

TABLE DES MATIÈRES

COMITÉ D'ÉVALUATION.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
AVANT-PROPOS	iv
RÉSUMÉ.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xi
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Problématique générale	3
1.2.1 Principaux facteurs qui influencent la qualité de l'eau.....	3
1.2.1.1 Les caractéristiques physiques des territoires.....	3
1.2.1.2 L'occupation des sols	4
1.2.2 L'écologie du paysage et la caractérisation de la structure de l'occupation des sols.....	9
1.3 Problématique spécifique.....	12
1.3.1 Indicateurs physico-chimiques de la qualité de l'eau	12
1.3.2 Indicateurs biologiques de la qualité de l'eau.....	14
1.3.3 Structure du paysage et qualité de l'eau : les relations établies.....	17
1.3.3.1 Facteur dominant : nature ou configuration spatiale?.....	17
1.3.4 Indices de paysage et indicateurs de qualité de l'eau	19
1.3.5 Influence de l'échelle et de la résolution spatiale	21
1.3.6 Bassin versant et corridor riverain	22
1.4 Objectifs de recherche	24
1.5 Méthodologie.....	25
1.5.1 Le territoire d'étude	25

1.5.2	Acquisition des données	27
1.5.2.1	Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)	27
1.5.2.2	Milieu physique	27
1.5.2.3	Nature et configuration spatiale de l'occupation des sols	29
1.5.2.4	Données sur les populations	32
1.5.3	Traitement des données	36
CHAPITRE II		
LANDSCAPE DIVERSITY AND FOREST EDGE DENSITY REGULATE STREAM WATER QUALITY IN AGRICULTURAL CATCHMENTS.....		39
2.1	Abstract.....	39
2.2	Introduction.....	40
2.3	Materials and methods.....	42
2.3.1	Water quality.....	42
2.3.2	Study area	44
2.3.3	Population data	45
2.3.4	Land cover	45
2.3.5	Landscape metrics.....	46
2.3.6	Physiographic and watershed size groups	47
2.3.7	Statistical analysis.....	48
2.4	Results	49
2.4.1	Water quality.....	49
2.4.2	Variation partitioning.....	50
2.4.3	Regression models	50
2.4.4	Catchment scale	52
2.4.5	Physiographic groups.....	52
2.5	Discussion.....	53
2.5.1	What is the relative influence of landscape configuration on stream water quality?.....	53
2.5.2	Which landscape metrics are best related to water quality?	54
2.5.3	Does the relationship between landscape configuration and water quality depend on catchment scale?.....	57

2.5.4	Does the relationship between landscape configuration and water quality vary between ecoregions?	58
2.5.5	What are the implications for management practices?	59
2.6	Conclusion	60
2.7	Aknowledgements	61
2.8	References.....	63
2.9	Annexe.....	67
CHAPITRE III		
CONCLUSION GÉNÉRALE		75
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		77

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Indices de structure du paysage retenus.....	32
2.1	Results of stepwise regression analyses.....	73
2.2	R ² values for the nine random forests produced and the values derived for the importance of explanatory variables in relation to the IDEC	74

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Éléments constitutifs d'un paysage (Burel et Baudry, 1999)	11
1.2	Localisation des stations IDEC et des unités de drainage correspondantes...	26
1.3	Carte des dépôts de surface pour le territoire à l'étude.....	28
1.4	Carte des classes de pentes pour le territoire à l'étude	29
1.5	Cartographie de l'occupation des sols pour le territoire à l'étude	31
1.6	Schéma méthodologie du calcul des données de population.....	34
1.7	Schéma des variables indépendantes mises en relation avec l'IDEC	35
1.8	Localisation des bassins versants en fonction des quatre groupes obtenus suite à un partitionnement <i>k-means</i> sur les variables du milieu physique	38
2.1	Location of the 590 study catchments and four physiographic groups	67
2.2	Distribution of IDEC values within the 590 catchments (a) and boxplots of IDEC values within each physiographic and size group (b)	68
2.3	Percentage of variation in IDEC data accounted for by the four sets of explanatory variables derived by multiple regression (590 catchments).....	69
2.4	Regression tree for the dependent variable IDEC.....	70
2.5	Relationships between land cover (forests and row crops) and landscape configuration metrics (diversity, contagion and forest edge density).....	71
2.6	Catchments exhibiting similar characteristics, but different forest edge densities and water quality.....	72

