ensemble des SBV qui constituent le territoire à l'étude, ceux qui sont les plus susceptibles d'affecter la qualité de l'eau par l'entremise de

la pollution diffuse d'origine agricole. La priorisation est basée sur le cumul de facteurs de risque (tableau 2). Ces derniers découlent de métriques paysagères auxquelles ont été associés des seuils critiques. Lorsque, dans un même SBV, 4 facteurs de risque ou plus dépassaient les seuils établis, celui-ci devenait un SBV prioritaire. Le statut de prioritaire était accordé en fonction de la susceptibilité du SBV à produire de la pollution diffuse (facteurs associés à l'agriculture) et de sa capacité à l'intercepter (facteur MH). Les facteurs ont été sélectionnés en fonction de leur association récurrente à la dégradation de la qualité de l'eau. Il est en effet évalué que l'eau est de moindre qualité dans les BV où la densité d'animaux d'élevage est élevée (Ganbazo, 2000) et où l'agriculture occupe plus de 30% du territoire (Allan, 2004). L'érosion, sérieux problème en milieu

Tableau 2. Facteurs de risque utilisés pour la priorisation des sous-bassins versants

Critère	Unité	Seuil établi
Agriculture	%	30
Agriculture sur pente de 6 à 10%	%	10
Agriculture sur pente de 10% et +	%	4
Agriculture en bande riveraine	%	25
Densité élevage	UA\km ²	90
Déficit en milieux humides	%	6

agricole, est fortement influencée par la pente. C'est pourquoi des facteurs de risque, basés sur l'agriculture en pente, ont été utilisés : le pourcentage d'agriculture sur pente forte (6 à 10%) et sur pente très forte (10% et +). Les deux autres facteurs de risque ont été élaborés à partir de lignes directrices selon lesquelles il faut conserver plus de 6% de MH dans un SBV et maintenir une bande riveraine naturelle sur plus de 75% de la longueur des cours d'eau pour assurer le maintien d'un milieu aquatique de qualité (Environnement Canada, 2004). La qualité de l'eau est à la baisse dans le cas où ces proportions ne sont pas assurées. Les données issues de la classification de l'image SPOT 5 ont été utilisées pour calculer le pourcentage total d'agriculture, le pourcentage d'agriculture dans une bande riveraine de 30 m, ainsi que le pourcentage de MH dans chacun des SBV. La pente, en pourcentage, dérivée du MNA a été combinée aux données d'occupation du sol pour obtenir les métriques associées à l'agriculture sur pente forte et sur pente très forte. La densité d'élevage, calculée en unité animale moyenne par km² a nécessité l'utilisation de données de production animales fournies par le MAPAQ. Une fois tous les facteurs mesurés pour chacun des SBV, le nombre de facteurs qui étaient au-delà des seuils établis ont permis d'établir la liste des SBV prioritaires.

Priorisation des complexes de milieux humides

La priorisation des complexes de milieux humides visait à identifier, parmi les complexes présents dans le BV, ceux qui présentaient un intérêt particulier pour la conservation. Trois raisons ont justifié la conduite de cette analyse à l'échelle du BV: (i) les MH sont indépendants des limites des SBV, (ii) la priorisation uniquement des complexes de milieux humides qui se retrouvent dans les SBV prioritaires pourrait entraîner l'omission de complexes de grand intérêt et (iii) l'échelle du BV est la plus appropriée pour la gestion des MH lorsqu'il est question de la qualité de l'eau (Moreno Mateos et Comin, 2010). Les critères utilisés, en partie inspirés de Joly (2008), ont été regroupés en trois catégories selon l'indicateur de valeur auquel ils sont associés (tableau 3): conservation, risque ou qualité de l'eau. Les critères associés à l'indicateur de valeur conservation visaient à faire ressortir les complexes de milieux humides les plus grands, les plus diversifiés et ceux dans lesquels on retrouve une classe rare au sein du BV (bog ou marais). Les critères associés au risque donnaient

Tableau 3. Critères de conservation utilisés pour la priorisation des complexes de milieux humides

Catégorie	Critère	Valeurs associées au pointage				
		5	4	3	2	1
Conservation	Taille (ha)	100-409	50-100	10-50	/	/
	Diversité (nb classes)	5 et 6	4	3	2	1
	Rareté (Bog ou marais)	/	/	Oui	/	/
Risque	Appartenance SBV (%MH)	0 à 3	3 à 4	4 à 5	5 à 6	/
	Taille (hectares)	0 à 5	5 à 10	/	/	/
	Pressions (nb moyen)	2,5-3	2-2,5	1,5-2	1-1,5	0-1
	Isolement (km)	/	/	1 et +	/	/
Qualité de l'eau	Connectivité	/	/	Oui	/	/
	Sup. agricole drainée (1000 ha)	12 et +	4 à 12	1 à 4	0,1 à 100	0 à 0,1

des points aux complexes de milieux humides isolés, petits, qui subissent de fortes pressions et qui se situent dans un SBV qui contient moins de 6% de MH. Finalement, les critères retenus pour leur lien avec la qualité de l'eau étaient la superficie agricole drainée et la connectivité au réseau hydrologique de surface. Les pondérations ont été établies à l'aide de la méthode des bris naturels au sein des données. L'analyse permet ainsi de mettre en évidence, parmi l'ensemble des complexes de MH retrouvés sur le territoire à l'étude, ceux qui se démarquent selon les critères retenus.

Une fois chacun des critères évalué pour l'ensemble des complexes de milieux humides, le pointage total a été calculé. Une fois cette dernière étape complétée, les complexes de milieux humides ont été divisés en deux catégories pour l'étape finale: les grands complexes de milieux humides(>10 ha) et les petits complexes de milieux humides(<10 ha). Cet ajout à la méthodologie visait à accorder davantage d'importance aux petits milieux humides qui peuvent aisément être laissés de côté, particulièrement comparés à de grands complexes de milieux humides à l'échelle du BV. Dans chacun de ces ensembles, une mention de priorité a été attribuée aux 10 complexes ayant obtenu les valeurs les plus élevées. Cette quantité arbitraire a été jugée optimale puisqu'elle permet à la fois de ne pas identifier un nombre trop important de complexes de milieux humides et d'assurer un nombre suffisant pour procéder à une sélection et une analyse plus détaillée. Ainsi, les gestionnaires ne seront ni surchargés par des possibilités trop nombreuses ni pris au dépourvu avec un choix trop restreint. Dans le cas des grands complexes, cette étape portait sur l'ensemble du BV alors que pour ce qui est des petits complexes, seulement ceux situés à l'intérieur de SBV prioritaires ont été utilisés. Cela visait à favoriser la conservation de complexes de milieux humides qui sont petits, isolés, qui subissent de fortes pressions et qui sont parmi les derniers représentants du SBV prioritaire dans lequel ils se retrouvent.

Analyse de compatibilité – sites potentiels de restauration

L'analyse de compatibilité à l'échelle du BV correspond à ce que Malczewski (2004) nomme la recherche de sites. Cette étape consistait donc à fournir un éventail de sites potentiels de restauration qui devront être étudiés pour en faire ressortir les plus prometteurs. Les sites potentiels de restauration sont par définition des sites qui ne sont pas actuellement déjà occupés par des MH. Cependant, les zones de superposition avec les MH cartographiés n'ont pas été retirées d'emblée, elles ont plutôt été mises à profit pour valider les résultats de l'analyse. En effet, si l'analyse visait à identifier des sites potentiellement intéressants pour la restauration en raison de caractéristiques propices aux MH, elle devait également recouper en grande partie des sites qui sont réellement des MH. Cette étape de validation, basée sur la cartographie mise à jour des MH, justifie l'identification de sites potentiels de restauration sur l'ensemble du BV malgré que l'objectif ultime soit d'en identifier uniquement dans les SBV prioritaires. Il pourrait en effet s'avérer plus difficile de comparer simplement les résultats obtenus aux MH cartographiés dans les SBV prioritaires puisque ceux-ci comprennent de façon générale moins de MH que les autres.

Deux approches différentes ont été utilisées pour localiser les sites potentiels de restauration dans le BV pour permettre leur comparaison: l'analyse de compatibilité et le calcul de l'indice topographique d'humidité. L'analyse de compatibilité visait à localiser les sites mal drainés, situés à proximité des cours d'eau et ayant des dépôts de surface propices aux MH ainsi qu'une faible pente. Le calcul de l'indice topographique d'humidité (Huang *et al.*, 2010) mettait plutôt l'accent sur les processus hydrologiques et la topographie pour faire ressortir les sites qui reçoivent beaucoup d'eau et qui ont de faibles pentes. L'analyse de compatibilité qui a été réalisée est inspirée des travaux de Van Lonkhuizen *et al.* (2004) : une analyse similaire a été effectuée mais elle ne reposait pas exactement sur les mêmes critères, ni sur la même pondération. Les critères « condition historique du site » et « végétation avoisinante », par exemple, n'ont pas été utilisés. Dans le premier cas en raison de l'ampleur de la tâche requise pour faire cette recherche sur l'ensemble d'un BV et dans le deuxième cas ce critère n'a pas été jugé pertinent par l'équipe d'experts consultée. Quoique légèrement différentes, les deux méthodes reposent sur la combinaison de différents éléments qui, mis en commun, permettent de dégager des sites avec des caractéristiques favorables pour l'implantation durable de MH. Pour ce faire la superposition de différentes couches matricielles était nécessaire (tableau 4). Ces couches étaient exclusivement composées de cellules ayant des valeurs situées entre 1 et 5. Pour obtenir ces valeurs, les données brutes de classe de drainage, de dépôts de surface et de pente ont été pondérées en fonction de leur propension à accueillir un MH. La proximité du réseau hydrographique a, quant à elle, du être calculée (distance euclidienne) pour être ensuite pondérée de la même façon.

Tableau 4. Couches de données utilisées dans l'analyse de compatibilité

Données	Valeurs associées au pointage				
	5	4	3	2	1
Classe de drainage	60	50	40	30	autres
Pente (%)	0-2	3	4	5	6 et +
Dépôts de surface	7T et 7E	5a et 4a	5s, 4ga, 3a,3ac,3ae,3an	\	autres
Proximité d'un cours d'eau (m)	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500

Une opération d’algèbre cartographique résultant en un indice de compatibilité a ensuite été réalisé (équation 1).

$$\text{Indice de compatibilité} = 3 (\text{Drainage} + \text{Proximité de l'eau}) + 2 (\text{Pente} + \text{Dépôts}). \quad (1)$$

Plus l’indice de compatibilité d’une cellule est élevé, plus celle-ci possède des caractéristiques lui permettant d’accueillir durablement un MH. L’autre indice utilisé, l’indice topographique d’humidité, repose pour sa part uniquement sur l’utilisation du MNA et de ses dérivés qui sont insérés dans l’équation 2 où a est la superficie contributive en amont et b la pente en degrés. Aux endroits où la pente est nulle, c’est-à-dire quand $b = 0$, l’indice topographique d’humidité est également nul. Pour pallier à ce problème, une formule modifiée par l’ajout d’une constante (k) doit être utilisée :

$$\begin{aligned} \text{Indice topographique d'humidité} &= \text{Ln} (a / \tan b) && \text{quand } b \geq 0 \\ \text{Indice topographique d'humidité} &= \text{Ln} (a) + k && \text{quand } b = 0 \end{aligned} \quad (2)$$

dans laquelle $k=100$ (Huang *et al.*, 2010). Les résultats obtenus, soit l’indice topographique d’humidité et l’indice de compatibilité ont ensuite été comparés à la cartographie actuelle des MH. Cela a permis à la fois d’évaluer l’efficacité de chacune des méthodes et de déterminer les valeurs seuils d’indice topographique d’humidité et d’indice de compatibilité de façon à maximiser l’utilisation des indices. Une fois l’efficacité évaluée et les seuils établis, les zones de superposition entre les MH et les sites potentiels de restauration ont été retirées des couches de résultat pour conserver uniquement les sites qui présentaient un bon ou un très bon potentiel mais qui n’étaient pas déjà des MH. Il a alors été possible de comparer les résultats obtenus entre eux dans le contexte géographique de l’étude et d’identifier la technique qui rend les meilleurs résultats. Par la suite, les analyses étaient basées sur les résultats de cette dernière.

3.4.2. À l’échelle des sous-bassins versants prioritaires

Le portrait du BV permet l’identification de SBV prioritaires pour les interventions de restauration et de mitigation mais ne renseigne que peu sur la nature, l’étendue et la localisation des problématiques à l’intérieur de ces SBV. Cela justifie le passage à la seconde échelle de gestion et la réalisation du diagnostic détaillé de chacun des SBV prioritaires. La première étape du diagnostic est une nouvelle évaluation de l’occupation du sol dans la bande riveraine, cette fois effectuée par photo-

interprétation. Cela a permis une caractérisation plus fine que celle issue de la classification de l'image SPOT 5. L'identification de parcelles agricoles à risque d'érosion et de points d'érosion potentiels ont ensuite complété le diagnostic. Ces deux derniers éléments, combinés à l'évaluation de la bande riveraine ont permis de sélectionner, parmi l'éventail complet des sites potentiels de restauration identifiés à l'échelle du BV, ceux qui présentaient le plus grand intérêt en termes d'amélioration de la qualité environnementale des SBV prioritaires.

Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

L'IQBR a été calculé sur des tronçons de 250 m de longueur et de 20 m de largeur de chaque côté des cours d'eau. Pour ce faire, le pourcentage de couverture des trois principales composantes (tableau 5) de chacun des tronçons a été évalué par photo-interprétation. Le calcul de l'IQBR est finalement obtenu à partir de l'équation 4:

$$IQBR = [\sum(\%_i \times P_i)]/10 \quad (4)$$

dans laquelle I représente la *i*ème composante, $\%_i$ le pourcentage du tronçon couvert par la composante *i* et P_i le facteur de pondération de la composante *i*, décrit dans le tableau 5. L'IQBR a été calculé sur l'ensemble des cours d'eau. Ce choix a été fait en se basant sur Wenger (1999) qui stipule que pour être efficaces, les bandes riveraines doivent être présentes sur la totalité des cours d'eau, incluant les cours d'eau intermittents.

Tableau 5. Pointage accordé aux couvertures du sol rencontrées dans les bandes riveraines

Composante	Facteur de pondération
Forêt	10
Arbustaie	8,2
Herbaciaie naturelle	5,8
Coupe forestière	4,3
Socle rocheux	3,8
Friche	3
Culture	1,9
Infrastructure	1,9
Sol nu	1,7

Adapté de Saint-Jacques et Richard (1998)

Parcelles à risque d'érosion

L'identification des zones à risque d'érosion à l'intérieur des SBV prioritaires est essentielle car elle permet de cibler les endroits qui nécessitent des mesures de mitigation et assure ainsi que ces dernières sont instaurées de façon optimale (Mabit *et al.*, 1999). Le modèle numérique de surface (MNS) a été mis à profit pour l'identification des parcelles agricoles à risque d'érosion. Cette couche matricielle (grille de 2m) a tout d'abord été découpée pour n'en conserver que les parcelles retrouvées dans les données de la BDCA. L'identification des parcelles à risque d'érosion reposait essentiellement sur le calcul et la sommation de facteurs de risque comme c'était le cas pour procéder à la priorisation des SBV. Les facteurs de risque utilisés (tableau 6) n'étaient toutefois pas les mêmes. Dans ce cas-ci, la pente moyenne de la parcelle, la pente moyenne dans une bande de

Tableau 6. Facteurs de risque et valeurs accordées aux parcelles agricoles

Facteur de risque	Détails	Points accordés
Pente parcelle	Forte (6% et +)	4
	Moyenne (2-6%)	2
Pente 100 m	Forte (6% et +)	3
	Moyenne (2-6%)	2
Apport d'eau externe	Présence	1

100m autour des cours d'eau, l'apport d'eau externe et l'IQBR ont été utilisés. Comme la pente moyenne d'une parcelle ne renseigne pas sur sa forme et ne tient donc pas compte de probables zones de sédimentation en bas de pente, la pente moyenne dans une zone de 100 m autour des cours d'eau a été mise à contribution. Le calcul de la pente, dans les deux cas, était basé sur une couche matricielle résultant du ré-échantillonnage (grille de 4 m) du MNS initial (Lemieux, 2011). La possibilité d'apport d'eau en provenance de l'extérieur de la parcelle a été évaluée par photo-interprétation supportée par les courbes de niveau. Le dernier facteur mettait à profit l'IQBR calculé précédemment : une parcelle qui est en contact avec un IQBR faible ou très faible obtenait un point pour ce facteur de risque.

Points potentiels d'érosion

L'identification des points d'érosion potentielle provient d'une modélisation hydrologique appliquée au MNS à l'instar de ce qui est fait parcelle par parcelle au MAPAQ-Estrie pour faciliter le positionnement et la conception d'ouvrages hydro-agricoles (Lemieux, 2011). Cette fois, la

modélisation a été effectuée sur l'ensemble des parcelles agricoles retrouvée dans la BDCA. Cette modélisation, était basée sur le MNS original (grille de 2 m) et consistait à calculer la superficie contributive en amont à partir d'une couche de direction d'écoulement directement dérivée du MNS. Elle a permis la localisation d'écoulements préférentiels à risque, soit ceux qui drainent une grande superficie de champ et qui se trouvent à proximité (20 m) d'un cours d'eau. La cellule la plus proche du réseau hydrographique a par la suite été transformée en un point de format vectoriel pour en faciliter l'utilisation.

Sélection de sites potentiels de restauration

La sélection de sites potentiels de restauration se veut une première étape d'une éventuelle planification territoriale de restauration de MH. Elle consistait donc à faire une première évaluation des sites qui présentent un bon ou un très bon potentiel et qui se retrouvent à l'intérieur des SBV prioritaires. Les couches résultant du portrait du BV ont d'abord été traitées de façon à en retirer les sites non-agricoles à l'aide des données d'occupation du sol issues de la classification de l'image SPOT 5. La sélection des sites potentiels de restauration a ensuite été effectuée en fonction des caractéristiques et des problématiques des SBV prioritaires. Elle était basée sur les éléments du diagnostic (IQBR, parcelles à risque et points d'érosion potentielle) et d'autres critères de sélection inspirés de Ekness et Randhir (2007). Ces critères sont regroupés en deux catégories en fonction de l'échelle à laquelle ils se situent. La taille du site et son évaluation sont reliées à l'échelle du site alors que la disposition des MH dans le SBV et la possibilité d'interception de pollution diffuse d'origine agricole sont des critères associés à l'échelle du SBV. Dans ce cas-ci, aucune pondération n'est utilisée.

4. Présentation et analyse des résultats

4.1. Portrait du bassin versant

Le portrait du BV fait référence à la priorisation des SBV, à l'identification de complexes de milieux humides intéressants pour la conservation ainsi qu'à la recherche de sites potentiels de restauration. Les résultats associés à ces éléments sont présentés dans les sections qui suivent.

4.1.1 Sous-bassins versants prioritaires

Les étapes menant à la priorisation des SBV apportent une nouvelle vision du BV à l'étude. Il devient effectivement possible, pour chacune de ces unités d'analyse, de comprendre rapidement ce qui les caractérise par rapport à l'agriculture et aux MH. La figure 3 met en évidence ce dernier point, elle présente la répartition spatiale des facteurs de risque dans le BV ainsi que le nombre d'entre eux qui dépassent la valeur seuil dans chacun des SBV. Les différences observées entre les SBV pour un même facteur de risque ainsi que pour le cumul de facteurs de risque reflètent l'hétérogénéité du territoire à l'étude. Par exemple, les MH, dont la présence moyenne se chiffre à près de 6% du BV, sont complètement absents de certains SBV ou très abondants (16%) dans d'autres

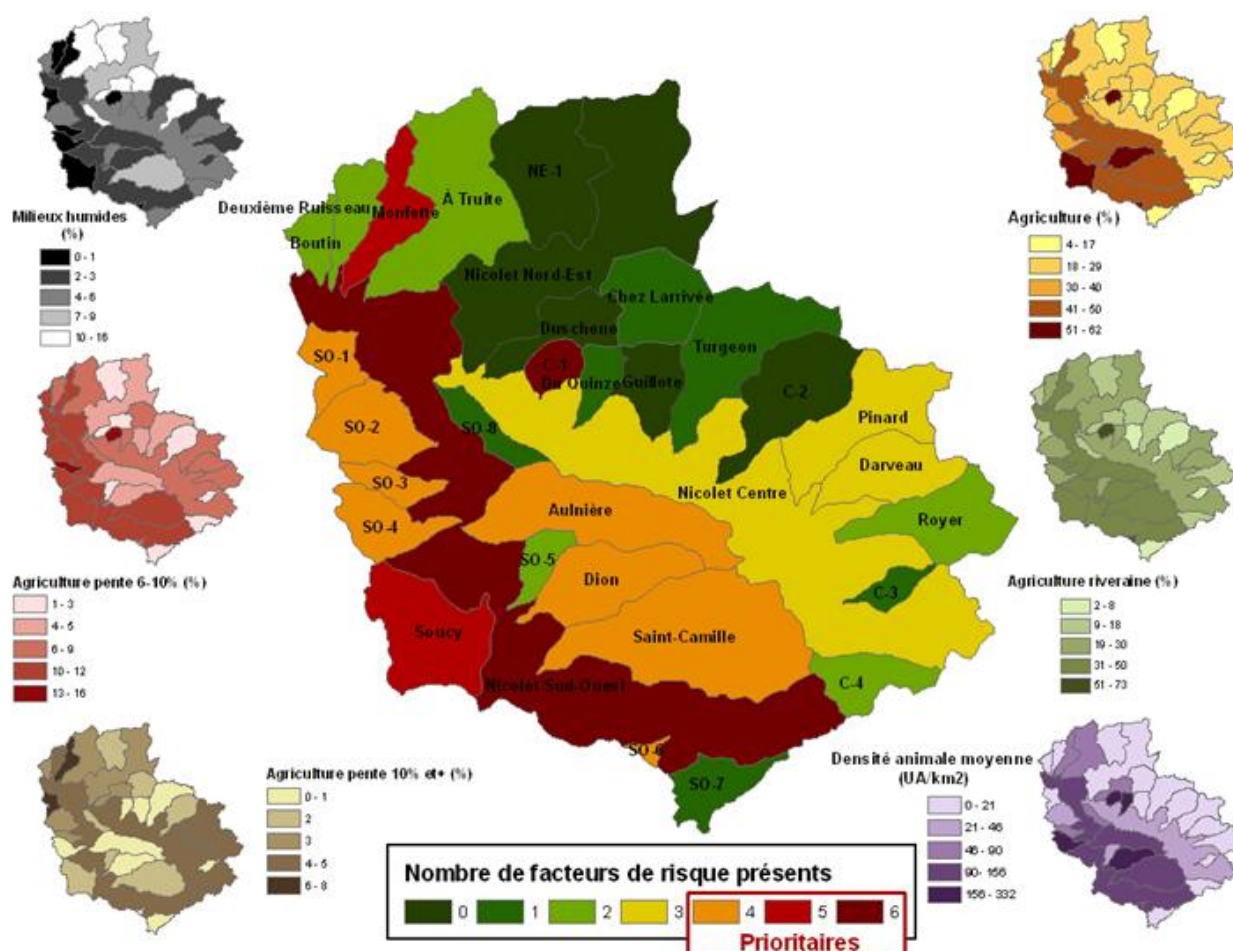


Figure 3. Répartition spatiale des facteurs de risque et identification des sous-bassins versants prioritaires dans le bassin versant du lac Trois-Lacs (Québec)

lieux. Il en va de même pour l'agriculture qui est présente sur 31% de la superficie à l'étude et qui présente, dans les SBV, des valeurs variant entre 4 à 54%. Le cumul de facteurs de risque s'avère très varié dans le secteur d'étude: certains SBV ont une valeur de 0 et d'autres une valeur de 6. Ainsi, certains SBV sont très propices à produire de la pollution diffuse d'origine agricole alors que d'autres présentent un risque beaucoup plus faible. Sur les 32 SBV à l'étude, 12 SBV dépassent les seuils établis pour plus de 4 facteurs de risque et sont donc identifiés comme prioritaires pour les interventions de mitigation. Quatre d'entre eux se démarquent avec des pointages de 5 (Monfette et Soucy) et de 6 (Nicolet Sud-Ouest et Centre-1). De l'ensemble des SBV, seulement 5 ne se qualifient pour aucun facteur de risque; c'est donc dire que l'agriculture n'y est que faiblement présente et que les MH y sont suffisamment présents selon les lignes directrices d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2004). Les SBV prioritaires, regroupés, occupent une superficie de 212 km², ce qui représente 41% du BV du lac Trois-Lacs. Ainsi, la priorisation telle qu'effectuée permet de réduire de 59% la portion de territoire pour laquelle un diagnostic plus détaillé sera effectué. La diminution de la superficie d'intervention implique également une réduction du nombre de fermes impliquées dans les étapes subséquentes; leur nombre passe ainsi de 169 à 107 fermes. Le nombre de cours d'eau touchés, et par le fait même la longueur totale de cours d'eau, s'en retrouvent aussi largement diminués: des quelques 700 km de cours d'eau, moins de 300 coulent au sein des SBV prioritaires.

4.1.2. Complexes de milieux humides intéressants pour la conservation

La première partie des procédures de priorisation des complexes de milieux humides était consacré aux grands complexes de milieux humides (>10 ha). Le but étant de faire ressortir les 10 qui, selon les critères évalués, présentaient le plus grand intérêt pour la conservation. Les 10 grands complexes de milieux humides qui ont obtenus les plus forts pointages cumulés ont ainsi été retenus. Leurs superficies varient entre 23 ha (Complexe Sud-Ouest 1) et 405 ha (Complexe À Truite). La figure 4 présente chacun des ces complexes de milieux humides, ceux-ci sont majoritairement concentrés dans les secteurs de la Rivière Nicolet Centre et de la Rivière Nicolet Nord-Est et se retrouvent principalement dans des SBV non prioritaires. Seuls le complexe Trois-Lacs et la Tourbière de Saint-Camille se situent à l'intérieur de SBV prioritaires.

La deuxième partie de l'analyse menant à l'identification de complexes de milieux humides prioritaires pour la conservation était consacrée aux petits complexes de milieux humides retrouvés dans les SBV prioritaires. À l'image de ce qui a été fait précédemment, les 10 petits complexes de

milieux humides (<10 ha) obtenant les meilleurs pointages ont été retenus. Leurs superficies couvrent l'étendue maximale des valeurs possibles pour cette catégorie, c'est-à-dire que certains et moins d'un ha et d'autres atteignent presque la limite de 10 ha. Leurs localisations sont présentées à la figure 4. Les 20 complexes réunis couvrent plus de 1 400 ha dont plus de 93% sont associés aux grands complexes. Considérant que la superficie totale de MH cartographiée est de 3 900 ha, c'est plus de 35% des MH qui pourraient être conservés en considérant uniquement les 10 grands complexes identifiés.

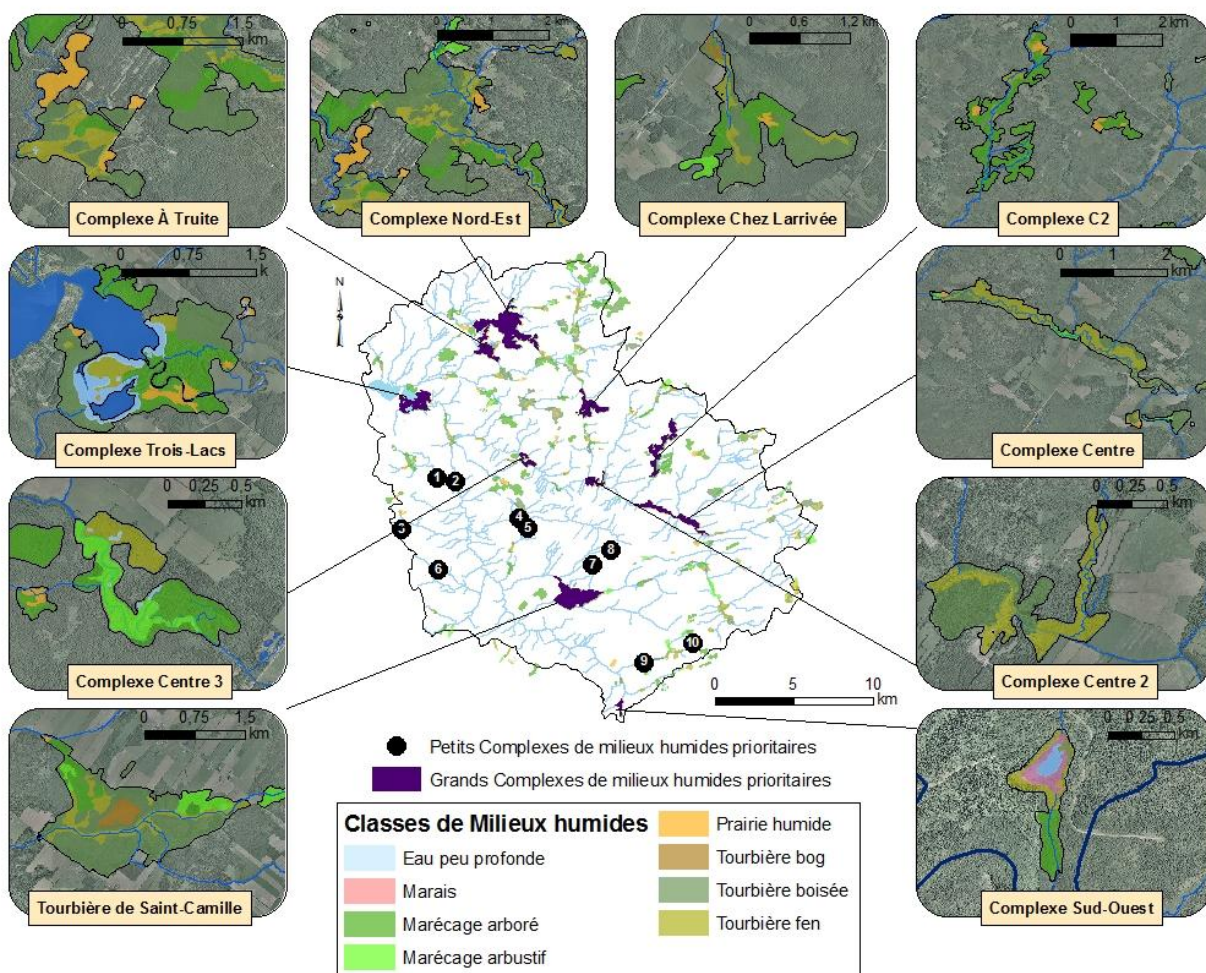


Figure 4. Localisation des complexes de milieux humides prioritaires en termes de conservation dans le bassin versant du lac Trois-Lacs, Québec

Petits ou grands, les complexes de milieux humides identifiés subissent de nombreuses et diverses pressions anthropiques. La figure 5 démontre ce dernier point, elle représente le nombre moyen de

pressions agissant sur les polygones qui composent les complexes de milieux humides. Outre l'agriculture qui est la pression la plus fréquemment observée, le réseau de transport, la foresterie et le drainage sont les principales pressions rencontrées.

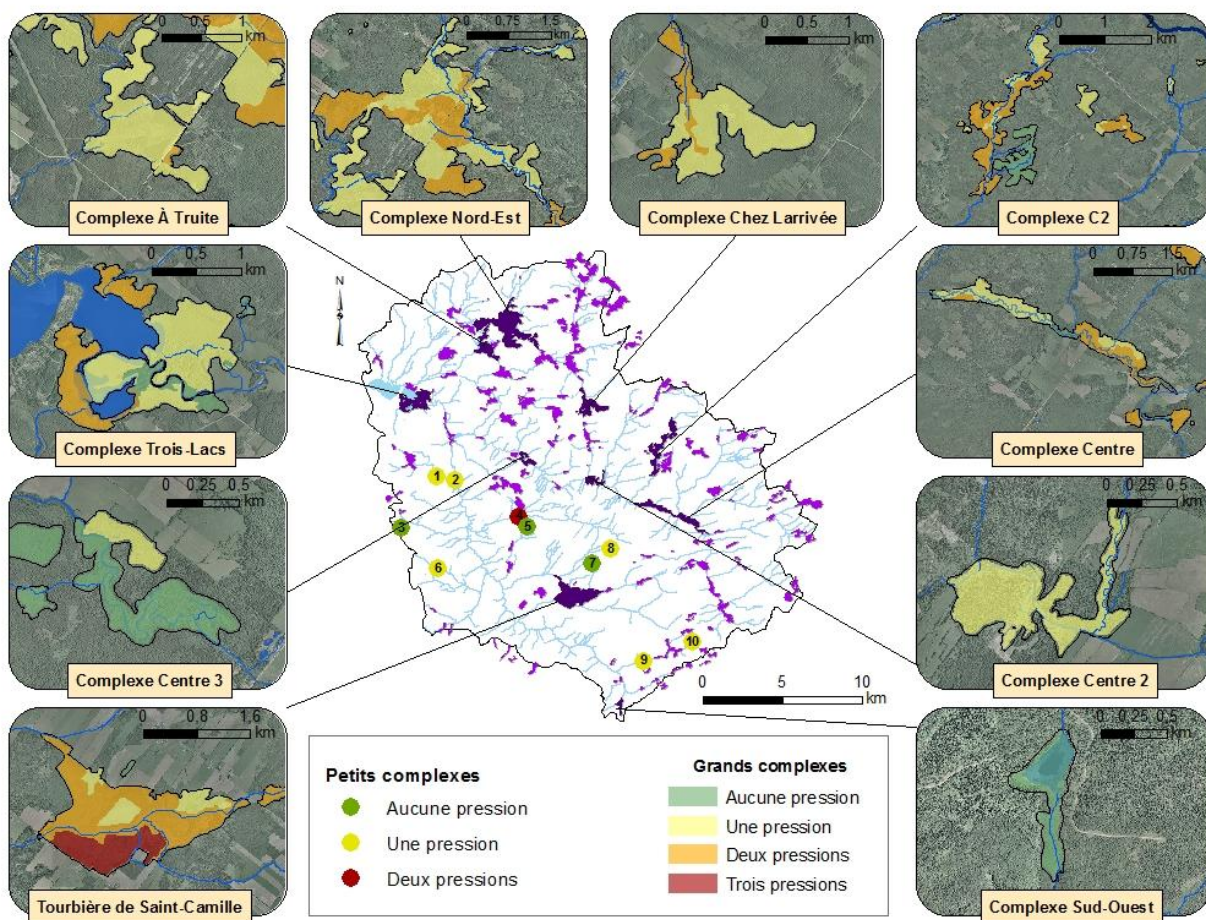


Figure 5. Nombre de pressions anthropiques subies par les complexes de milieux humides intéressants pour la conservation dans le bassin versant du lac Trois-Lacs, Québec

4.1.3. Sites potentiels de restauration

Pour l'analyse de compatibilité, un seuil de 31 points a été utilisé pour filtrer les résultats; c'est avec cette valeur que l'analyse de compatibilité correspond le plus aux MH cartographiés. Avec cette valeur seuil, 70% de la superficie totale des MH cartographiés sont identifiés par l'analyse de compatibilité. Ceci a permis de réduire la quantité de sites potentiels de restauration résultante, et donc de conserver ceux qui présentent le meilleur potentiel sans toutefois en conserver plus que

nécessaire ou diminuer la correspondance avec les MH cartographiés. Quelques MH se retrouvent cependant totalement exclus de cette analyse. En effet, certains ne sont absolument pas détectés par cette méthode puisqu'ils ne possèdent pas de lien hydrologique avec les cours d'eau répertoriés dans la BDTQ et ne se retrouvent pas non plus dans une zone tampon de 500 m autour du réseau hydrographique.

L'indice topographique d'humidité, de son côté, semble fonctionner particulièrement bien avec les MH riverains dans les fonds de vallée, ce qui est logique compte tenu qu'il est obtenu à partir de la pente et de l'accumulation d'eau qui y sont toutes deux propices. Dans le cas de l'indice topographique d'humidité, comme c'était le cas pour l'analyse de compatibilité, différents seuils ont été testés pour obtenir des résultats représentatifs de la cartographie mise à jour des MH. Dans le meilleur scénario, avec un seuil fixé à 6, la superposition avec les MH cartographiés n'a permis d'en détecter que 39%, ce qui s'avère bien plus faible qu'avec l'autre méthode. Il faut cependant reconnaître que dans les résultats de l'indice topographique d'humidité, contrairement à ceux découlant de l'analyse de compatibilité, les MH isolés du réseau hydrographique de la BDTQ peuvent quand même être couverts par l'indice topographique d'humidité, ce qui confère à cette méthode un avantage indéniable. Ceci s'explique par le fait que ce modèle n'est pas basé sur une cartographie du réseau hydrographique mais bien sur l'écoulement théorique de l'eau.

Globalement, les patrons de distribution des couches résultants des deux méthodes utilisées correspondent aux MH cartographiés (figure 6). Cependant, la forme et l'étendue des MH sont mieux reconstituées par l'analyse de compatibilité que par l'indice topographique d'humidité: l'analyse de compatibilité reproduit les principaux complexes de MH alors que l'indice topographique d'humidité est caractérisé par une distribution filiforme. Dans ce dernier cas, le réseau hydrographique ressort très bien mais vient brouiller les résultats en offrant une densité élevée de sites potentiels de restauration. Compte tenu de la meilleure représentativité des superficies et des formes qui résultent de son application, les résultats de l'analyse de compatibilité sont utilisés pour la suite des analyses liées aux sites potentiels de restauration.

Une quinzaine de sites ont été visités par une équipe de spécialistes des MH de Canards Illimités. Il en ressort que les sites potentiels de restauration identifiés sont pour la plupart des sites au relief plat et qui, de par leur position en termes de topographie, peuvent recevoir une quantité importante d'eau. Cela permet donc de valider la pertinence et la justesse des données utilisées. Pour ce qui est de la restauration de MH, la situation se complexifie. La visite a permis de constater que la création de

MH pour la faune, par exemple, serait dans bien des cas peu appropriée. Il a cependant été soulevé à maintes reprises que des sites identifiés par les analyses constitueraient des endroits tout à fait intéressants pour l'implantation de bassins de sédimentation ou de petits MH à même un cours d'eau. La restauration de MH peut toutefois prendre plusieurs formes et viser une gamme étendue d'objectifs, une étude plus approfondie des sites identifiés par l'analyse permettrait certainement d'en arriver à trouver la bonne fonction et la forme de MH permettant de mieux répondre au besoin identifié dans le contexte en question.

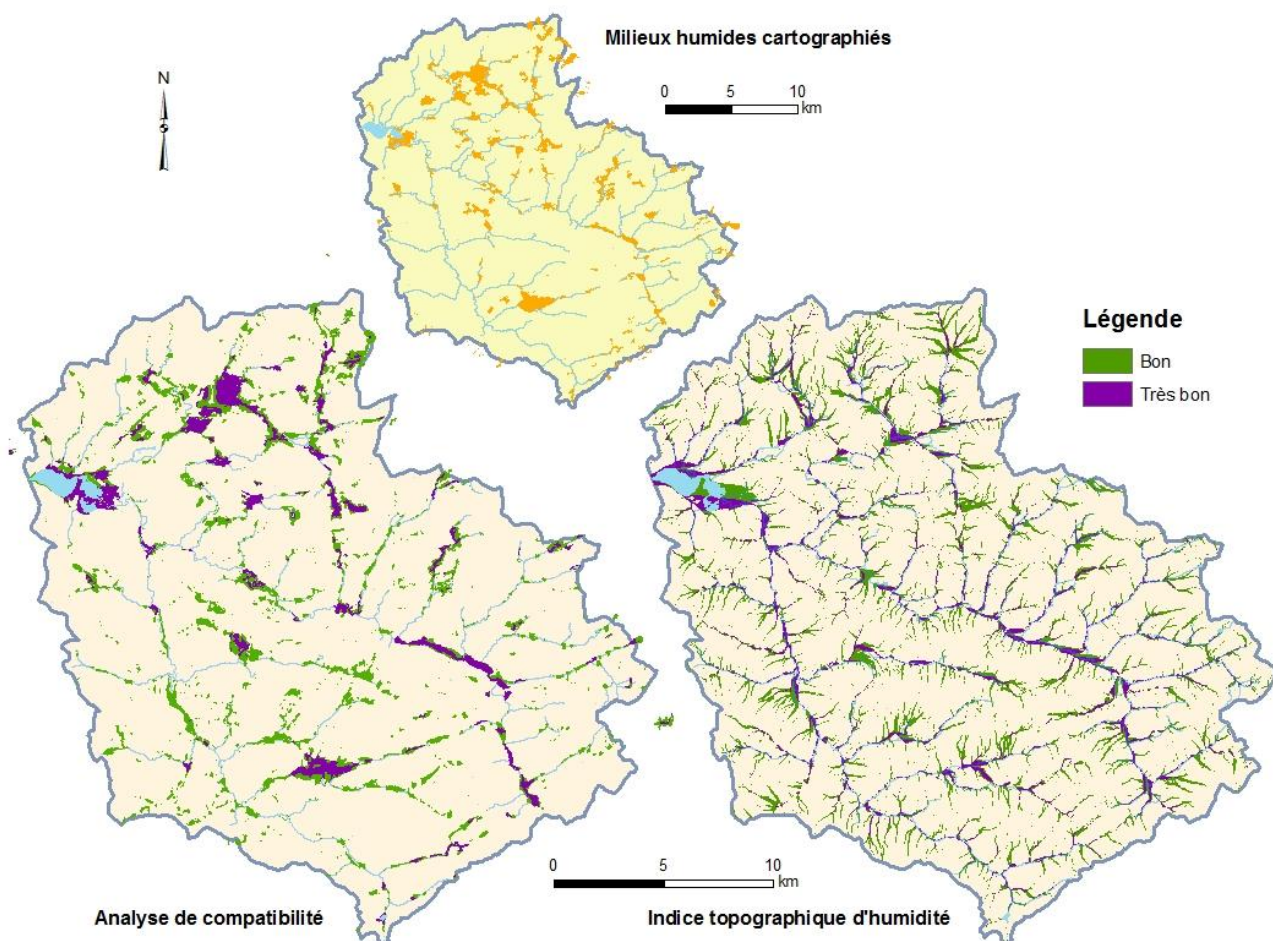


Figure 6. Présentation du potentiel pour la présence de milieux humides issu de l'analyse de compatibilité et du calcul de l'indice topographique d'humidité et milieux humides cartographiés dans le bassin versant du Lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

4.2. Diagnostic des sous-bassins versants prioritaires

Parce qu'ils impliquent une grande quantité d'information et pour des considérations pratiques liées à leur utilisation par les intervenants du BV, les diagnostics de chacun des 12 SBV prioritaires sont présentés individuellement, sous forme de fiche synthèse en annexe. Ces fiches contiennent chacune trois cartes qui sont présentées avec comme exemple le SBV L'Aulnière dans les figures 7, 8 et 9. La figure 7 présente les résultats associés au risque d'érosion. Elle identifie les parcelles qui sont à risque d'érosion et les points où une concentration du ruissellement est retrouvée en bordure des cours d'eau. La validation par photo-interprétation permet d'apprécier la valeur de ces données;

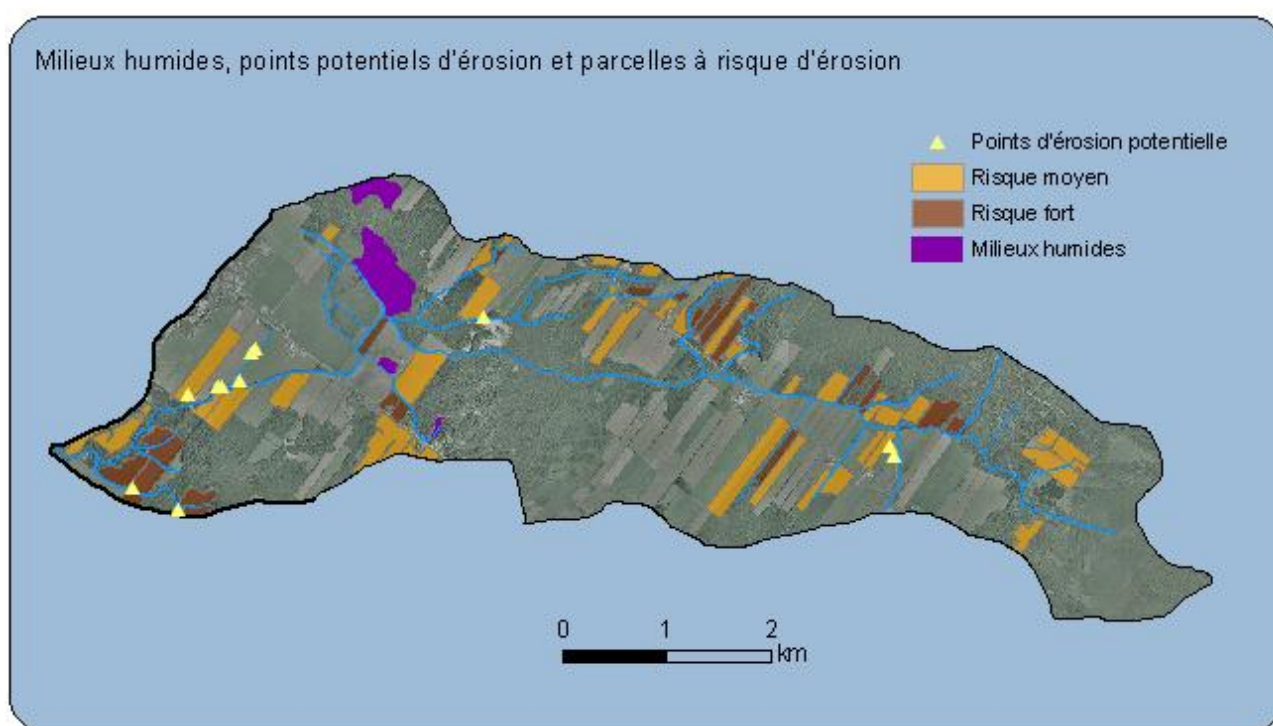


Figure 7. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV qui inclut les milieux humides, les points potentiels d'érosion et les parcelles à risque d'érosion dans le SBV L'Aulnière

nombreuses sont les marques d'érosion ou d'écoulement de l'eau qui sont visibles et qui correspondent bien à l'écoulement modélisé. Ces points représentent donc des localisations très propices à l'érosion et devraient donc être l'objet de mesures de mitigation. Les parcelles et les points ainsi identifiés sont des sites pour lesquels l'adoption de meilleures pratiques de gestion devrait être priorisée et permettrait vraisemblablement de diminuer la contribution du SBV à la problématique rencontrée au Trois-Lacs. Des ouvrages hydro-agricoles seraient appropriés aux

endroits identifiés en tant que points d'érosion potentielle alors que les parcelles à risque sont davantage associées à des modifications culturales ou de gestion du ruissellement. Les MH issus de la cartographie mise à jour, composante importante de l'étude, sont présentés sur la figure 7. Il en va de même pour les complexes de milieux humides, petits ou grands, à prioriser pour la conservation.

La deuxième carte présentée sur la fiche synthèse de diagnostic est consacrée à l'IQBR (figure 8). Elle met en évidence le réseau hydrographique complet et l'état de la bande riveraine sur une largeur de 30 m. Le calcul de l'IQBR permet de franchir une étape supplémentaire de « filtration » du territoire et de localiser les secteurs de cours d'eau qui sont les plus dénaturés et qui présentent donc un risque accru d'apports de polluants dans le réseau hydrographique. Comme l'agriculture est la principale activité anthropique dans le BV, l'IQBR y est en grande majorité influencé par

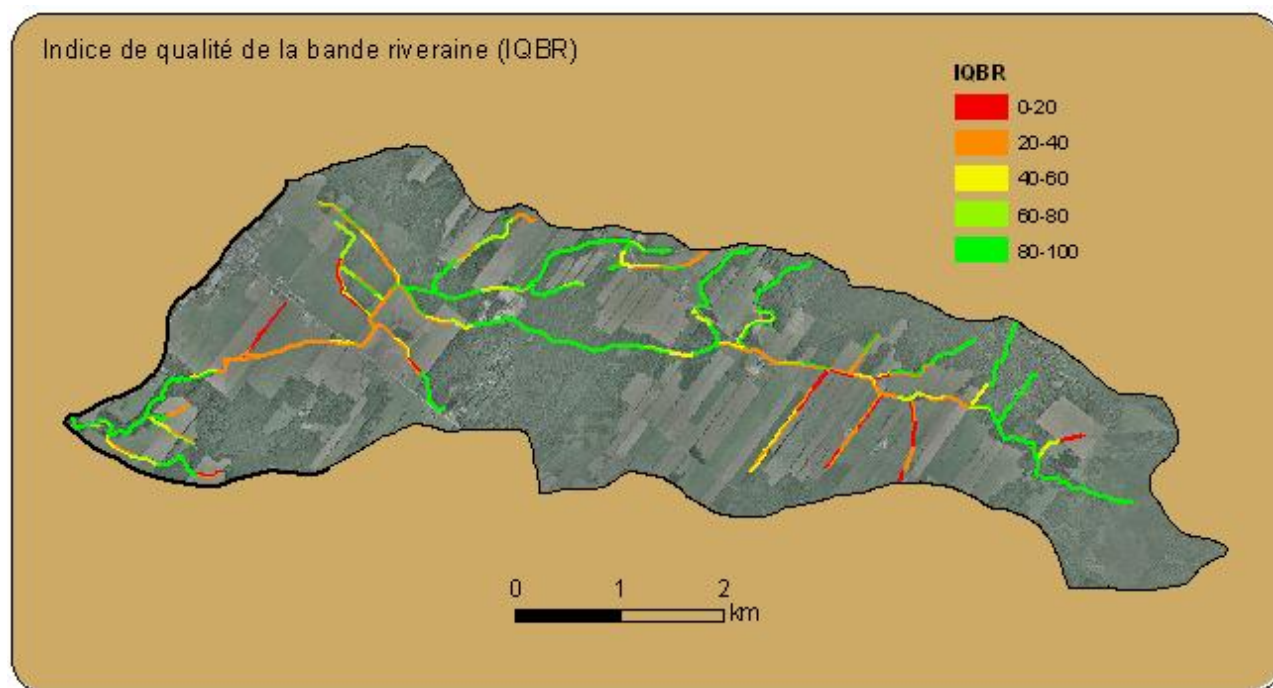


Figure 8. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV prioritaires qui présente l'IQBR

la présence ou l'absence de cultures. La présentation de cet indice dans les fiches synthèse permet ainsi d'identifier des secteurs où la restauration de la bande riveraine devrait être envisagée pour redonner au cours d'eau un aspect plus naturel et ériger une barrière servant à freiner les polluants avant qu'ils n'atteignent le cours d'eau. Puisqu'associé à la qualité de l'eau, l'IQBR, tel que

présenté, peut également fournir des indices intéressants pour identifier des secteurs où l'eau risque d'être de qualité moindre et ainsi influencer le positionnement d'autres mesures de mitigation.

La troisième et dernière carte retrouvée sur les fiches synthèse est dédiée aux sites potentiels de restauration (figure 9). Elle présente à la fois des résultats bruts provenant de l'analyse du BV (sites potentiels de restauration) et les sites sélectionnés suite aux analyses approfondies effectuées dans le cadre du diagnostic des SBV prioritaires. Cette figure illustre donc les endroits qui présentent, selon les résultats de l'analyse, un potentiel intéressant pour la restauration de MH. Il s'agit globalement d'endroits de faible pente caractérisés par un mauvais drainage et recevant une importante quantité d'eau. Cette carte est présentée en dernier lieu puisqu'elle découle en bonne partie des informations qui se retrouvent dans les cartes précédentes. En effet, la sélection est alimentée par les résultats de l'IQBR, des risques d'érosion et de la position des MH cartographiés dans le SBV. Les sites sélectionnés sont des sites qui présentent un fort potentiel et qui sont situés stratégiquement par rapport à leur capacité à influencer positivement la contribution du SBV à la problématique de pollution diffuse.

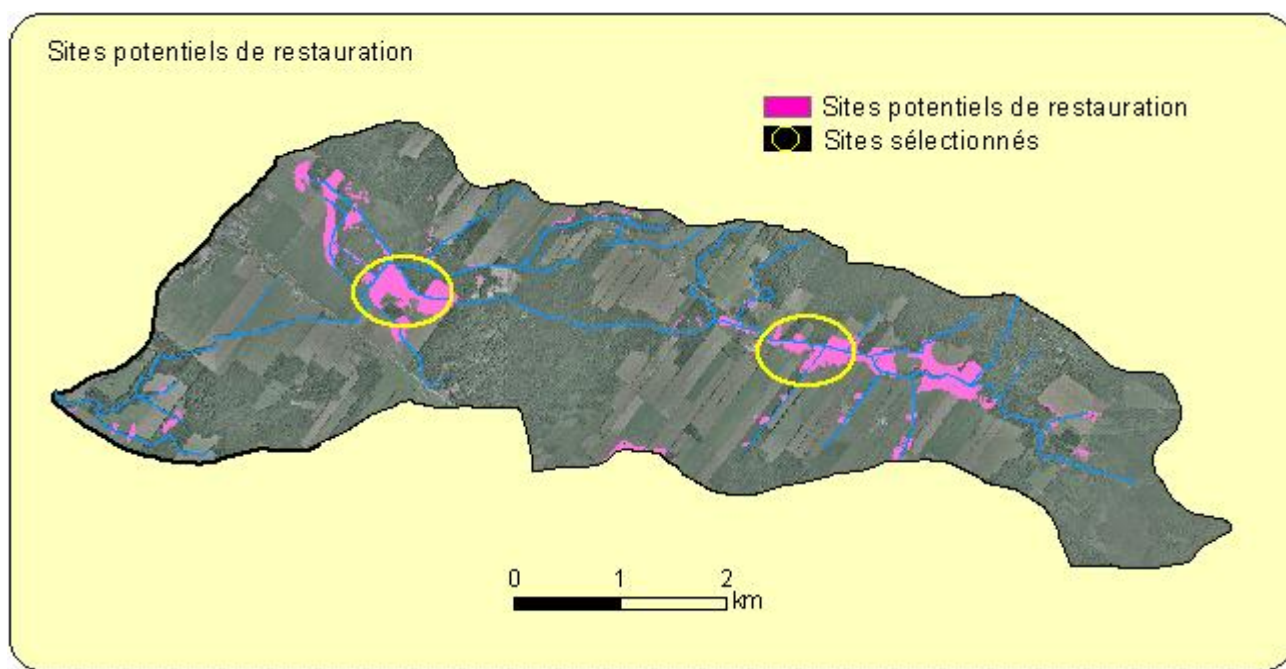


Figure 9. Présentation de la carte des fiches de diagnostic de chacun des SBV prioritaires qui identifie les sites potentiels de restauration sélectionnés et les sites potentiels de restauration potentiels

La fiche synthèse du SBV l'Aulnière est présentée à la figure 10. La présentation des autres fiches

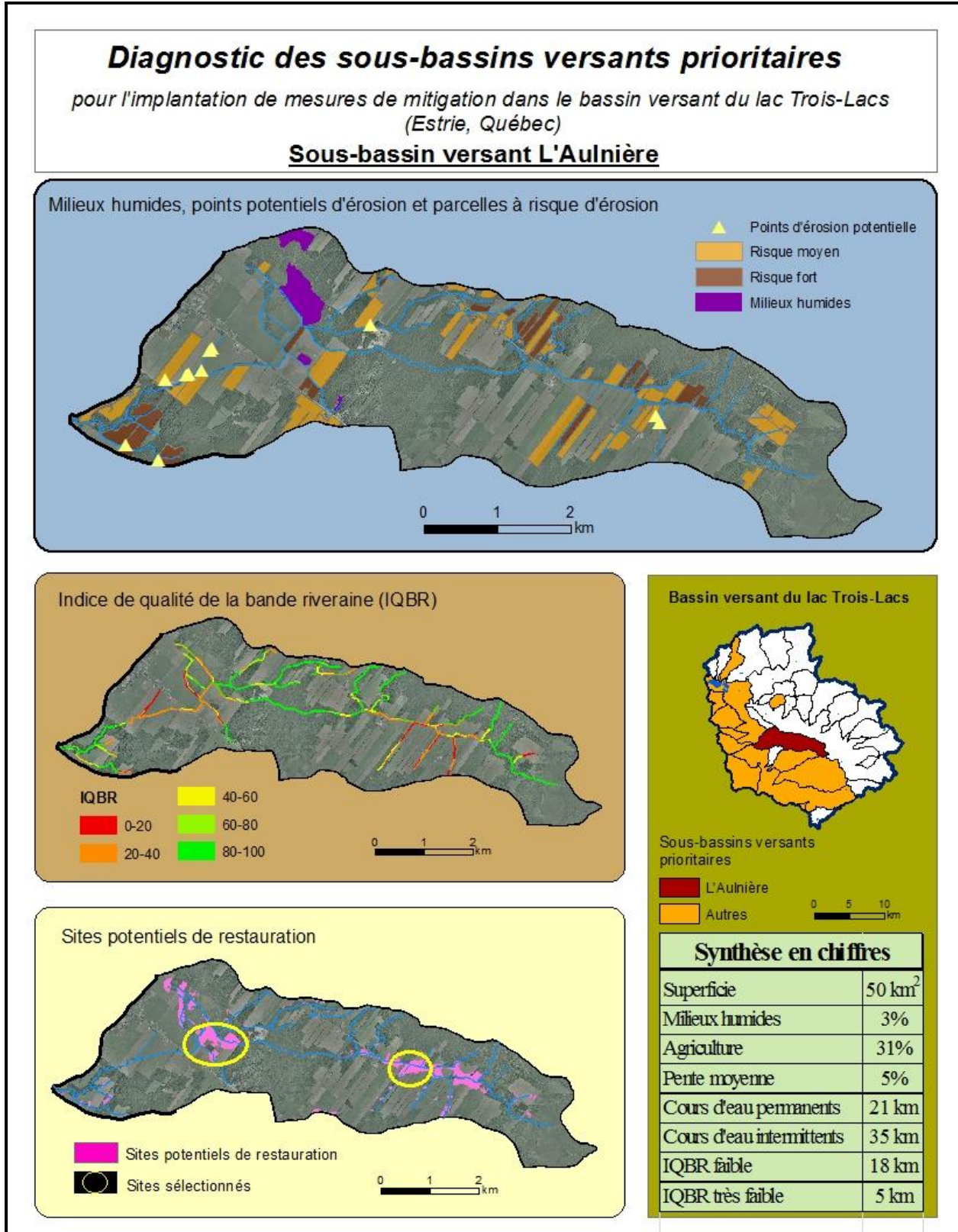


Figure 10. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire L'Aulnière, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

fiches synthèses de diagnostic des SBV prioritaires est disponible à l'annexe 1. Dans le SBV l'Aulnière, la majorité des cours d'eau (54%) ont une rive en bon ou en excellent état. Cependant, on retrouve 8% de bande riveraine de « très faible » qualité ou de qualité « faible » ce qui n'est pas à négliger puisque cela représente respectivement 5,5 et 18,3 km de rive. Ces segments de cours d'eau sont regroupés particulièrement dans deux secteurs du SBV où est concentrée l'activité agricole. Les cours d'eau intermittents sont, de façon générale, plus fortement affectés que les cours d'eau permanents dans ce SBV. Dans le SBV l'Aulnière, 42 parcelles à « fort » risque d'érosion et 24 parcelles à risque « moyen » d'érosion ont été identifiées. Dans ce SBV, 26 points d'érosion potentielle ont été localisés. Les MH n'occupent que 3% de la superficie du SBV l'Aulnière. Aucun d'entre eux n'a été identifié comme prioritaire lors de l'analyse du BV. Ce SBV contient toutefois un certain nombre de sites potentiels de restauration intéressants et deux d'entre eux ont été sélectionnés. Le premier est situé à l'est et a été choisi car il est situé à proximité d'un secteur particulièrement agricole, qu'il occupe une superficie intéressante et qu'il est éloigné des MH cartographiés. Le second, situé à l'ouest, est quant à lui un ancien MH et occupe une superficie intéressante.

4.3. Bilan du diagnostic

Le diagnostic des SBV prioritaires fait ressortir, pour chacun, plusieurs éléments intéressants concernant les sources possibles de pollution diffuse d'origine agricole. Il offre également des pistes de solution liées aux mesures de mitigation et à la restauration d'éléments naturels puisqu'il dresse un portrait de la qualité de la bande riveraine et des sites potentiels de restauration. Le bilan du diagnostic (tableau 7) permet en quelque sorte un retour à l'échelle du BV en offrant une vision globale des problématiques rencontrées et des pistes de solutions observées. Le bilan est donc essentiellement un portrait du BV axé sur les SBV prioritaires, il permet de prendre conscience de l'ampleur de la problématique liée aux MH, à la pollution diffuse d'origine agricole et ultimement à la qualité de l'eau dans le BV.

Indice de qualité de la bande riveraine

L'indice de qualité de la bande riveraine, calculé dans les SBV prioritaires démontre à quel point les activités anthropiques sont situées à proximité des cours d'eau, à quel point le caractère naturel de ces derniers est absent de certains secteurs. Des bandes riveraines de faible ou de très faible qualité sont retrouvés sur une longueur de rive de près de 150 km et ce en ne considérant que les SBV

prioritaires. Cela signifie que donc que plusieurs kilomètres de cours d'eau se retrouvent dans des milieux fortement anthropiques.

Tableau 7. Bilan du diagnostic des sous-bassins versants prioritaires

	Dion	Monfette	NSO	Saint-Camille	Soucy	Sud-Ouest 1	Sud-Ouest 2	Sud-Ouest 3	Sud-Ouest 4	Centre 1	Sud-Ouest 6
Superficie (km ²)	14	8,6	84	34	17	5	11	4	8	0,0358	0,0076
Longueur totale cours d'eau (km)	19	16,5	106	32	24	2	15	4	9	5	1,2
Proportion de milieux humides (%)	2	0	3	8	0	1	3	1	1	1	0
Proportion d'agriculture (%)	54	43	38	38	50	35	34	47	33	53	50
Pente moyenne (%)	3	6	6	4	4	7	5	6	5	4	3
IQBR faible (km de rive)	6	2,4	28	13	8	0	2	1	1,5	2	1,5
IQBR très faible (km de rive)	10	7,6	33	6	10	0	0,5	2	0,5	1,5	0,3
Nombre de sites potentiels de restauration	2	2	0	2	2	0	2	0	0	0	1
Nombre de parcelles à risque moyen	5	2	43	11	16	0	2	3	0	0	5
Superficie à risque moyen (ha)	29,2	9,1	202,4	65,7	101,1	/	4,5	24,2	/	/	29,2
Nombre de parcelles à risque fort	7	7	131	30	29	0	16	5	7	0	7
Superficie à risque fort (ha)	9,5	5,4	532,6	153,1	57,7	/	55,8	23,3	14,6	/	36,5
Nombre de points potentiels d'érosion	8	/	72	27	17	0	2	3	1	2	0

Risque d'érosion

Les pentes sont omniprésentes dans le BV du lac Trois-Lacs, l'agriculture s'y retrouve souvent sur des pentes non négligeables. Cela a pour effet d'engendrer des parcelles agricoles qui présentent un risque élevé d'érosion. Les analyses effectuées dans le but de localiser ces parcelles ont permis, pour l'ensemble des SBV, d'identifier 87 parcelles à risque moyen et 239 parcelles à fort risque d'érosion. Cela représente des superficies de 465 et 890 ha respectivement. Au total, autour de 1300 ha d'agriculture se retrouvent ainsi en situation de risque d'érosion et d'apports de sédiments et de nutriments dans les cours d'eau. La modélisation hydrologique visant à identifier les points d'érosion potentielle a quant à elle permit de localiser 132 de ces points.

Sites potentiels de restauration

Les sites potentiels de restauration sont de façon générale assez nombreux dans les SBV prioritaires. Certains SBV n'en contiennent cependant pas ou peu et tous les SBV ne renferment pas des sites potentiels de restauration sélectionnés: Au total, 11 sites potentiels de restauration qui se démarquent ont été sélectionnés et mériteraient un examen plus approfondi.

5. Discussion

5.1. Apports de la méthode proposée

5.1.1. Retour sur les hypothèses et les objectifs du travail

Les résultats du portrait du BV sont en accord avec l'hypothèse première : les sources et les puits de pollution ne sont pas répartis uniformément dans le BV du lac Trois-Lacs. Les résultats présentés mettent clairement en évidence la distribution hétérogène des facteurs de risque dans le BV. Les facteurs densité animale, agriculture près des cours d'eau, agriculture sur pente forte et très forte, et pourcentage d'agriculture représentent les sources potentielles de pollution alors que le pourcentage de MH fait plutôt référence aux puits de pollution. Peu importe la catégorie à laquelle ils appartiennent, les résultats associés à chacun des facteurs présentent tous de fortes amplitudes lorsqu'on considère tout le BV. Les types et la quantité des facteurs de risque varient grandement d'un SBV à l'autre. Il apparaît ainsi que 12 SBV parmi un total de 32 pour tout le BV sont plus à risque de contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau via la pollution diffuse d'origine agricole que les autres. Le besoin de maximiser les efforts consacrés à l'adoption de meilleures pratiques de gestion ou à la restauration d'éléments naturels dicte ainsi que les efforts de conservation et de mitigation devraient être déployés préférentiellement dans ces SBV.

Les diagnostics détaillés des SBV prioritaires ont été réalisés dans l'optique de prendre en compte ces différences entre les SBV et d'approfondir la connaissance de certains d'entre eux. Ces analyses plus fines fournissent des informations pertinentes à l'élaboration de mesures adaptées localement pour la mitigation ou la restauration. Cela va donc dans le sens de l'hypothèse 2 qui supposait que l'étude des caractéristiques géographiques du territoire permet de recommander des mesures de mitigation. Les résultats des diagnostics peuvent servir à planifier des actions visant à réduire la quantité de nutriments et de sédiments parvenant chaque année jusqu'au lac Trois-Lacs. De cette façon, les parcelles agricoles à risque d'érosion identifiées pourraient être ciblées lors des campagnes de sensibilisation afin de diminuer les sources de pollution et d'entreprendre des pratiques de gestion reliées au contrôle de l'érosion et du ruissellement. Les parcelles situées à proximité de tronçons de cours d'eau caractérisés par de faibles IQBR pourraient être visées pour l'implantation de cultures tampons ou de bandes riveraines. Les parcelles dans lesquelles on retrouve des points d'érosion potentielle devraient être ciblées pour y mettre en place des mesures du contrôle de l'érosion et du ruissellement, mais en visant davantage des ouvrages hydro-agricoles. Elles représentent par exemple des sites intéressants pour l'établissement d'avaloirs ou de bassins de

sédimentation. Finalement, les sites potentiels de restauration issus du portrait du BV, combinés aux données du diagnostic, facilitent un premier niveau de sélection de sites pour la restauration de MH contribuant au maintien de la qualité de l'eau dans le BV. Les fiches synthèses produites pour les 12 SBV prioritaires regroupent toutes ces informations et représentent donc une source importante d'information liée à la qualité de l'eau sur le territoire.

La méthodologie développée et les résultats qui en découlent ont le potentiel de contribuer à l'amélioration de la situation rencontrée au lac Trois-Lacs. Le portrait du BV, comme les diagnostics détaillés, améliorent la connaissance du territoire, particulièrement en ce qui concerne les milieux humides et agricoles et en facilitera donc la gestion par les différents intervenants qui y sont impliqués. L'objectif principal et les objectifs spécifiques ont donc été atteints.

5.1.2. Validation avec les connaissances du territoire

Les résultats obtenus lors de la priorisation des SBV sont en accord avec l'état des connaissances du BV du lac Trois-Lacs. Le secteur Nicolet Sud-Ouest, dans lequel se retrouvent la majorité des SBV identifiés comme prioritaires, est qualifié de Zone d'Intervention Prioritaire pour le Phosphore (ZIPP) et fait l'objet d'une attention particulière depuis quelques années au MAPAQ-Estrie. De plus, le SBV Soucy, qui a obtenu un pointage de priorité maximal avait été ciblé par le Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François (RAPPEL), en 2007, lors du diagnostic environnemental global du BV Trois-Lacs (RAPPEL, 2007). C'est également le cas pour la Rivière Dion et le Ruisseau l'Aulnière qui sont identifiés comme prioritaires dans la présente étude. Certains SBV (Sud-Ouest 1, 5 et 7) se retrouvent à l'intérieur de la ZIPP mais ne sont pas qualifiés comme prioritaires. Cela laisse croire que la ZIPP avait été délimitée de façon plus grossière et que les SBV susmentionnés requièrent moins d'attention que leurs semblables au sein de la ZIPP. En complément, le SBV Centre-1 n'avait pas fait l'objet d'une attention particulière par les organismes locaux mais il s'avère l'un des plus préoccupants selon les facteurs de risque utilisés dans notre étude. L'identification de SBV non prioritaires dans la zone d'intervention prioritaire tout comme l'identification de SBV prioritaires dans les zones non prioritaires confirme la pertinence de l'unité d'analyse utilisée.

5.1.3. Pertinence de la recherche et des résultats

Le lac Trois-Lacs est dans une situation problématique depuis plusieurs années. Le projet de dragage en cours représente une solution à court terme seulement. D'autres pistes doivent être envisagées pour parvenir à maintenir cet écosystème aquatique dans un état convenable, tant pour la population avoisinante que la faune et la flore qui s'y retrouvent. Les résultats de notre étude ont le potentiel d'alimenter positivement la gestion du territoire pour trouver des solutions à long terme. Le portrait global du BV, en termes d'agriculture et de MH ainsi que le diagnostic détaillé des SBV prioritaires permettent de mettre en évidence les diverses problématiques rencontrées sur le territoire. Il en sera d'autant plus facile pour les intervenants des différentes organisations de cibler leurs interventions dans un territoire de plusieurs centaines de kilomètres carrés. De plus, le portrait du BV inclut une cartographie améliorée des MH qui comprend beaucoup plus de MH que la cartographie utilisée auprès des Municipalités Régionales de Comté (MRC) concernées et qui favorisera donc leur protection à long terme. Cette contribution est largement bonifiée avec la priorisation des complexes de milieux humides pour la conservation et l'identification des sites potentiels de restauration. Le diagnostic, quant à lui, met en évidence certains éléments qui méritent un examen plus approfondi et éventuellement une intervention: les tronçons de cours d'eau plus affectés par l'occupation anthropique du territoire, les parcelles à risque d'érosion ainsi que les points d'érosion potentielle. Les gestionnaires et les intervenants locaux pourront ainsi bénéficier d'une source de données intéressante pour planifier des actions à l'intérieur des SBV prioritaires. Le fait de réduire ainsi le territoire d'intervention pourra permettre de concentrer les efforts et d'obtenir des résultats tangibles. Pour ce qui est des intervenants du monde agricole, les parcelles à risque et les points potentiels d'érosion offrent un point de départ pour des efforts de sensibilisation à l'érosion et aux meilleures pratiques agricoles. Les sites potentiels de restauration ainsi que la cartographie de l'IQBR pourraient quant à eux alimenter les organismes de BV pour des interventions ciblées. Le type de culture n'a pas été considéré dans cette étude mais joue un rôle important au niveau de la qualité environnementale des milieux agricoles. Les zones plus sensibles devraient être cultivées en tenant compte de la réalité terrain et du potentiel d'érosion des parcelles. Les parcelles identifiées comme étant à risque, par exemple, devrait être gérées de façon attentive et les grandes cultures évitées dans ce type de milieu.

Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude doivent être interprétés judicieusement car leur nature pourrait en entraîner une utilisation inadéquate. Les analyses effectuées résultent, par

exemple, en une sélection de SBV et de complexes de milieux humides prioritaires pour la planification d'interventions de mitigation et la protection de milieux sensibles. Il ne faut toutefois pas aller trop loin dans l'interprétation de ces résultats et conclure que les SBV et les complexes de milieux humides qui n'ont pas été identifiés comme prioritaires ne sont pas importants. En effet, les autres SBV peuvent également contribuer à la problématique rencontrée aux Trois-Lacs même s'ils présentent selon toute vraisemblance un risque plus faible de production de pollution diffuse d'origine agricole. Il ressort également que les facteurs de risque sont absents ou très peu nombreux dans certains SBV : ces derniers représentent des secteurs du BV à l'étude qui ont été épargnés par le développement de l'agriculture et qui comportent suffisamment de MH selon les lignes directrices d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2004). Cela n'implique cependant pas nécessairement que ces SBV doivent être mis de côté. Au contraire, ces informations sont très intéressantes et méritent que l'on s'y attarde mais avec un angle d'approche différent. Les SBV dans cette situation sont soit des SBV dans un état très naturel ou des secteurs où la foresterie est possiblement importante. Dans le premier cas, des efforts de planification territoriale pourraient être consentis pour que ces SBV ne deviennent pas prioritaires dans le futur. Dans l'autre cas, une étude supplémentaire, considérant des facteurs de risque associés à la foresterie pourrait s'avérer très intéressante. En ce qui concerne les complexes de milieux humides, des efforts de protection devraient être accordés à tous les complexes de milieux humides, particulièrement à ceux présents dans les SBV qui comptent moins de 6% de MH et dans les SBV prioritaires. Dans le même ordre d'idée, les mesures de mitigation ne doivent pas être appliquées uniquement dans les parcelles à risque, mais bien préférentiellement dans ces parcelles. Il serait également erroné de conclure que toutes les fermes situées dans les SBV non prioritaires ont nécessairement un bilan environnemental positif et ne nécessitent pas de suivi en lien avec la pollution diffuse. Elles peuvent elles aussi contribuer, peut-être même de façon importante, à la situation rencontrée au lac Trois-Lacs même si elles sont ignorées par l'analyse. Ce qui rend les fermes présentes dans les SBV prioritaires plus importantes est leur concentration dans l'espace. Elles se retrouvent souvent nombreuses au sein de SBV dans lesquels les cours d'eau ne parviennent plus à maintenir leur état d'équilibre dynamique. Les résultats associés au calcul de l'IQBR doivent eux aussi être considérés avec attention: il ne faut pas conclure que la réglementation en vigueur n'est pas respectée dans les tronçons où l'IQBR est faible ou très faible puisque la bande riveraine évaluée (largeur de 20m) est bien plus large que ce qui est actuellement prescrit au Québec. En effet, selon la Politique de Protection des Rives, du Littoral et de la Plaine inondable (MDDEP, 2007), une bande riveraine d'une largeur de 3m doit être

respectée le long des cours d'eau en milieu agricole. Cette largeur est augmentée à 10 m en dehors de la zone agricole et peut s'étendre jusqu'à 15m quand la pente du talus est supérieure à 30%.

5.1.4. Apport global

Quoique l'aire d'étude ait été restreinte au BV des Trois-Lacs, le sujet à l'étude déborde largement des frontières de ce territoire. Premièrement, du point de vue géographique, la situation du BV du lac Trois-Lacs se situe à la source de la rivière Nicolet, il influence donc la qualité de nombreux kilomètres de cours d'eau en aval. De plus, la méthodologie implique les MH et la qualité de l'eau, deux sujets qui ont généré beaucoup d'activité dans les dernières années au Québec et qui continueront certainement de le faire dans les années à venir (Queste, 2011; MDDEP, 2012; Nature-Québec, 2012). La protection des MH et la sauvegarde de nos écosystèmes aquatiques s'avère effectivement une importante préoccupation tant pour la population que pour les gestionnaires. Cet intérêt grandissant pour la ressource en eau et les composantes du milieu naturel qui y sont reliés évolue dans un contexte d'intégration des technologies de l'information et des SIG au sein des municipalités (Gouvernement du Québec, 2004). Cela pourrait paver la voie à de nouvelles façons de gérer les écosystèmes aquatiques ou humides. L'utilisation de ces technologies pour mettre en œuvre une gestion des ressources naturelles adaptée géographiquement pourrait être une avenue intéressante et la présente étude fournit des éléments de réflexion pertinents à ce sujet. La variabilité spatiale des caractéristiques géographiques et des sources et des puits de pollution dans le BV à l'étude nous apparaît suffisante pour adopter des réglementations adaptées localement. Évidemment, si l'on considère le BV de la rivière Nicolet dans son ensemble, la variabilité est encore plus importante. Il pourrait alors devenir possible d'identifier, par exemple, les différentes zones d'un BV dont le *Federal Interagency Stream Restoration Working Group* (FISRWG) (1998) fait mention : les sources, les zones de transfert et les zones de déposition. Ces zones, à l'image de l'ordre des cours d'eau de Strahler, impliquent qu'un cours d'eau n'est pas uniforme longitudinalement. La source y est définie comme étant une zone au relief plus complexe avec un écoulement rapide et une forte granulométrie. La zone de transfert implique, quant à elle, une granulométrie plus fine, une largeur de lit d'écoulement plus grande et une vitesse moindre. Cette tendance se poursuit jusqu'à la zone de déposition qui est également marquée, comme son nom l'indique, par un niveau de sédimentation plus élevé. Quoique les réglementations ne tiennent pas compte de ces réalités à l'heure actuelle, il importe de bien comprendre ce genre de distinction géographique pour être en mesure de bien gérer les problématiques liées à la qualité de l'eau. Outre la différenciation longitudinale des cours d'eau

explicitée ci-haut, le territoire québécois est également morcelé selon des zones de végétation qui pourraient fournir de l'information pertinente à l'élaboration de réglementations adaptées en fonction du territoire. À ce sujet, le MDDEP (2002) et le MRNF (2012) ont mis en place tout un système de caractérisation et de découpage naturel du territoire québécois. L'intégration graduelle de la géomatique aux différents paliers de gouvernement pourrait permettre, éventuellement, l'utilisation de telles données comme base à l'élaboration de réglementation adaptées localement en ce qui a trait aux ressources naturelles. Actuellement, les réglementations en vigueur sont élaborées à l'échelle de la province ou d'autres unités administratives telles les municipalités et les MRC. Une certaine variabilité est ainsi possible d'une unité administrative à l'autre. Cependant, les frontières qui délimitent ces unités administratives ne correspondent pas toujours aux zones de transition entre les régions physiographiques et, par le fait même, les réglementations ne tiennent pas compte de ces transitions. Tout comme tous les points d'un BV ne peuvent devenir un site potentiel de restauration, ce ne sont pas tous les endroits qui font montre de la même sensibilité aux activités anthropiques et cela doit être considéré.

5.1.5. Points forts de la recherche

Cours d'eau intermittents et petits milieux humides

La considération des cours d'eau intermittents, qui représentent plus de la moitié des cours d'eau du BV, s'avère tout à fait justifiée et représente même un point fort de la méthodologie. Considérés au même titre que les cours d'eau permanents par la Politique de Protection des rives, du littoral et de la plaine inondable (MDDEP, 2007), leur utilisation est souvent négligée dans la littérature. Il est intéressant de constater que, de façon générale, ils présentent un IQBR plus faible que les cours d'eau permanents. Leur écoulement, bien qu'il ne soit pas constant, survient lors de la fonte des neiges ou d'épisodes de fortes pluies. Or ces moments sont justement ceux qui sont les plus susceptibles d'entraîner des polluants dans les cours d'eau (Brooks *et al.*, 2003). De plus, les cours d'eau intermittents et les cours d'eau d'ordres inférieurs fournissent une grande partie de l'eau qui s'écoule dans les cours d'eau de plus grande envergure. L'amélioration de la qualité de l'eau dans ces derniers ne peut donc être envisagée sans la considération des autres (Alexander *et al.* 2007). Ainsi, les cours d'eau intermittents doivent être étudiés pour espérer atteindre les résultats escomptés au niveau du Lac Trois-Lacs.

Tout comme les cours d'eau intermittents, il arrive que les petits MH soient négligés par rapport aux autres. Comme la taille étant l'un des critères généralement utilisés lorsqu'il est question de planifier la conservation des MH dans un territoire (Eckness et Randhir, 2007; Joly, 2008), les petits MH sont souvent peu considérés. De plus, la réglementation québécoise en lien avec la gestion des MH accorde un statut de protection plus élevé aux MH de plus grande taille (MDDEP, 2007). Ces constats sont à l'origine de la décision de dédier un volet de la priorisation des complexes de milieux humides aux complexes ayant des superficies inférieures à 10 ha. Comme le portrait du BV résulte en l'identification de 10 grands et 10 petits complexes de milieux humides, ces derniers sont donc considérés au même titre que leurs semblables de plus grande superficie. La priorisation des petits complexes de milieux humides, quoiqu'ils ne représentent qu'une fraction de la superficie totale de MH, s'avère tout aussi importante compte tenu du fait qu'en matière de qualité de l'eau, plusieurs petits MH bien répartis sont plus avantageux qu'un seul grand (Moreno Mateos et Comin, 2010). Cette étape permet ainsi d'assurer de conserver des MH qui ne répondent pas aux critères de conservation habituels et qui ne bénéficient pas de la même protection que les autres mais qui ont leur importance et ce, particulièrement dans les SBV où le pourcentage de MH est faible et les pressions anthropiques fortes. Autre élément d'intérêt, les petits complexes de milieux humides sont de par leur nature, plus susceptibles de s'étendre sur un nombre restreint de lots ou de propriétaires. Cela peut donc représenter un avantage intéressant au niveau de la réussite d'un éventuel projet de conservation

Deux échelles de gestion, différentes unités d'analyse et plusieurs domaines

L'utilisation de deux échelles de gestion distinctes menant dans un cas au portrait du BV et, dans l'autre cas, aux diagnostics des SBV prioritaires présente plusieurs avantages. Cela permet, entre autres, d'utiliser des méthodes et des données différentes pour chacune des échelles. Ceci implique que des traitements automatisés avec des données de plus faibles résolutions spatiales peuvent être utilisées lorsque le BV en entier est considéré dans les traitements. À cette échelle, les étapes méthodologiques visent à diminuer la portion de territoire qui sera l'objet des analyses plus fines. Lorsque ce premier filtre est passé, le recours à des données de meilleure résolution spatiale et à la photo-interprétation devient non seulement plus rentable mais justifié. Effectivement, ces étapes qui sont plus exigeantes en termes de temps ne sont ainsi appliquées qu'à des secteurs pour lesquels elles sont réellement pertinentes. Un autre élément intéressant qui ressort de la méthodologie développée est l'interaction qui existe et qui est encouragée entre les différentes unités d'analyse et les différentes échelles. En effet, un complexes de milieux humides qui se retrouve dans un SBV où

peu de MH sont présents, se voit accorder une valeur de conservation plus élevée. Les petits complexes de milieux humides ont une relation encore plus étroite avec les SBV puisque seulement les petits complexes de milieux humides situés à l'intérieur des SBV prioritaires ont été considérés lors de la priorisation. La relation qui existe entre les sites potentiels de restauration et le diagnostic des SBV prioritaires est un autre exemple d'interaction entre des éléments qui n'appartiennent pas au même domaine méthodologique mais qui sont ultimement liés.

La méthodologie fait également appel à plusieurs disciplines et utilise des éléments méthodologiques provenant de diverses sources, permettant ainsi une approche plus complète. Cette façon de joindre différentes méthodes existantes et d'utiliser les forces de chacune constitue l'innovation, le principal apport méthodologique du présent ouvrage. Cela implique que certains éléments méthodologiques demeurent à un niveau superficiel d'analyse, ce qui est toutefois compensé par les avantages découlant d'une approche plus complète, qui aborde un même problème avec différentes perspectives. Plusieurs études visent à quantifier ou à localiser l'érosion dans une région donnée (Mabit *et al.*, 1999; Diebel *et al.*, 2008), d'autres visent à cibler des sites potentiels pour la restauration de MH (Russel *et al.*, 1997; Joneset *et al.*, 2001; Van Lonkhuyzen *et al.*, 2004) ou pour l'implantation de pratiques agricoles de conservation (Dosskey *et al.*, 2006; Qiu 2009) et d'autres encore sont axées sur la conservation des MH (Cedfledt *et al.*, 2000; MDDEP 2005). Celle-ci, riche d'un partenariat avec Canards Illimités Canada qui œuvre dans le domaine de la conservation des MH et de la collaboration du MAPAQ, tente de créer une synergie entre tous ces éléments malgré qu'ils soient parfois considérés comme contradictoires. Cela s'apparente donc aux idées de Ryszkowski et Jankowiak (2002) qui suggéraient d'intervenir en champ et hors champ lorsqu'il est question d'érosion et de qualité de l'eau.

Simplicité des opérations

Une des forces de la démarche analytique biscalaire présentée ici réside dans l'utilisation d'outils simples amalgamés dans une suite logique complexe. Certains auteurs ont élaboré d'intéressantes méthodes mais qui se trouvent à un niveau de complexité supérieur. Par exemple, Carone *et al.* (2009) utilisent un coefficient de ruissellement pour évaluer quels secteurs du cours d'eau à l'étude reçoivent de plus grandes quantités de ruissellement d'origine agricole. Joneset *et al.* (2001) ont une approche semblable avec la combinaison d'un modèle hydrologique à l'occupation du sol pour évaluer la pression écologique que subissent les différentes sections d'un BV. La présente analyse permet, avec les données disponibles au Québec, d'en arriver à restreindre considérablement le

territoire pour lequel des études approfondies sont nécessaires. Dans ce cas-ci, il est surtout question du risque d'érosion et des mesures de mitigation sans toutefois proposer des interventions spécifiques sur le terrain. Il est en effet évalué que la démarche de priorisation est utile aux intervenants mais que l'implantation de mesures spécifiques de mitigation demande des études plus approfondies qui débordent du cadre de cette étude.

5.2. Limites d'application de la méthode

Les diverses données utilisées pour le portrait du BV comme pour les diagnostics des SBV étaient les plus récentes et les plus complètes disponibles au moment des traitements. Les données avec l'échelle la plus appropriée ont également été sélectionnées. Malgré les efforts consentis, certaines améliorations pourraient être apportées au niveau des données elles-mêmes ainsi qu'au niveau de la méthodologie qui a été élaborée pour les mettre à profit.

5.2.1. Limites associées aux données

Cours d'eau et réseau de drainage

La consultation de cartes historiques (Ministère des Terres et Forêts du Québec, 1966) a permis de constater d'importantes différences en ce qui a trait à la cartographie des cours d'eau, celle des cours d'eau intermittents en particulier. Nombre de cours d'eau présents sur l'ancienne carte ne sont plus répertoriés dans la cartographie actuellement disponible. La validation terrain de leur présence n'a pas été effectuée, mais les modèles d'écoulement hydrologique semblent appuyer la présence de plusieurs de ces cours d'eau présentement non inclus dans la dernière version cartographique. Ceci suggère qu'un effort d'identification des cours d'eau est nécessaire dans le BV à l'étude. Les données manquantes affectent certainement les résultats de l'analyse de compatibilité puisqu'un des facteurs utilisés dans cette analyse (équation 1) est la proximité du réseau hydrographique. Certaines zones se retrouvent donc exclues des résultats même s'il est fort probable qu'un cours d'eau les traverse. Tout comme c'est le cas pour les MH, des réglementations particulières s'appliquent aux cours d'eau. Si ces derniers ne sont pas cartographiés dans leur ensemble, il devient difficile de faire respecter cette réglementation. À l'opposé, des champs ont été observés à plusieurs endroits où des écoulements intermittents étaient cartographiés, ce qui laisse croire que certains d'entre eux ont été remblayés ou déviés.

Deux autres limitations affectent l'utilisation du réseau hydrographique. La première limitation concerne la création de méandres dus à l'érosion au fil du temps qui affecte la justesse du tracé des lits. Ainsi, lorsque des tampons sont créés de part et d'autre des cours d'eau, il arrive que cette bande tampon supposément terrestre se retrouve en partie dans l'eau à cause de ce phénomène. Les erreurs qui en découlent sur l'évaluation de l'occupation du sol dans la bande riveraine méritent d'être mentionnées mais sont toutefois jugées négligeables puisque les superficies impliquées sont minimales par rapport aux portions réellement terrestres. La deuxième limitation concerne le drainage agricole qui n'a pas été considéré. Pourtant, il est à l'origine de nombreux problèmes liés à l'agriculture tels la perte d'habitats, la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique et la modification du régime hydrique (Blann *et al.*, 2009). Le drainage affecte certainement les modèles d'écoulement de l'eau mais, à ce jour, aucune banque de données géoréférencées, n'existe sur la présence de drainage qu'il soit à la surface ou souterrain. Si le drainage de surface peut être identifié à l'aide de la télédétection, il en est autrement pour le drainage souterrain qui était déjà présent sur plus de 32% des terres cultivées québécoises en 2003 (Ministère de l'Environnement, 2003) et qui est de plus en plus abondant. La gestion du drainage et un retour à des régimes hydriques plus naturels sont toutefois nécessaires pour la conservation et la restauration d'écosystèmes aquatiques (Blann *et al.*, 2009).

Les cours d'eau d'un BV ne sont pas tous identiques et les caractéristiques d'un même cours d'eau varient de sa source à son embouchure. Ces éléments n'ont pas été considérés dans l'élaboration de la méthodologie mais pourraient être pertinents lors d'une éventuelle amélioration. La différenciation des cours d'eau, d'un bout à l'autre d'un BV peut être exprimée selon l'ordre de Strahler (Brooks *et al.*, 2003). Les eaux de tête se voient accorder la valeur de 1, deux cours d'eau d'ordre 1 qui se jettent l'un dans l'autre forment un cours d'eau d'ordre 2 et ainsi de suite. Selon Alexander *et al.* (2007), les cours d'eau de premier ordre fournissent environ 70% de volume d'eau annuel moyen des cours d'eau de second ordre et également d'importants pourcentages aux ordres supérieurs (40-55%). Il en résulte que la qualité de l'eau retrouvée dans les grands cours d'eau est fortement tributaire des cours d'eau de premier ordre. Ces derniers ont donc une grande importance et devraient être gérés en conséquence. Les cours d'eau d'ordres inférieurs ont également une importance particulière en ce qui concerne la bande riveraine. Il est en effet suggéré que les bandes riveraines sont davantage efficaces dans les cours d'eau d'ordres 1 ou 2 en raison du plus grand rapport entre la superficie drainée par la bande riveraine et la quantité d'eau qui circule dans le cours d'eau (Bentrop, 2008). La bande riveraine peut ainsi avoir une plus grande influence sur le milieu

aquatique avoisinant. La planification de meilleures pratiques agricoles ou de la restauration d'éléments naturels pourrait ainsi bénéficier d'une approche considérant l'ordre de Strahler.

Orthophotographies

Certains éléments de l'analyse effectuée auraient bénéficié d'orthophotographies plus récentes. En effet, la mise à jour des MH, le calcul de l'IQBR et certains autres éléments méthodologiques ont été réalisés à partir d'images datant de près de 5 ans. Ce délai est suffisant pour que des éléments aient changé de façon significative et la validité de certains résultats peut s'en trouver affectée.

Modèles numériques d'altitude

La méthodologie développée utilise deux couches matricielles topographiques: un MNA (grille de 10m) et un MNS (grille de 2 m). Quelques améliorations relatives aux données elles-mêmes et à la façon dont elles sont utilisées pourraient bénéficier à une prochaine étude. En effet, l'utilisation du MNS est très intéressante pour la modélisation hydrologique fine et le calcul des pentes à l'intérieur des parcelles agricoles mais le fait qu'il s'agisse d'un MNS plutôt que d'un modèle numérique de terrain (MNT) engendre quelques difficultés supplémentaires. Par exemple, lorsqu'un arbre est présent dans un champ, l'altitude de cet arbre est considérée et les pentes des cellules avoisinantes du fichier matriciel sont beaucoup plus fortes que ne le sont en réalité les parcelles. Ce phénomène se produit également à chaque frontière entre un champ et une forêt, ce qui a engendré une charge de travail supplémentaire. Un MNT avec la même résolution que le MNS utilisé aurait permis d'obtenir des données intéressantes au niveau des modélisations à petite échelle dans l'analyse du BV. Des données LIDAR de haute résolution spatiale représentent une avenue intéressante à ce sujet. De son côté, le MNA utilisé pour les traitements à petite échelle n'a pas été traité pour être hydrologiquement réaliste : les obstacles à l'écoulement naturel de l'eau et l'emplacement réel des cours d'eau n'y ont pas été intégrés quoiqu'il soit souhaitable de le faire pour ce genre d'utilisation (Campeau et Bordeleau, 2007). Ainsi, la modélisation hydrologique à l'origine de l'indice topographique d'humidité ne tient pas compte des modifications anthropiques apportées dans le BV ni de l'emplacement actuel des cours d'eau. Le patron de drainage obtenu est en plusieurs points similaires aux cours d'eau cartographiés mais aurait pu être amélioré.

Pédologie

Les données pédologiques utilisées dans l'analyse de compatibilité proviennent de sources et d'échelles différentes ce qui complexifie la démarche et peut avoir entraîné certaines erreurs. Les données en provenance de l'IRDA couvraient presque totalement le territoire et auraient pu être utilisées seules mais leur échelle laissait entrevoir qu'il était plus intéressant d'utiliser les données du SIEF. Ces dernières ne sont toutefois disponibles que dans les portions forestières du territoire. Leur combinaison était donc nécessaire et a été réalisée mais l'utilisation de données récentes et d'une échelle plus fine serait souhaitable dans ce genre d'étude de même que dans toute autre étude qui a trait à l'érosion.

Cultures assurées

Les données en provenance de la BDCA ne comprennent pas l'ensemble des parcelles agricoles du territoire. Cela a un effet important au niveau du diagnostic des SBV dans lequel les parcelles sont utilisées comme unités d'analyse. Dans certains SBV, le pourcentage d'agriculture qui n'est pas utilisé dans le diagnostic est élevé (55% dans le SBV Monfette par exemple) ce qui peut amener une sous-évaluation du nombre de parcelles qui présentent des risques d'érosion. Comme la numérisation de chacune de ces parcelles est une tâche importante, une source de données fiable et complète pourrait s'avérer un outil de grande utilité pour une éventuelle reproduction de cette méthodologie ou pour toute autre étude qui utilise la parcelle agricole comme unité d'analyse. Dans certains cas, l'utilisation de la parcelle pourrait être remplacée par des données d'occupation du sol, mais cela implique une donnée de moindre résolution spatiale et des modifications au niveau de l'unité d'analyse: des secteurs d'agriculture pourraient être ciblés plutôt que des parcelles. Quoiqu'il en soit, la superficie agricole couverte par la BDCA a permis de faire plusieurs traitements et a donc été très utile.

5.2.2. Limites associés à la Méthodologie

Robustesse des analyses

Les analyses multicritères utilisées dans le cadre du portrait du BV ont été réalisées sans que la robustesse de la méthode n'ait été vérifiée. Il pourrait donc s'avérer intéressant de procéder à une telle analyse afin de mieux comprendre l'influence des critères et de leurs pondérations sur les résultats. Cela pourrait aider à rendre la méthode plus efficace et de mieux comprendre ces limites.

Autres sources de pollution

L'agriculture a été considérée comme unique source de pollution. Cependant, l'urbanisation, l'industrie et les coupes forestières sont également présentes dans le BV et contribuent aux problématiques rencontrées. La méthodologie pourrait cependant facilement être adaptée en incluant des facteurs de risque associés à ces types d'occupation du territoire tels que le pourcentage de coupes forestières, la longueur de chemins forestiers ou le pourcentage de surfaces imperméables. Des métriques paysagères de configuration et de composition ont d'ailleurs déjà été utilisées à cet effet (Gergel *et al.*, 2002).

Caractérisation terrain des complexes de milieux humides

Lors de la priorisation des complexes de milieux humides pour la conservation, il aurait été intéressant de visiter les différents sites et de les évaluer selon leur potentiel éducatif ou touristique par exemple. Des sites ayant un tel potentiel deviennent inévitablement plus intéressants à conserver pour une municipalité ou une MRC puisqu'il est alors possible d'utiliser, de valoriser ces milieux naturels. L'évaluation de l'état et de la diversité du milieu en termes de faune ou d'espèces menacées aurait également pu fournir des informations très pertinentes pour aller plus en profondeur dans l'analyse de ces sites.

Facteurs de risque et sous-bassins versants prioritaires

Lors de la sélection des facteurs de risque, il aurait pu être intéressant de parvenir à élaborer une liste de facteurs qui permette l'identification des SBV prioritaires d'une part, et la perte du statut de prioritaire si des interventions sont réalisées d'autre part. Un tel résultat n'a pas été atteint et cela fait en sorte que le statut de prioritaire devient pratiquement inaltérable. En effet, l'implantation de mesures de mitigation n'est pas prise en considération dans la détermination de la priorité d'intervention, seulement la restauration d'éléments naturels y exerce une influence. Pour qu'un SBV prioritaire perde ce statut, il faut qu'un certain nombre de facteurs de risque qui s'y retrouvent au-dessus du seuil établi soient ramenés à un niveau plus bas. Par exemple, pour qu'un jour le SBV Nicolet Sud-Ouest ne soit plus identifié comme prioritaire, il faudrait que l'agriculture y soit retirée des fortes pentes, que des MH soient restaurés sur 3% du territoire et que la densité animale y soit diminuée ou que des terres agricoles soient reconverties en forêt. Cela nécessiterait une campagne d'intervention colossale qui a peu de chances de se produire. C'est donc dire qu'il est pratiquement

impossible que les SBV Centre 1 et Sud-Ouest, qui répondent positivement aux 6 facteurs de risque, changent de statut dans le futur. Cela constitue à la fois une limite de la méthodologie et une force puisque, en réalité, les facteurs de risque sont indépendants des mesures de mitigation en ce sens que le statut de prioritaire est obtenu quand un SBV est propice à contribuer à la dégradation de la pollution de l'eau par un déséquilibre entre les sources (agriculture) et les puits (MH) de pollution. Sans être forcément voués à la pollution diffuse, les SBV prioritaires et particulièrement ceux qui présentent un nombre plus élevé de facteurs de risque, demeureront des endroits particulièrement sensibles malgré les mesures de mitigation qui pourraient y être implantées. Ces mesures pourraient dans ce contexte atténuer les impacts mais des modifications plus importantes à l'échelle du paysage devraient être apportées pour perdre le statut de SBV prioritaire.

Qualité du drainage et types de cultures

La qualité du drainage des sols, facteur considéré lors de l'identification des sites potentiels de restauration, n'a pas été utilisée lors de la priorisation des SBV pour garder cette analyse la plus simple possible. Il aurait été pertinent de mettre cet élément à profit puisque la qualité du drainage affecte l'érodibilité des sols (Wischmeier et Smith, 1978) et peut donc avoir également une influence sur l'apport de nutriments vers les cours d'eau (Michaud et Laverdière, 2004). Ainsi, un facteur de risque associé au drainage des sols pourrait être inclut lors d'une nouvelle application de la méthodologie développée dans le cadre de ce projet. Cela permettrait d'apporter une nuance supplémentaire et de différencier deux SBV qui auraient des pentes similaires et des pourcentages d'agriculture semblables mais qui auraient des sols n'ayant pas le même drainage. Il en va de même pour le type de culture qui peut exercer une influence importante sur la quantité de nutriments et de sédiments exportés vers les cours d'eau. En raison de la rotation des cultures, ce critère n'a pas été retenu mais il pourrait être intéressant de l'inclure dans une prochaine étude. Cela pourrait permettre d'affiner les résultats et de cibler particulièrement les cultures à grand interligne par exemple.

5.3. Perspectives d'applications et améliorations

5.3.1. Métriques paysagères

Lors de la priorisation des SBV, des métriques paysagères de composition ont été utilisées plutôt que des métriques de configuration. Ce choix était justifié par une plus grande simplicité d'utilisation et d'interprétation autant que par une littérature plus abondante au sujet des liens qui existent entre ces métriques et la qualité de l'eau. Selon Peterson *et al.* (2011), cette méthode

standard, qui consiste à utiliser simplement le pourcentage d'occupation du territoire de chaque classe concernée, est la plus populaire pour quatre raisons : (i) les besoins en termes de SIG sont minimales, (ii) la méthodologie peut être appliquée de la même façon dans des contextes géographiques différents, (iii) aucune décision ne doit être prise quant à la valeur des différents paramètres, et (iv) il n'est pas nécessaire de calibrer un modèle. Cette décision présente cependant certains désavantages liés, entre autres, au fait que ces métriques soient en quelque sorte déconnectés de l'aspect spatial de l'occupation du territoire. À ce sujet, Gergel (2005) conclue que les paysages qui comportent des proportions intermédiaires de classes d'occupation du sol, comme c'est le cas pour la forêt et l'agriculture dans le BV des Trois-Lacs, présentent un plus large éventail d'arrangements spatiaux différents et font preuve d'une plus grande variance au niveau de la charge en nutriments. Cette donnée aurait pu rendre tout à fait justifiée l'utilisation de métriques de configuration dans le cadre de la présente étude. Leur utilisation pourrait potentiellement permettre d'accentuer la différenciation des SBV dans le cadre d'une analyse semblable à l'analyse du BV effectuée dans ce cas-ci. Toujours au sujet des faiblesses des métriques de composition, Gergel (2005) ajoute que le calcul de l'aire totale des sources et des puits de pollution dans un paysage est utile, mais qu'il est encore plus important de bien comprendre leur arrangement spatial par rapport aux chemins d'écoulement.

Cela dit, les métriques de composition sont intéressantes à utiliser et des moyens peuvent être mis en œuvre pour raffiner les analyses de façon à accorder davantage d'importance à la dimension spatiale. Une façon de répondre à ce besoin, comme c'est le cas dans la méthodologie mise en œuvre, est de calculer les métriques dans une zone tampon autour des cours d'eau. Cependant, la largeur y est souvent fixée arbitrairement en fonction de la résolution spatiale des données utilisées et cela ne règle alors le problème qu'en partie (Peterson *et al.*, 2011). La proposition de Peterson *et al.* (2011), pour palier aux faiblesses des métriques de composition, consiste à pondérer les données selon l'inverse de la distance mesurée à partir des cours d'eau, de l'embouchure du BV ou du site à l'étude. Trois variantes ont été testées: la distance euclidienne, la distance le long du chemin d'écoulement préférentiel et une combinaison de la distance d'écoulement préférentiel et de la superficie contributive en amont. Les conclusions sont que de façon générale, les métriques à valeur spatiale ajoutée sont plus performantes que les simples pourcentages mais qu'aucune méthode ne résulte en de meilleurs résultats pour tous les indicateurs utilisés. Dans le cas de la présente étude,

qui vise principalement l'amélioration de la situation rencontrée dans le lac Trois-Lacs, des métriques pondérées en fonction de la distance de ces lacs auraient pu s'avérer pertinents.

5.3.2. Sites potentiels de restauration

L'analyse de compatibilité et l'indice topographique d'humidité ont été utilisés pour tenter d'identifier des sites potentiels de restauration mais d'autres façons de procéder existent et offrent un potentiel intéressant. McKergow *et al.* (2007) ont comparés les résultats du calcul de l'indice topographique d'humidité à deux autres méthodes également basées sur la topographie: le *Multi-Resolution Valley Bottom Flatness* (MRBVF) et le *Fuzzy Landscape Analysis* (FLAG). Ces modèles diffèrent conceptuellement, ils ne ciblent pas exactement les mêmes objectifs: l'indice topographique d'humidité cherche à localiser dans le paysage les endroits qui sont plats et qui reçoivent beaucoup d'eau, le modèle MRBVF combine l'absence de relief (inverse de la pente) et le manque de hauteur (par rapport à la zone avoisinante) pour identifier les fonds de vallée et FLAG vise l'identification de sites qui se retrouvent dans les endroits bas qui reçoivent beaucoup d'eau. Il ressort de leur analyse qu'aucune méthode n'est parfaite mais que l'indice topographique d'humidité performe moins bien que les autres malgré qu'il soit le plus utilisé des trois. Les auteurs évaluent qu'une utilisation combinée de MRBVF et de FLAG permettrait de meilleurs résultats que l'utilisation de l'un ou l'autre de ces modèles. Très peu d'information est disponible au sujet de ces derniers modèles. Tout comme cela a été noté dans le BV des Trois-Lacs, l'étude de McKergow *et al.* (2007), en Nouvelle Zélande, démontre que l'indice topographique d'humidité tient difficilement compte de la largeur des MH. Des modifications au niveau du calcul des variables de l'indice topographique d'humidité pourraient potentiellement permettre l'amélioration des résultats à ce niveau. À ce sujet, Sorensen *et al.*, (2006) ont mis en évidence le fait qu'il existe à la fois plusieurs méthodes pour dériver la pente et plusieurs méthodes pour calculer la superficie contributive en amont à partir d'un MNA. Comme ces deux variables sont utilisées dans le calcul de l'indice topographique d'humidité, il existe, pour un même MNA plusieurs résultats possibles associés à l'utilisation de cet indice. D'autres variantes de l'indice topographique d'humidité ont également vu le jour. Grabs *et al.* (2009), ont notamment exploré l'utilisation d'indices d'humidité améliorés. Ces derniers, basés sur le modèle hydrologique HBV performaient mieux que l'indice topographique d'humidité pour identifier des zones saturées d'eau.

Si la performance de l'indice topographique d'humidité pour identifier des sites potentiels de restauration est quelque peu décevante, ce même indice peut être mis à profit autrement. En effet

(Qiu, 2009) se sert de cette même formule pour identifier les aires hydrologiquement sensibles découlant de la théorie de sources à surfaces variables. En hydrologie, la théorie des sources à surfaces variables fait référence au fait que la localisation et la taille des surfaces qui génèrent du ruissellement dans un BV varient en fonction de la période de l'année, des précipitations, de la température, de la topographie et de la végétation (Walter *et al.*, 2009). Les aires hydrologiquement sensibles sont les endroits qui contribuent activement à l'apport de ruissellement vers les cours d'eau. Elles se retrouvent majoritairement dans les fonds de vallées et autres lieux de convergence topographique, dans les endroits où la nappe phréatique est peu profonde et là où une couche superficielle contraint l'infiltration (Walter *et al.*, 2009).

Selon Qiu (2007), la connaissance des procédés des aires hydrologiquement sensibles est fondamentale à la compréhension, à la modélisation et ultimement au contrôle de la pollution diffuse. Walter *et al.* (2009) estiment qu'une bonne connaissance du territoire permet par exemple de gérer l'épandage de fertilisants ou de pesticides de façon à ne pas en appliquer au sol dans les périodes pendant lesquelles les risques de ruissellement sont élevés. À ce sujet, lorsqu'une activité anthropique potentiellement polluante est implantée dans une aire hydrologiquement sensible, celle-ci devient ce que l'on appelle une *Critical Source Area*. Les études en lien avec ces concepts ont amené une nouvelle façon de planifier les zones tampons en milieu agricole. Il en ressort effectivement que ces zones ne devraient pas être appliquées uniquement en bordure des cours d'eau mais parfois aussi plus haut dans les terres puisque certains endroits y sont des sources de ruissellement (Qiu, 2009).

Suite à l'analyse des résultats obtenus en ce qui concerne les sites potentiels de restauration et les difficultés rencontrées lors des efforts visant à sélectionner des sites, il apparaît qu'utiliser ces résultats dans l'optique de Qiu (2009) serait une avenue fort intéressante. Les aires hydrologiquement sensibles ainsi identifiées devraient être l'objet de mesures particulières sans qu'il ne s'agisse nécessairement de restauration de MH. Les activités anthropiques devraient se tenir en dehors de ces zones et dans le cas où certaines activités y ont lieu, par exemple l'agriculture, il faudrait encadrer celles-ci avec une attention particulière. Une étude menée par Qiu *et al.* (2010) dans un état américain démontrait que d'importantes superficies d'aires hydrologiquement sensibles ne sont pas protégées malgré des mesures plus contraignantes que celles que l'on retrouve au Québec en matière de protection de la ressource hydrique. Aussi peu qu'entre 40 et 60% des *Critical Source Area* étaient protégées par les mesures en vigueur. Comme la réglementation québécoise est moins

exigeante, le pourcentage des *Critical Source Area* qui se retrouvent en dehors des zones de protection doit être supérieur et donc minime. Il serait intéressant de mettre de l'avant ce concept, d'améliorer la connaissance du territoire en termes d'aires hydrologiquement sensibles et d'ajuster les politiques de façon à en assurer une protection convenable. L'indice topographique d'humidité, tel que calculé ici peut permettre d'identifier ces zones et éventuellement d'éviter d'y implanter des cultures ou d'autres activités humaines potentiellement polluantes.

5.3.3. Étendue du problème et portée des interventions

Les modifications anthropiques passées affectent encore aujourd'hui les BV du Québec, celui du lac Trois-Lacs n'y échappe pas. La rectification du tracé des cours d'eau et l'abaissement de leur lit ont permis d'augmenter la capacité hydraulique des cours d'eau mais ont déconnecté ceux-ci de leur plaine inondable. Ce genre de situation fait que, dans bien des cas, le débit est concentré à l'intérieur de la dépression du cours d'eau même lors de précipitations abondantes (Evans *et al.*, 2007). Malheureusement, la préservation des MH restants, l'adoption de meilleures pratiques de gestion agricoles et la restauration éventuelle de MH dans le BV du Lac Trois-Lacs ne pourront à eux seuls freiner la problématique rencontrée en aval, dans le lac. Ces mesures contribueront certainement à améliorer la situation mais les cours d'eau sont affectés par une problématique plus ancienne que ces mesures, quoique nécessaires, ne pourront complètement régler. L'écoulement naturel des cours d'eau a été modifié, à des fins de drainage, par des travaux d'envergure et de tels travaux seraient nécessaires pour rétablir l'équilibre naturel. Conscients de cette réalité, Evans *et al.* (2007), présentent des alternatives de gestion qui mettent à profit les processus naturels normalement rencontrés dans les cours d'eau. Les alternatives qu'ils présentent sont : (i) la création de MH dans les cours d'eau, (ii) la restauration de MH riverains et de bandes riveraines, (iii) la modification du lit du cours d'eau selon des principes naturels, (iv) l'abaissement de la plaine inondable et (v) l'élimination de la tonte des berges pour permettre l'installation de végétation permanente. La conclusion à laquelle ces auteurs parviennent est que ces alternatives sont pertinentes, qu'elles permettent une amélioration de la qualité de l'eau par des processus écologiques sans toutefois compromettre le drainage des terres. Ces techniques plus coûteuses ne sont toutefois pas nécessairement plus intéressantes pour les propriétaires. Les auteurs mentionnent à cet effet que c'est à la société de se questionner au sujet de l'importance qu'elle accorde à la qualité de l'eau ainsi qu'au sujet de sa volonté à permettre au gouvernement le financement de ce genre d'intervention (Evans *et al.*, 2007). De futures études dans le bassin versant des Trois-Lacs pourraient viser à

planifier de telles interventions qui pourraient permettre d'aller encore un pas plus loin dans la gestion de la problématique de sédimentation retrouvée dans ce plan d'eau.

6. Conclusion

La présente étude offre un potentiel de reproduction intéressant, la démarche analytique issue de la méthodologie pourrait être appliquée à d'autres régions concernées par des problématiques semblables. Les résultats, de leur côté, permettront aux divers intervenants du BV de concentrer leurs interventions dans les secteurs les plus à risque, ce qui devrait contribuer à maximiser les résultats obtenus. Ainsi, l'analyse du BV participera à l'amélioration de la condition générale du BV et donc du lac, au grand plaisir des plaisanciers, riverains et gestionnaires. Cependant, si l'adoption de pratiques agricoles de conservation et la restauration de MH sont susceptibles d'améliorer considérablement la qualité de l'eau et d'atténuer la problématique rencontrée aux Trois-Lacs, il n'en demeure pas moins que l'agriculture en pente est propice à l'érosion et que le BV est caractérisé par une pente moyenne de plus de 5%. L'agriculture est toutefois nécessaire, non seulement dans les régions sans relief, c'est pourquoi davantage d'efforts devraient être consentis dans les régions agricoles vallonnées. Le soutien financier du gouvernement envers les agriculteurs pourrait y être bonifié en raison de risques accrus pour l'environnement. L'instauration de bandes riveraines à largeur variable (Poliakov, 2005) devrait être considéré au niveau de la province compte tenu des différences régionales de relief et de climat pouvant être observées au Québec. À cet effet, Hatch *et al.* (2001) suggèrent qu'il est préférable de gérer l'eau en milieu agricole selon l'agro-écorégion plutôt qu'avec le BV lorsque celui-ci est plus grand que 2000 km². Ceci impliquerait une gestion par agro-écorégion pour les BV Nicolet (3411 km²) et Yamaska (4798 km²) par exemple (CEHQ, 2011).

Il faut également garder à l'esprit que les travaux réalisés par le passé ont laissé des marques indélébiles sur le paysage québécois et sur celui du BV du Lac Trois-Lacs. Cette problématique devra elle aussi être considérée dans les décennies à venir. S'il est vrai que les cours d'eau, de façon naturelle, entretiennent un état d'équilibre dynamique, l'état dans lequel ils se retrouvent aujourd'hui ne leur permet pas toujours cette résilience. Lorsqu'un cours d'eau est redressé, que ses rives sont artificialisées et que son espace de liberté n'existe plus, il est plutôt contraint à un état de déséquilibre anthropique. Ce qu'Altieri (1999) mentionnait concernant les écosystèmes agricoles simplifiés qui exigent une intervention humaine constante est également applicable aux écosystèmes

aquatiques qui ont quitté leur état d'équilibre naturel. Selon le Comité sur la Gestion intégrée des Ressources en Milieu Agricole (COGIRMA, 2010), le retour à cet état est uniquement possible si on permet aux cours d'eau de conserver leur régime d'écoulement, leur tracé, leur pente, leur granulométrie variable et la végétation qui couvre naturellement leurs rives.

La gestion par BV et la compréhension actuelle des interactions entre la qualité de l'eau et l'occupation du sol d'une région devraient résulter en une approche plus large, plus globale. Les prochaines recherches portant sur l'amélioration de la qualité de l'eau ou la qualité de vie devraient mettre l'emphase sur la prévention ainsi que sur la diversification des paysages agricoles de façon à réellement réconcilier l'agriculture québécoise et l'environnement. Une telle approche comporte évidemment de nouvelles difficultés: les solutions de conservation sont complexes à mettre en œuvre, surtout lorsque les terres ciblées appartiennent à des agriculteurs qui en tirent leur revenu (Mussachio et Coulson, 2001). Jackson *et al.* (2007) évaluent à ce sujet qu'un des principaux problèmes reliés à la conservation d'éléments naturels dans les écosystèmes agricoles est la démarcation qui existe entre les valeurs sociales et les valeurs privées accordées à de tels éléments. Pour le propriétaire terrien, leur valeur est reflétée dans les bénéfices financiers qui découlent des gains de productivité alors que la valeur totale sociale inclut des services écologiques qui débordent de l'échelle de la ferme. Dans le cas des MH seulement, il est question de régularisation du débit des cours d'eau, de réduction des inondations et de l'érosion par exemple. Des subventions ou d'autres formes d'aide financière pourraient parvenir à susciter l'intérêt des agriculteurs pour la conservation d'éléments naturels et contribueraient du même coup au bien-être de la population en générale.

7. Références

AAC (Agriculture et Agro-Alimentaire Canada) (2000) Les meilleures pratiques de gestion agricole, 5p.

Alain, J. (1981) Diagnose du lac des Trois-Lacs, Ministère de l'Environnement, Direction générale des inventaires et de la recherche, 22 p.

Alexander, R. B., E.W. Boyer, R.A. Smith, G. E. Schwarz, R. B. Moore (2007) The Role of Headwater Streams in Downstream Water Quality, *Journal of the American Water Resources Association*, 43: 41-59.

Allan, J.D. (2004) Landscapes and Riverscapes: The influence of Land Use on Stream, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257–84.

Altieri, M.A. (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 19–31.

Amiri, B.J., K. Nakane (2009) Modeling the Linkage Between River Water Quality and Landscape Metrics in the Chugoku District of Japan, *Water Resources Management*, 23: 931-956.

Beaulieu, J., F. Gervais, C. Villeneuve, I. Falardeau (2009) Rapport méthodologique sur la cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la MRC de l'Assomption. Rapport technique n Q15, Canards Illimités Canada, Québec, 37 p.

Beaulieu, R. (2001) Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 9 p.

Bentrup, G. (2008) Conservation Buffers—Design guidelines for buffers, corridors, and greenways, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, 110 p.

Berry, J.K., J.A. Delgado, R. Khosla, F.J. Pierce (2003) Precision conservation for environmental sustainability, *Journal of Soil and Water Conservation*, 58: 332-339.

Blann, K. L., Anderson, J. L., Sands, G.R., Vondracek, B. (2009) Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39: 909-1001.

Boutin, D. (2004) Réconcilier le soutien à l'agriculture et la protection de l'environnement : Tendances et perspectives, 67e congrès de l'Ordre des agronomes du Québec, 11 juin 2004, p. 1-29.

Bracmort, K.S., B.A. Engel, J.R. Frankenberger (2004) Evaluation of structural best management practices 20 years after installation: Black Creek Watershed, Indiana, *Journal of Soil and Water Conservation*, 59: 191-196.

- Brooks, K.N., P.F. Ffolliott, H.M. Gregersen, L.F. DeBano (2003) *Hydrology and the Management of Watersheds*, Third Edition, Blackwell Publishing, 574 p.
- Buck, O., D.K. Niyogi, C.R. Townsend (2004) Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments, *Environmental Pollution*, 130: 287-299.
- Campbell, N., B. D'Arcy, A. Frost, V. Novotny, A. Sansom, (2004) *Diffuse Pollution*, Iwa Publishing, 322 p.
- Campeau, S., P.-A. Bordeleau (2007) Développement d'un système informatisé pour la gestion optimale des bandes riveraines en milieu agricole, Université du Québec à Trois-Rivières, 83 p.
- Cedfledt, P.T., M.C. Watzin, B.D. Richardson (2000) Using GIS to Identify Functionally Significant Wetlands in the Northeastern United States, *Environmental Management*, 26:13–24.
- CIC (Canards Illimités Canada) (2007) Plan de conservation des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la région administrative de l'Estrie, 55 p.
- COGIRMA (Comité sur la Gestion intégrée des Ressources en Milieu Agricole)(2010) La biodiversité en milieu agricole au Québec : État des connaissances et approches de conservation, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, 152 p.
- Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois (2008) *Agriculture et agroalimentaire : assurer et bâtir l'avenir*, 62 p.
- Consortium DDM-Pro Faune (2006) Étude d'impact pour l'aménagement d'une structure de contrôle du niveau des Trois Lacs - Rapport final, 214 p.
- Crumpton, W.G. (2001) Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds: the importance of a watershed scale perspective, *Water Science and Technology*, 44: 559-564.
- Crumpton, W.G., Kovacic, D., Hey, D., and Kostel, J. (2008) Potential of wetlands to reduce agricultural nutrient export to water resources in the Corn Belt, *Gulf Hypoxia and Local Water Quality Concerns Workshop*, ASABE Pub #913C0308, 29-42.
- Delgado, J.A., J. Berry (2008) Advances in precision conservation. *Advances in Agronomy*, 98: 1-44.
- Diebel M.W., J.T. Maxted, P.J. Nowak, M.J. Vender Zanden (2008) Landscape Planning for Agricultural Nonpoint Source Pollution Reduction I: A Geographical Allocation Framework, *Environmental Management*, 42: 789–802.
- Doing, H. (1997) The landscape as an ecosystem, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 63: 221-225.
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, D.E. Eisenhauer (2006) An approach for using soil surveys to guide the placement of water quality buffers, *Journal of Soil and Water Conservation*, 61: 344-354.

Dulude, P. (2011) Communication personnelle. Canards Illimités Canada.

Ekness, P., T. Randhir (2007) Effects of Riparian Areas, Stream Order, and Land Use Disturbance on Watershed-Scale Habitat Potential: An Ecohydrologic Approach to Policy, *Journal of the American Water Resources Association*, 43: 1468-1482.

Environnement Canada (2004) How much habitat is enough A framework for guiding habitat restoration in Great Lakes Areas of Concern. 2nd ed. Minister of the Environment, Minister of Public Works and Government Services, Ontario, Canada.

FFQ et UPA (Fédération de la Faune du Québec et Union des Producteurs Agricoles) (2011) Manuel d'accompagnement pour la mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole, 122 p.

FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group) (1998) Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 637 p.

Ganbazo, G. (2000) Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité des eaux des rivières, *Vecteur Environnement*, 33: 42-49.

Gergel, S.E. (2005) Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading?, *Landscape Ecology*, 20:177–189.

Gergel S. E., M.G. Turner, J.R. Miller, J.M. Melack, E.H. Stanley (2002) Landscape indicators of human impacts to riverine systems, *Aquatic Sciences*, 64: 118-128.

Goetz, S.J. (2006) Remote Sensing of Riparian Buffers: Past Progress and Future Prospects, *Journal of the American Water Resources Association*, 42:133-143.

Gouvernement du Québec (2004) Développement et gestion de la géomatique par les organismes municipaux, 86 p.

Grabs, T., J. Seibert, K. Bishop, H. Laudon (2009) Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model, *Journal of Hydrology*, 373: 15–23.

Harding, J.S., R.G. Young, J.W. Hayes, K.A. Shearer, J.D. Stark (1999) Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum, *Freshwater Biology*, 42:345-357.

Heathcote, I. W. (2009) *Integrated Watershed Management – Principles and Practices*, second edition, John Wiley et Sons Inc, 453 p.

Hébert, S. (1997) Développement d'un indice de qualité bactériologique et physico-chimique pour les rivières du Québec, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 20p.

Huang, N., Z. Wang, D. Liu, Z.Niu (2010) Selecting Sites for Converting Farmlands to Wetlands in the Sanjiang Plain, Northeast China, Based on Remote Sensing and GIS, *Environmental Management* 46:790–800.

Humberto Blanco, C., L. Rattan (2008) *Principles of Soil Conservation and Management*, Springer, 620 p.

Hunsaker, C.T., D.A. Levine (1995) Hierarchical Approaches to the Study of Water Quality in Rivers *BioScience*, 45:3, 193-203.

Iovanna, R., S. Hyberg, W. Crumpton (2008) Treatment wetlands: Cost-effective practice for intercepting nitrate before it reaches and adversely impacts surface waters, *Journal of Soil and Water Conservation*, 63 :14A-15A.

Joly, M., S. Primeau, M. Sager, A. Bazoge (2008) Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 68 p.

Jones K.B., A.C. Neale, M.S. Nash, R.D. Van Remortel, J.D. Wickham, K.H. Riitters, R.V. O'Neill (2001) Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region, *Landscape Ecology*, 16: 301–312.

Kadlec, R.H., S. Wallace (2008) *Treatment Wetlands*, Second Edition, CRC Press, 1016 pages.

Lamontagne, M.P., J.P. Gauthier (1975) Étude limnologique – Les Trois-Lacs (comté de Richmond), Ministère des Richesses naturelles, Direction générale des eaux, 136 p.

Landry, R., P. Levallois (2000) Agriculture intensive et écosystèmes régionaux : Du diagnostic aux interventions, Les Presses de l'Université Laval, 262 p.

Lee S.-W., S.-J. Hwang, S.-B. Lee, H.-S. Hwang, H.-C. Sung (2009) Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics, *Landscape and Urban Planning*, 92: 80-89.

Leitao, A.B., J. Ahern (2002) Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, 59: 65-93.

Lemieux, L. (2011) Communication personnelle. Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, Direction régionale de l'Estrie.

Lovell, S.T., W.C. Sullivan (2005) Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 249-260.

Lowrance, R.R., S. Crow (2002) Implementation of riparian buffer systems for landscape management. Chap.145, dans Ryszkowski, L. (éd.) *Landscape ecology in agroecosystems management*, CRC Press, 384 p.

Mabit, L., C. Bernard, R. Laverdière, S. Wicherrek (1999) Assesment of soil erosion in a small agricultural basin of St.Lawrence River watershed. *Hydrobiologia*, 410 : 264-268.

Malczewski, J. (2004) GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview, *Progress in Planning*, 62:3-65.

McKergow, L.A., J.C. Gallant, T.I. Downling (2007) Modelling wetland extent using terrain indices, Lake Taupo, New Zealand, Proceedings of WETPOL - Second International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, 16-20 September, Tartu, Estonia.

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2002) Le Cadre écologique de référence en bref, [En ligne] [page consultée le 05/03/2012]
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/index.htm>

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2007) Politique de Protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Guide d'interprétation, 148 p.

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2007a) Traitement des demandes d'autorisation des projets dans les milieux humides. [En ligne] [page consultée le 05/03/2012].
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/Eau/rives/entrepreneur/Milieuhumides.pdf>

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2012) La protection des milieux humides est au cœur des priorités du gouvernement du Québec. [En ligne] [page consultée le 05/05/2012].
<http://communiqués.gouv.qc.ca/gouvqc/communiqués/GPQF/Mars2012/14/c4412.html>

Michaud, A. R. et Laverdière, M. R. 2004. Effets de la couverture végétale, de l'apport de lisier et du type de sol sur l'exportation de phosphore et sa biodisponibilité. *Canadian Journal of Soil Sciences*,84: 295–305.

Ministère de l'Environnement (2003) Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec, Direction des politiques du secteur agricole, Québec, 143 p.

Ministère des Terres et Forêts du Québec (1966), carte cadastrale.

Mita, D., E. DeKeyser, D. Kirby, G. Easson (2007) Developing a Wetland Condition Prediction Model Using Landscape Structure Variability, *Wetlands*, 27: 1124-1133.

Moreno-Mateos, D., F.A. Comin (2010) Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes, *Journal of Environmental Management* 91: 2087-2095.

MRNF (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec) (2012) Les districts écologiques[En ligne] [page consultée le 05/03/2012].
<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-cartes-sief-districts.jsp>

Mussachio, L.R., R.N. Coulson (2001) Landscape Ecological Planning Process for Wetland, Waterfowl and Farmland Conservation, *Landscape and Urban Planning*, 56: 125-147.

Nature-Québec (2012) Que cette mesure d'urgence serve de leçon : le Québec doit se doter, dans les meilleurs délais, d'une vraie loi de protection des milieux humides, 15 p.

Nearing, M.A., Hairsine, P. (2011) The Future of Soil Erosion Modelling. *Handbook of Erosion Modelling*. Wiley-Blackwell Publishers, Chichester, West Sussex, UK. P. 387-397.

Politique Nationale de l'eau (PNE) (2002) Politique Nationale de l'eau, Bibliothèque nationale du Québec.

Potter, K.M., F.W. Cabbage, G.B. Blank, R.H. Schaberg (2004) A Watershed-Scale Model for Predicting Nonpoint Pollution Risk in North Carolina, *Environmental Management*, 34: 62-74.

Pretty, J. (2008) Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence, *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 363: 447-465.

Qiu, Z., M.T. Walter, C. Hall (2007) Managing variable source pollution in agricultural watersheds, *Journal of Soil and Water Conservation*, 62: 115-122.

Qiu, Z. (2009) Assessing Critical Source Areas in Watersheds for Conservation Buffer Planning and Riparian Restoration *Environmental Management*, 44: 968-980.

Qiu, Z. (2010) Variable Source Pollution: Turning Science into Action to Manage and Protect Critical Source Areas in Landscapes, *Journal of Soil and Water Conservation*, 65: 137-141.

Queste, C. (2011) Les milieux humides dans le sud du Québec : entre destruction et protection. Analyse critique et élaboration d'une stratégie de conservation. Rapport de stage. Québec, Nature Québec, 44 p.

RAPPEL (Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François) (2007) Diagnostic environnemental global des bassins versants des rivières Dion et L'Aulnière, Sherbrooke, 63 p.

RAPPEL (Regroupement des Associations Pour la Protection de l'Environnement des Lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut bassin de la Saint-François) (2008) Diagnostic environnemental global du bassin versant du ruisseau et du cours d'eau Soucy, Sherbrooke, 90 p.

Richardson, C.J., N.E. Flanagan, M. Ho, J.W. Pahl (2011) Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape *Ecological Engineering*, 37 : 25-39.

Ryszkowski L., J. Jankowiak (2002) Development of Agricultural and Its Impact on Landscape Functions, *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. Washington, CRC Press.

Saint-Jacques, N., Y. Richard (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, pages 6.1 à 6.41, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatiques*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 52 p.

Sherr S.J., J.A. McNeely (2008) Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes, *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363: 77–494.

Sorensen, R., U. Zinko, J. Seibert (2006) On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations, *Hydrology and Earth System Sciences*, 10:101–112.

Swinton, S.M., F. Lupia, G.P. Robertson, S.K. Hamilton (2007) Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits, *Ecological Economics*, 64: 245-252.

Teels, B.M., C.A. Rewa, J. Meyers (2006) Aquatic Condition Response to Riparian Buffer Establishment, *Wildlife Society Bulletin*, 34: 927–935.

Thériault, M. (2010) Mise à jour des données sur les milieux humides dans le bassin versant des Trois Lacs et réalisation d'une base de données à référence spatiale dans un contexte de conservation, *Rapport de Stage (Canards Illimités Canada)*, Université de Sherbrooke, 27 p.

Van Lonkhuyzen R.A., K.E. Lagory, J.A. Kuiper (2004) Modeling the Suitability of Potential Wetland Mitigation Sites with a Geographic Information System, *Environmental Management*, 33: 368–375.

Walter, M.T., M. Asce, J.A. Archibald, B. Buchana, H. Dahlke, Z. M. Easton, R.D. Marjerison, A.N. Sharma, S.B. Shaw (2009) New Paradigm for Sizing Riparian Buffers to Reduce Risk of Polluted Storm Water: Practical Synthesis, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 135: 200-209.

Warner J., D. Warner (2010) Enhancing the Multifunctionality of U.S. Agriculture, *BioScience*, 60: 60-66.

Wenger, S. (1999) A review of the scientific literature of riparian buffer width, extent and vegetation. *Institute of Ecology, University of Georgia, Athens*, 59 p.

White, D., S. Fennessy (2005) Modeling the suitability of wetland restoration potential at the watershed scale, *Ecological Engineering*, 24: 359–377.

Wischmeier, W.H., D.D. Smith (1978) Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook*, No. 537. 58 p.

Annexe 1. Fiches synthèses des sous-bassins versants prioritaires

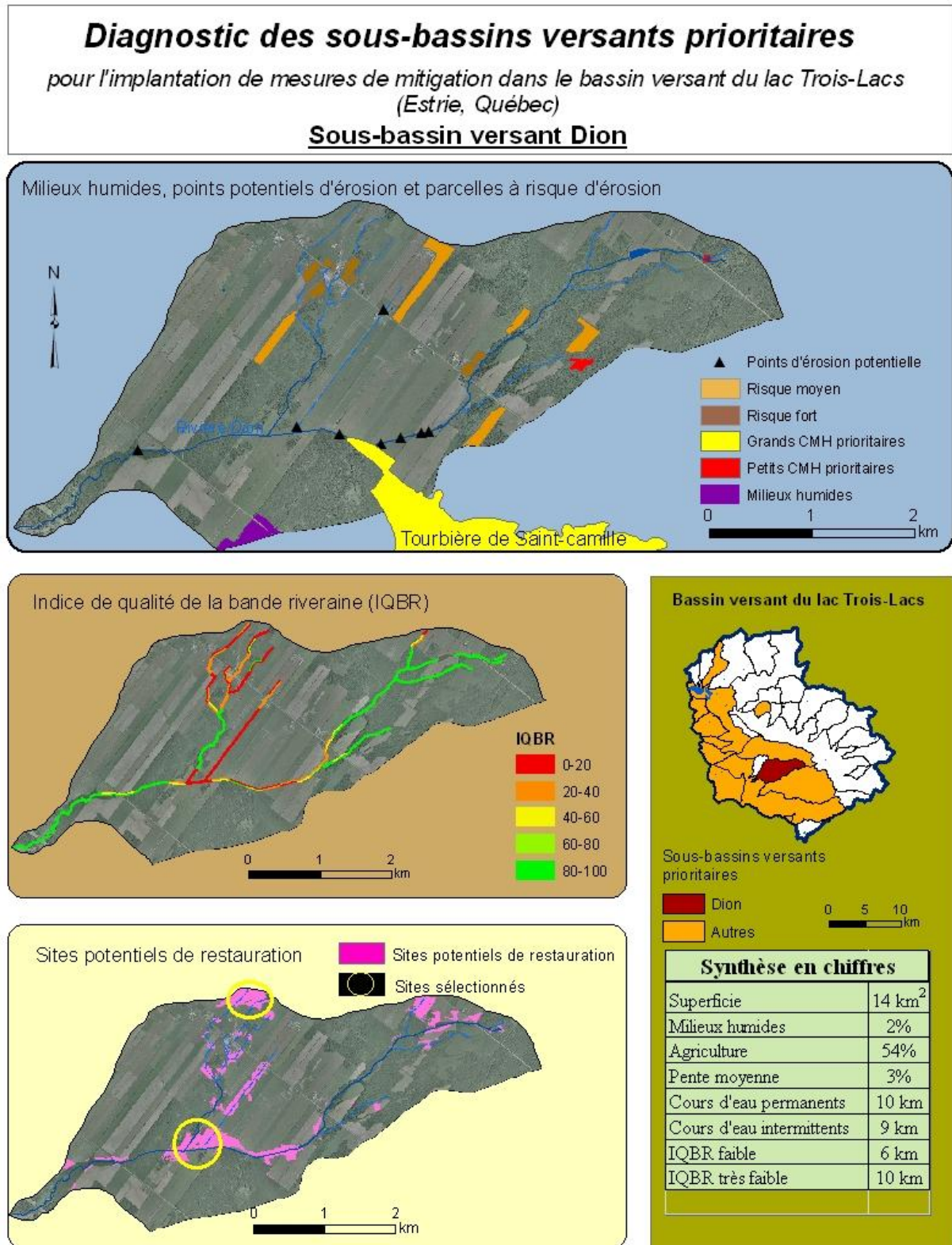


Figure 11. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Dion, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Le SBV Dion (figure 11) est le SBV prioritaire avec la pente moyenne la plus faible (3%). Cette caractéristique en fait un endroit intéressant pour l'agriculture. Dans ce SBV de 14 km², l'agriculture est majoritaire, elle occupe 54% de la superficie drainée par la Ruisseau Dion. Il s'agit du SBV où l'agriculture est retrouvée en plus grande proportion. En contrepartie, les MH y sont peu nombreux et n'occupent qu'une faible proportion du territoire (2%). On y retrouve malgré cela deux complexes de milieux humides prioritaires pour la conservation: un petit, situé à la tête d'un cours d'eau intermittent et une partie de la Tourbière de Saint-Camille, au sud. Le petit complexe de milieux humides possède des caractéristiques intéressantes pour la conservation en plus d'être le seul MH qui se retrouve en totalité dans le SBV Dion, ce qui lui confère donc une importance accrue. Les sites potentiels de restauration sont bien représentés dans ce SBV et certains sites présentent, de prime abord, un intérêt particulier pour la restauration. C'est le cas du site qui se retrouve à la confluence des deux principaux cours d'eau de ce SBV et de celui qui se retrouve en amont, au nord, à la source d'un de ces cours d'eau. Les bandes riveraines des secteurs centre et nord de ce SBV sont en grande partie de piètre qualité. Presque tous les tronçons de faible (6 km) ou de très faible (10 km) qualité s'y trouvent regroupées.

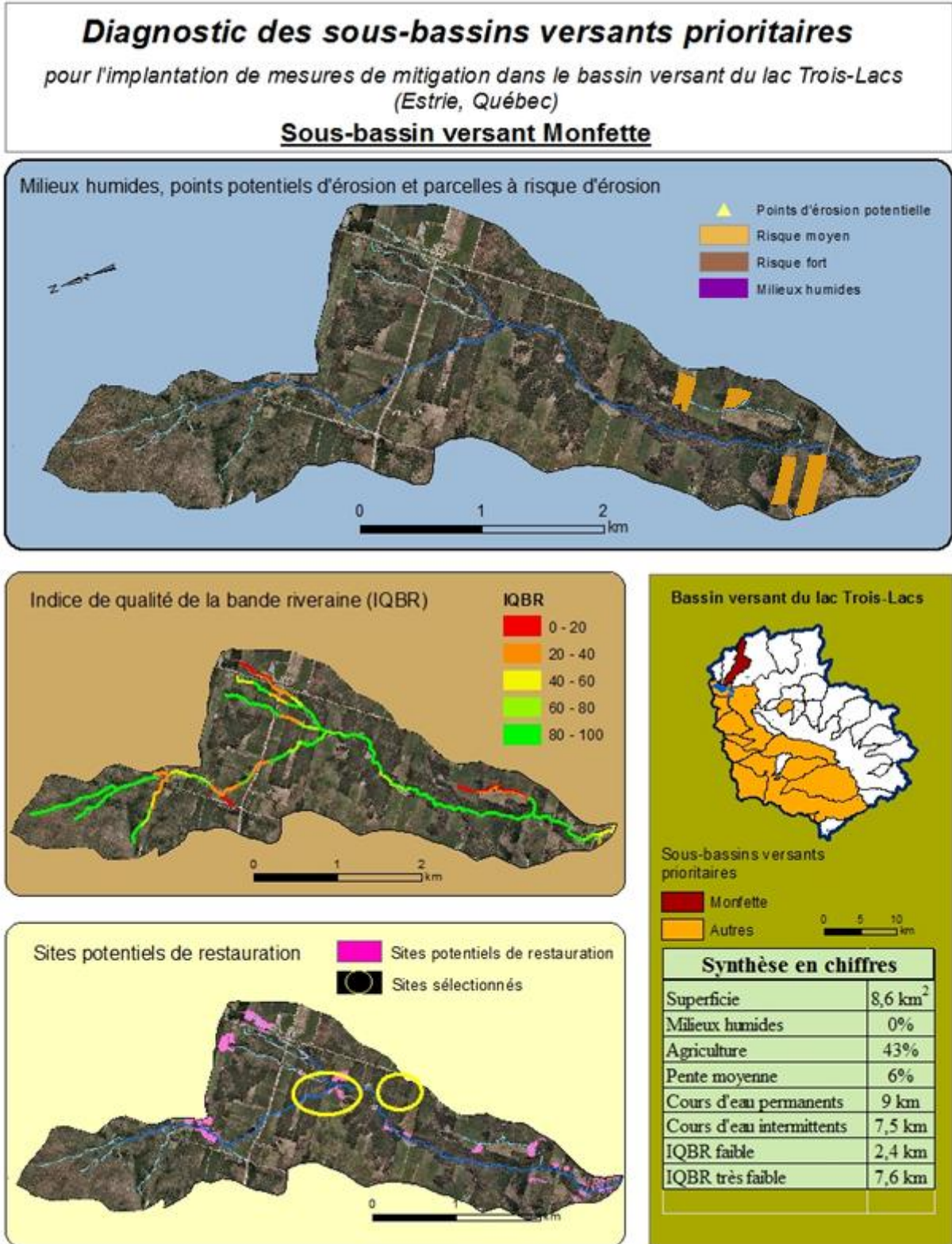


Figure 12. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Monfette, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Le SBV Monfette (figure 12) a une superficie de 8,6 km² dont 43% sont consacrés à l'agriculture. La mise à jour de la cartographie des MH n'a pas permis de localiser de MH dans ce SBV. Quoique l'agriculture y soit fortement présente, la majorité des cours d'eau (54%) ont une rive en bon ou en excellent état. On retrouve quand même 8% de bandes riveraines de très faible qualité ou de qualité faible, ce qui représente respectivement 5,5 et 18,3 km de rive. Le SBV Monfette se retrouve majoritairement dans la région administrative du Centre-du-Québec il en découle qu'il n'est pas complètement recouvert par le MNS utilisé dans les secteurs estriens. La modélisation hydrologique et le calcul des pentes n'ont alors été réalisés qu'à l'intérieur de la zone estrienne. Ce qui a eu pour effet de diminuer la quantité potentielle de parcelles à risque d'érosion et la quantité de points d'érosion potentielle pouvant être retrouvés dans ce SBV. Il n'en demeure pas moins que 4 parcelles à risque ont été localisées. Deux sites potentiels de restauration semblent intéressants et pourraient permettre de réintroduire des MH dans ce SBV qui en est complètement dépourvu.

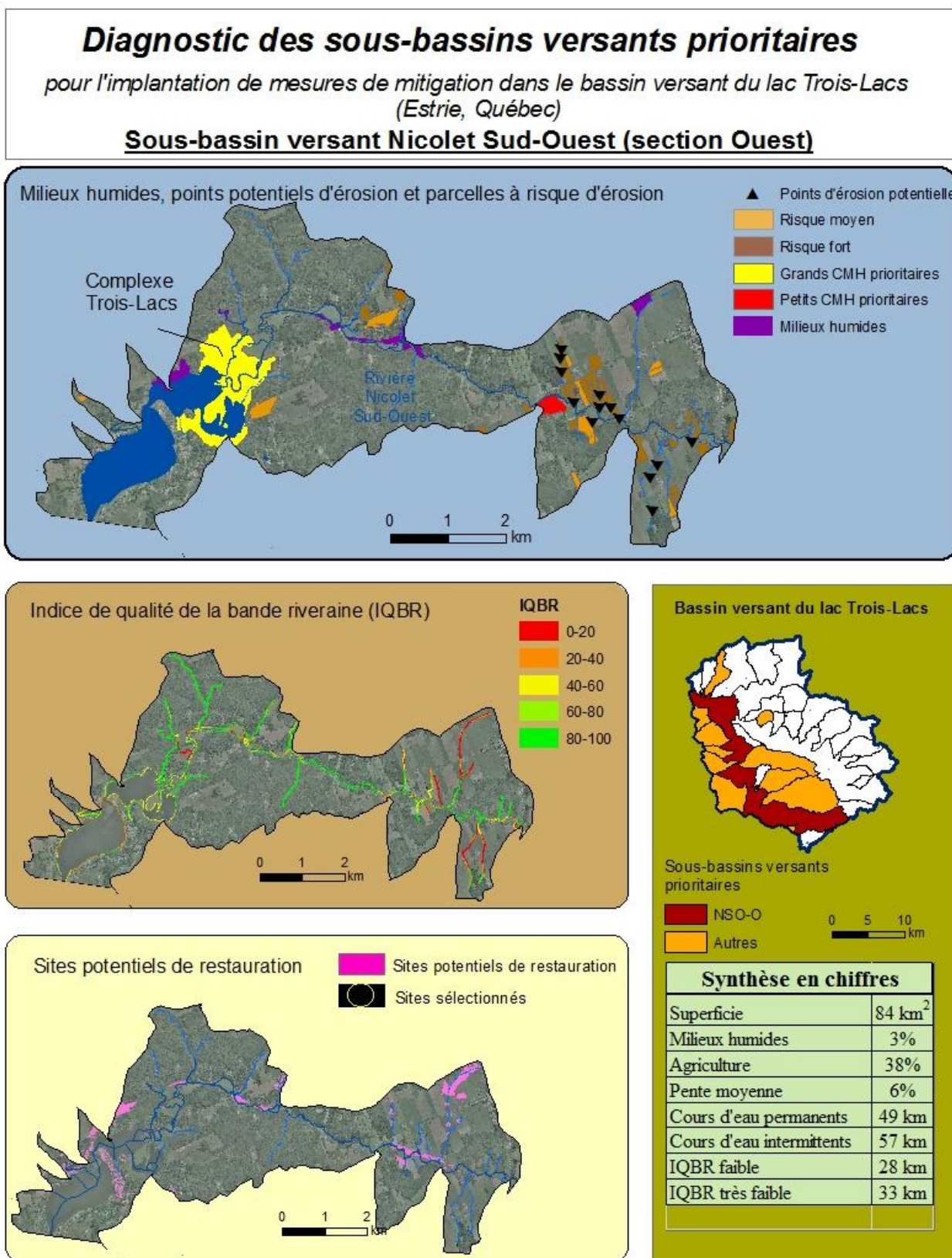


Figure 13. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Nicolet Sud-Ouest (secteur Ouest), bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

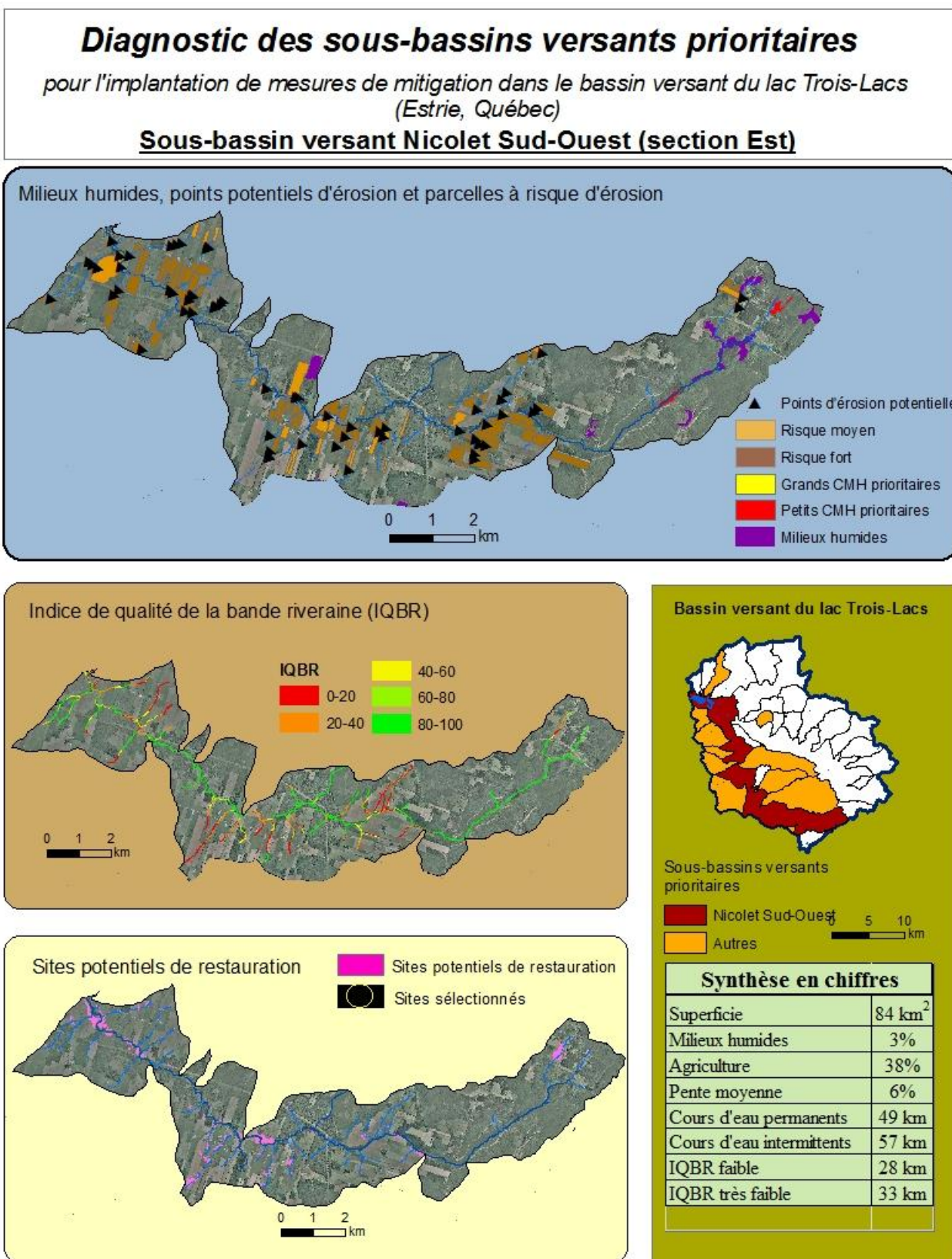


Figure 14. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Nicolet Sud-Ouest (secteur Est), bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Le SBV Nicolet Sud-Ouest (figures 13 et 14) s'étend de la limite sud-est du BV jusqu'au lac Trois-Lacs ce qui implique que ce SBV reçoit ultimement l'eau de l'ensemble du BV. Ce SBV inclut la vallée dans laquelle méandre la rivière Nicolet Sud-Ouest et les terres adjacentes. Les cours d'eau permanents et intermittents y sont presque également représentés puisque tous les cours d'eau plus importants constituent leurs propres SBV. Plus de 100 km de cours d'eau parcourent ce territoire. Sa superficie de 84 km² lui vaut le titre du plus grand SBV prioritaire. La pente moyenne y est légèrement plus élevée que la moyenne du BV, elle est de 6%. L'agriculture et les MH y représentent respectivement 38% et 3%. On y retrouve un grand complexes de milieux humides prioritaire (le complexe Trois-Lacs) et 3 petits complexes de milieux humides également intéressants pour la conservation. La bande riveraine y est de façon générale assez naturelle mais on y retrouve quand même 28 km d'IQBR faible et 33 km d'IQBR très faible.

Les analyses effectuées ont permis d'identifier plusieurs parcelles à risque d'érosion: 42 parcelles à fort risque d'érosion et 24 parcelles à moyen risque d'érosion. Au total, ce sont 76 points d'érosion qui ont été localisés dans le SBV Sud-Ouest.

Certains des sites potentiels de restauration qui se démarquaient au sein de ce SBV ont été visités. Il en est ressorti que les résultats des analyses étaient pertinents mais que les sites, de par leur état actuel, ne représentaient pas présentement une priorité en termes de restauration de MH. D'autres sites ont cependant été sélectionnés et pourraient s'avérer très intéressants.

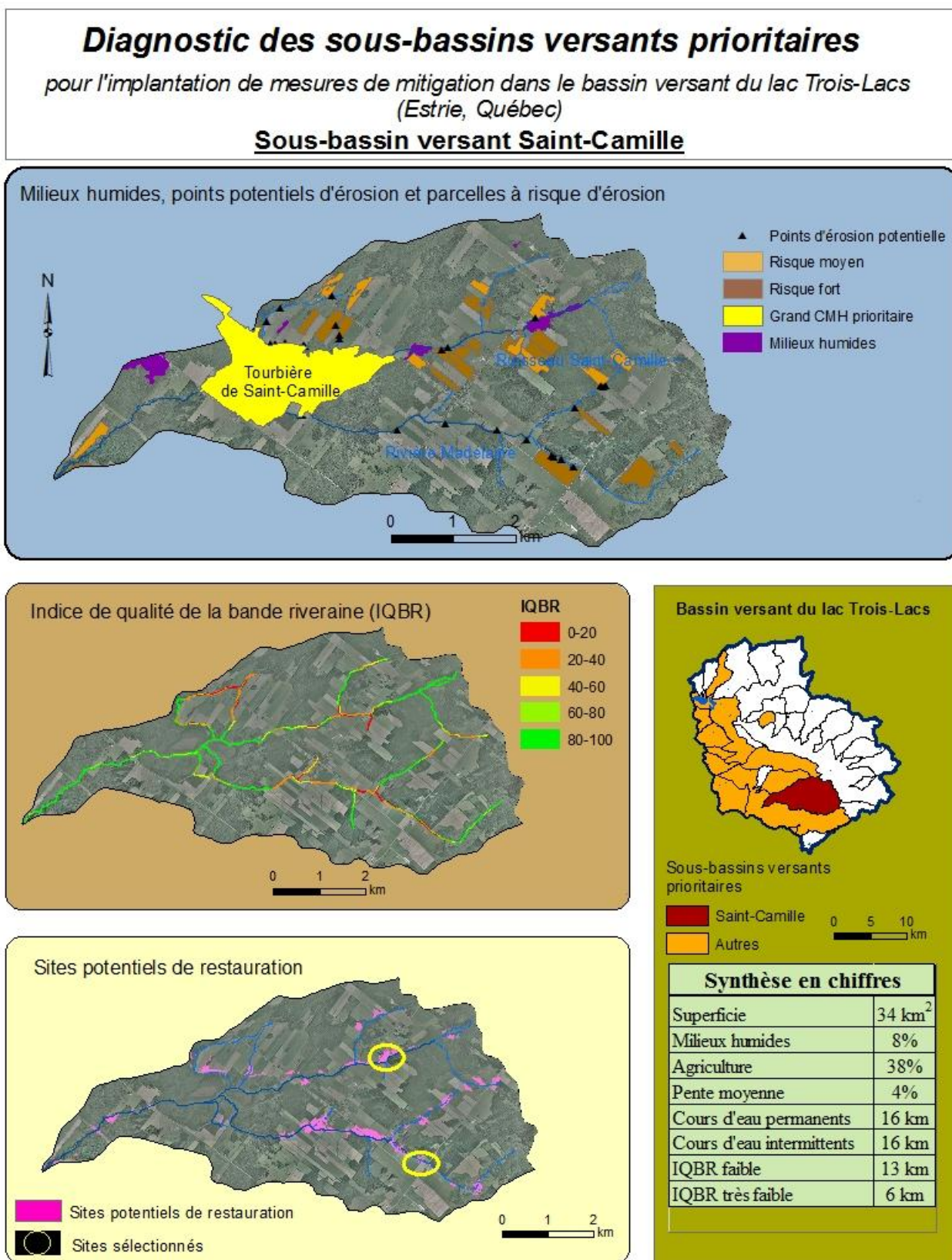


Figure 15. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Saint-Camille, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Le SBV Saint-Camille (figure 15) est sillonné par deux cours d'eau permanents: la Rivière Madelaine et le Ruisseau Saint-Camille. Ce dernier reçoit les eaux de la Rivière Madeleine en plein cœur du complexes de milieux humides prioritaire de la Tourbière de Saint-Camille. L'IQBR de ces cours d'eau est bon ou excellent à plusieurs endroits mais nombre de tronçons ont également une bande riveraine de qualité faible (13 km) ou très faible (6 km). Ce SBV occupe une superficie de 34 km² dont 8% sont des MH et 38% de l'agriculture. La pente moyenne y est de 4%, ce qui en fait un des SBV prioritaire ayant le relief moyen le plus plat. La quasi-totalité des MH que l'on y retrouve est attribuable à la Tourbière de Saint-Camille qui est presque exclusivement située à l'intérieur de ce SBV. Ce complexes de milieux humides prioritaire contient la plus grande tourbière ombrotrophe du territoire a l'étude. Les sites potentiels de restauration, pour leur part, sont peu nombreux et occupent une superficie moins importante. Il faut reconnaître que 8% de MH sont déjà présents et qu'il s'agit ainsi du SBV prioritaire qui en contient le plus. Pour ces raisons, un seul secteur y a été retenu. Les parcelles à risque d'érosion fort ou moyen y sont moins abondants qu'au sein d'autres SBV. Cela peut s'expliquer par la pente moyenne plus faible et le pourcentage d'agriculture intermédiaire qui caractérisent ce SBV. Les points d'érosion potentielle sont quant à eux bien présents, on en compte une vingtaine.

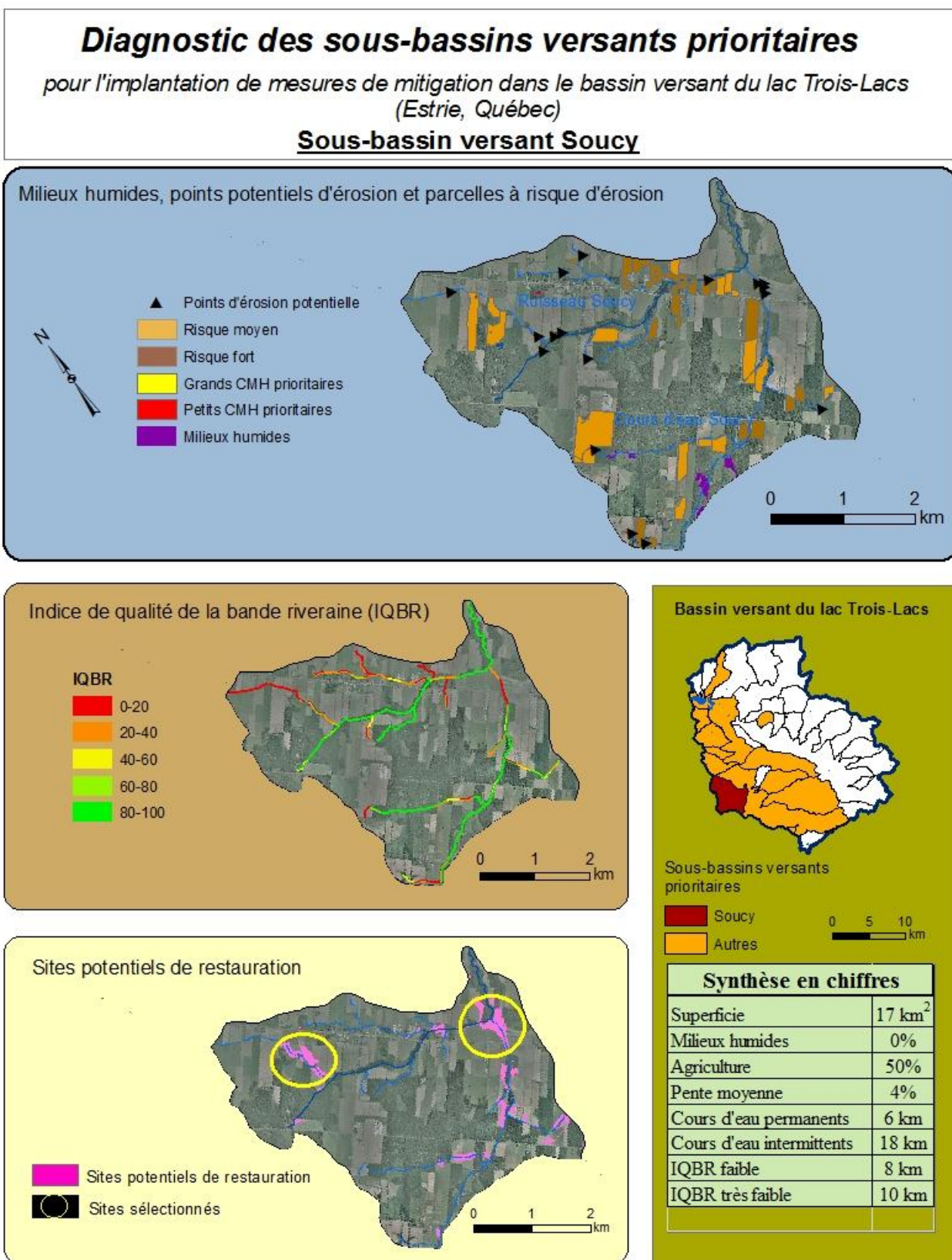


Figure 16. Fiche synthèse du diagnostic détaillé du sous-bassin versant prioritaire Soucy, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Le SBV Soucy (figure 16) occupe une superficie de 17 km² dont la moitié est dédiée à l'agriculture. Quoique l'on rencontre des MH dans ce SBV, ils sont assez peu nombreux et petits pour représenter moins de 1% du territoire. Le cours d'eau Soucy, un cours d'eau intermittent et le Ruisseau Soucy drainent ce territoire vers la Rivière Nicolet Sud-Ouest. Le SBV est caractérisé par une proportion élevée de cours d'eau intermittents, ces derniers sont 3 fois plus nombreux que les cours d'eau permanents. On retrouve, au niveau des bandes riveraines du SBV Soucy, les marques d'une agriculture très présente. En effet, près de 40% de la longueur totale de bandes riveraines sont de qualité faible ou très faible. La pente moyenne du SBV est de 4%, ce qui est inférieur à la moyenne retrouvée dans le BV. Certains endroits, de faible pente, sont d'ailleurs caractérisés comme ayant un potentiel intéressant pour la restauration de MH. C'est le cas du point de convergence entre le Cours d'eau Soucy et le Ruisseau Soucy. Cette zone occupe une superficie intéressante et se situe à un endroit stratégique en ce qui concerne le rôle épurateur des MH et semble donc un site intéressant. Un des tributaires du Ruisseau Soucy présente également un intérêt pour la restauration. Ces deux sites pourraient être l'objet de recherches plus détaillées. Plusieurs points d'érosion potentielle ont été repérés, de même que plusieurs parcelles à risque d'érosion moyen et fort.

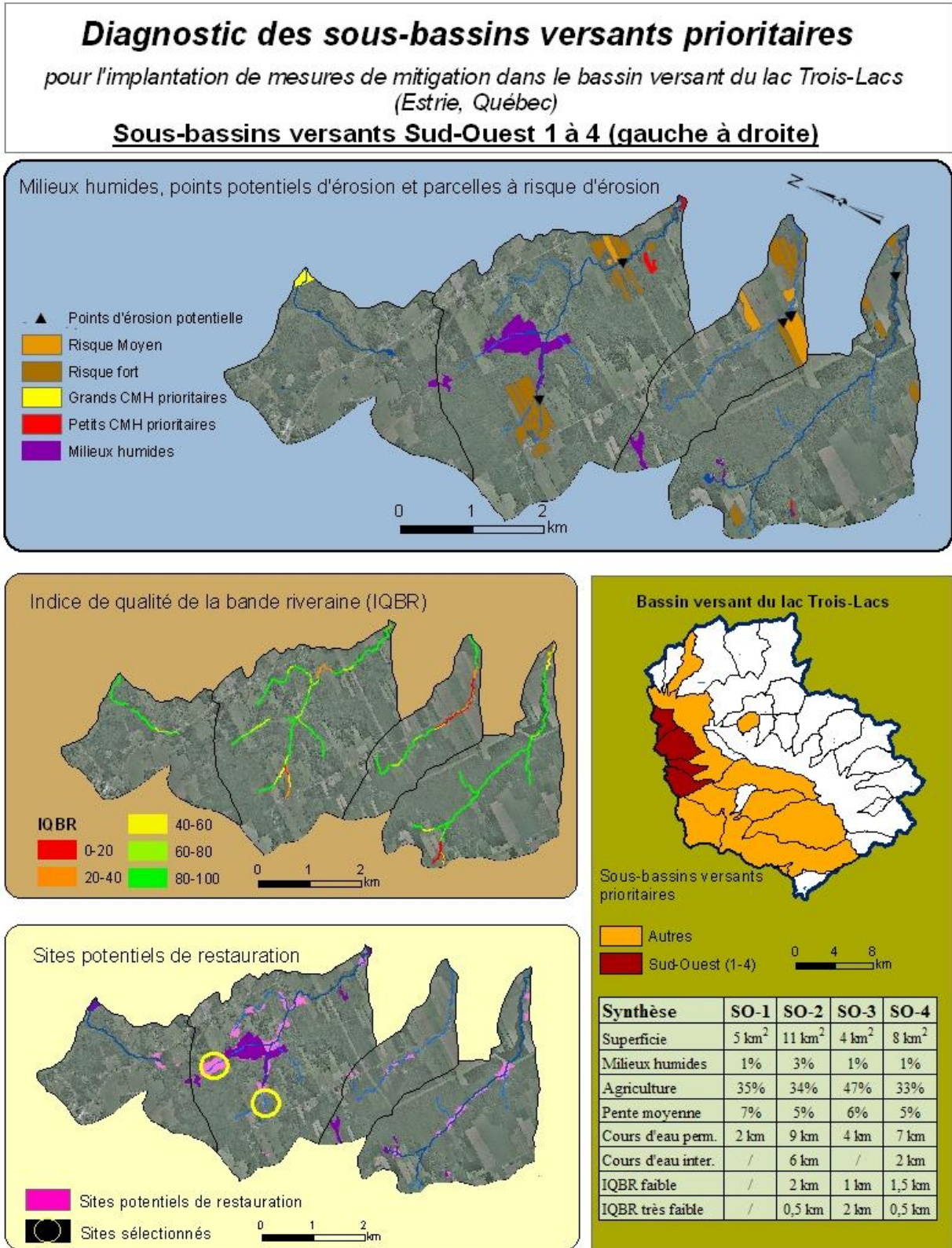


Figure 17. Fiche synthèse du diagnostic détaillé des sous-bassins versants prioritaires Sud-Ouest 1 à Sud-Ouest 4, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Sud-Ouest 1

Un seul cours d'eau est cartographié dans le SBV Sud-Ouest 1 (figure 17), il s'agit d'un cours d'eau permanent de 2 km de long qui coule majoritairement en milieu naturel. Cela transparaît dans la qualité des bandes riveraines qui bordent ce cours d'eau: elle varie de moyenne à excellente. Ce SBV a une superficie de 5 km², il est composé à 35% d'agriculture et à 1% de MH. Aucune parcelle à risque d'érosion et aucun point d'érosion potentielle n'y ont toutefois été notés malgré une pente moyenne de 7% pour l'ensemble du SBV.

Sud Ouest 2

Le SBV Sud-Ouest 2 (figure 17) compte 9 km de cours d'eau dont les deux tiers sont attribuables aux cours d'eau intermittents. Il s'agit d'un SBV de 11 km² qui comprend 34% d'agriculture et 4% de MH. Les bandes riveraines des cours d'eau qui y coulent sont majoritairement de bonne qualité. Toujours est-il qu'on y retrouve un peu plus de 2 km d'IQBR faible. Seulement deux tronçons sont caractérisés par une bande riveraine de très faible qualité. Ce SBV contient un petit complexe de milieux humides prioritaire au complet et une petite section d'un autre. Deux sites présentent un intérêt pour la restauration de MH. Un de ces sites potentiels de restauration est contigu à un MH déjà cartographié et l'autre se retrouve complètement en amont de l'un des cours d'eau. Les risques d'érosion perçus proviennent majoritairement de l'analyse des parcelles agricoles: plusieurs d'entre elles présentent un risque fort.

Sud-Ouest 3

Composé d'un seul cours d'eau, de nature intermittente (4km), le SBV Sud-Ouest 3 (figure 17) occupe une superficie de 4 km². On y retrouve 1% de MH et 47% d'agriculture. Le relief est quant à lui caractérisé par une pente moyenne de 6%. L'IQBR est faible sur 1 km de rive et très faible sur 2 km de rive. Vers l'aval du SBV, quelques parcelles ont été identifiées comme étant à risque d'érosion (2 à risque fort et 6 à risque moyen) et 3 points d'érosion potentielle ont été repérés.

Sud-Ouest 4

Le SBV Sud-Ouest 4 occupe une superficie de 8 km² sur laquelle on retrouve moins de 1% de MH. L'agriculture y est et quant à elle présente de l'ordre de 33%. La pente moyenne de ce SBV est de 5%. On y retrouve 7km de cours d'eau permanents et 2 km de cours d'eau intermittents. La bande

riveraine y est en grande majorité naturelle: on retrouve moins de 2km de bandes riveraines avec des indices faibles ou très faibles. Quelques petites parcelles y ont été identifiées comme étant à fort risque d'érosion. La modélisation hydrologique a permis d'identifier un unique point d'érosion potentielle. Finalement, on retrouve un petit complexe de milieux humides prioritaire dans le SBV Sud-Ouest 4.

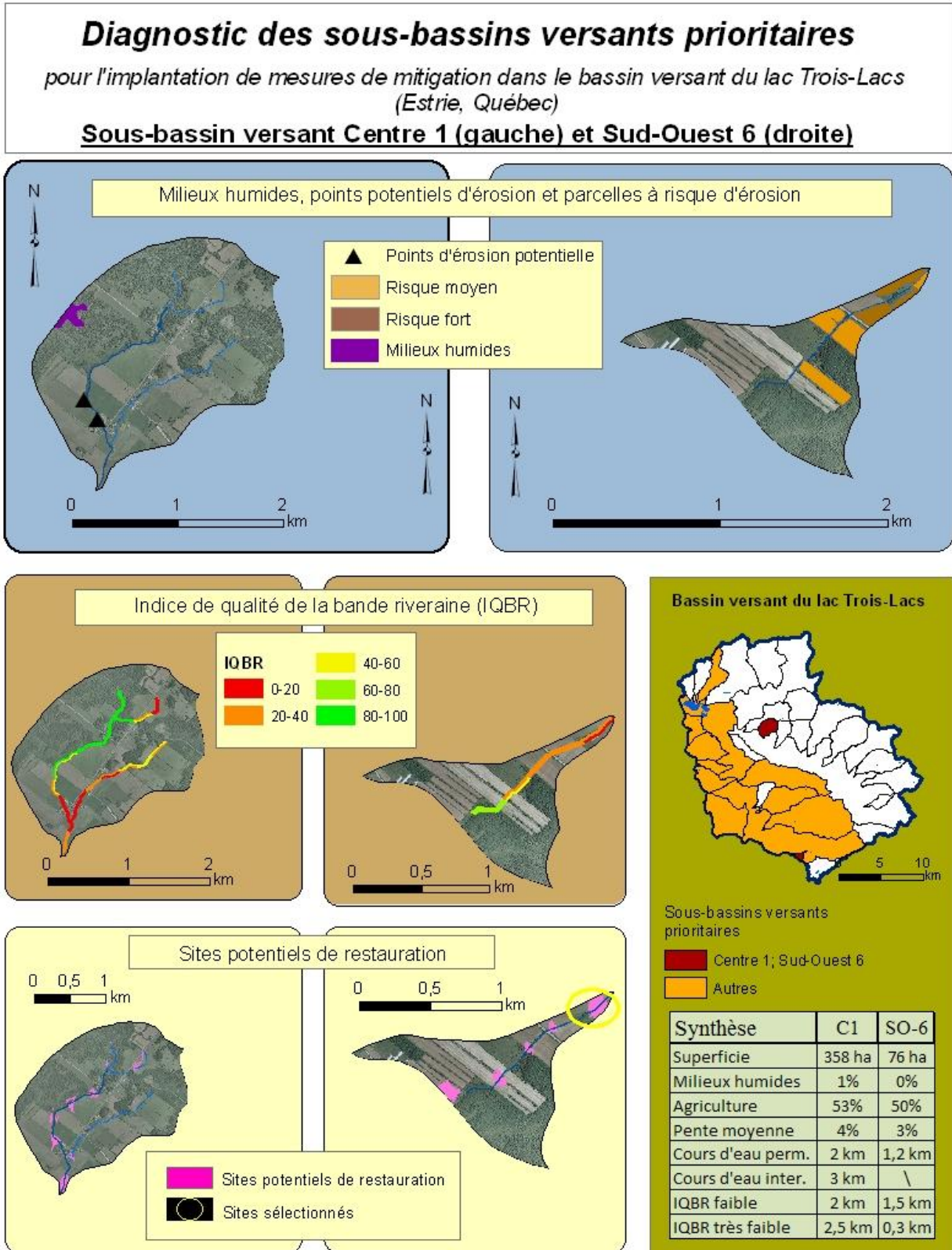


Figure 18. Fiche synthèse du diagnostic détaillé des sous-bassins versants prioritaires Sud-Ouest 1 à Sud-Ouest 4, bassin versant du lac Trois-Lacs (Estrie, Québec)

Centre 1

Le SBV Centre 1 (figure 18) a une superficie de 358 hectares. On y retrouve 5 km de cours d'eau dont 3km de cours d'eau intermittents. L'agriculture occupe plus de la moitié de ce territoire (53%), les milieux humides n'y représentent que 1%. La bande riveraine est à l'état naturel pour un peu plus de la moitié des tronçons, mais de nombreux tronçons ont un IQBR faible (2 km) ou très faible (2,5 km). Les sites potentiels de restauration sont de faibles superficies, aucun d'entre eux ne semble présenter un intérêt particulier mais les sites identifiés pourraient être intéressants pour l'instauration de pratiques de conservation à même les cours d'eau. Aucune parcelle agricole n'a été identifiée comme présentant un risque fort ou moyen dans le cadre de la présente analyse mais 2 points d'érosion potentielle ont été localisés.

Sud-Ouest 6

Le SBV Sud-Ouest 6 Figure (18) est le plus petit des SBV prioritaires, il n'occupe que 76 ha. L'agriculture occupe 50% du territoire alors que les MH en sont complètement absents. Un seul cours d'eau traverse ce SBV caractérisé par une pente de 3%. La bande riveraine y est presque entièrement de qualité faible ou très faible. Aucun point d'érosion potentielle n'a été trouvé mais différentes parcelles ont été caractérisées comme présentant des risques forts et des risques moyens d'érosion. Un site potentiel de restauration, situé complètement à l'aval du SBV semble un site intéressant pour la restauration.