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BDTQ	Base de données topographiques du Québec
MAMOT	Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques
MRC	Municipalité régionale de comté
MRNE	Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte

Les ressources en eau du Québec sont importantes puisque 10 % du territoire en est recouvert et que la province possède 3 % de l'eau douce mondiale, dont 40 % se retrouve dans le bassin versant du St-Laurent (MDDEP, 2002). Or, cette partie du territoire est aussi la plus densément peuplée et donc la plus utilisée par les activités humaines. Ce faisant, c'est aussi sur cette partie du territoire que l'on retrouve les plus importantes marques de dégradation de la qualité de l'eau. Plus spécifiquement, les relevés de la qualité de l'eau dans le sud du Québec indiquent clairement que ce sont dans les bassins versants marqués par l'agriculture intensive que la dégradation de l'eau est la plus importante (Gangbazo *et al.*, 2005).

La gestion de l'eau figure d'ailleurs parmi les enjeux environnementaux de l'heure (Naiman, 1996). Elle représente également un enjeu économique, alors que près d'un milliard de dollars est investi sur une base annuelle afin de contrer la dégradation des cours d'eau (Bernhardt *et al.*, 2005). Les dispositions législatives à cet égard se sont multipliées au cours des dernières années. Le Clean Water Act de 1972 aux États-Unis visait à mettre en place des balises quant aux déversements de polluants dans l'eau afin de restaurer et maintenir l'intégrité chimique, physique et biologique des cours d'eau (EPA, 2012). Du côté de l'Union européenne, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000 portait principalement sur l'atteinte d'un bon état écologique et chimique des cours d'eau pour 2015 (Union européenne, 2000). Plus près de nous, la Politique nationale de l'eau du Québec de 2002 avait pour objectif principal la mise en place d'une gestion intégrée de la ressource en eau afin d'assurer la protection des écosystèmes aquatiques (MDDEP, 2002).

Parallèlement aux cadres législatifs et politiques développés pour la gestion intégrée de l'eau, un certain nombre d'actions ont été entreprises sur le terrain. Ainsi, au Québec, les municipalités ont pu se doter de systèmes de traitement des eaux usées, notamment grâce au Programme d'assainissement des eaux du Québec (MDDELCC, 2000). En milieu agricole, plusieurs projets ont été mis en place afin de favoriser l'adoption de pratiques agroenvironnementales par les agriculteurs, par exemple le programme Prime-Vert (MAPAQ, 2013). Celles-ci visent à limiter l'érosion, favoriser l'infiltration plutôt que le ruissellement, diminuer l'utilisation des pesticides, etc. Toutefois, ces actions ont souvent une portée ponctuelle dans l'espace et ne constituent pas, à elles seules, un plan intégré pour un bassin versant qui doit être réhabilité. Autrement dit, si l'on sait aujourd'hui comment agir ponctuellement pour limiter la pollution des eaux de surface, les connaissances pour agir à un niveau plus global et donc avec une vue d'ensemble et non plus selon les seules opportunités locales, semblent être plus limitées. Alors que la gestion intégrée de l'eau par bassin versant constitue un des axes majeurs de la Politique nationale de l'eau, de telles connaissances sont essentielles.

Dans plusieurs pays occidentaux, des outils législatifs d'aménagement du territoire (p. ex. règlement de zonage) permettent aujourd'hui d'orienter l'organisation spatiale de l'occupation des sols sur un territoire donné. Au Québec, ces orientations peuvent être incluses dans les schémas d'aménagement et de développement (SAD) des MRC ou encore dans les plans d'urbanisme des municipalités. Dès lors, serait-il pertinent d'agir sur l'organisation spatiale de l'occupation des sols pour améliorer et/ou limiter la dégradation de la qualité de l'eau? En se penchant sur la manière dont l'organisation spatiale de l'occupation des sols influence la qualité des eaux de surface dans les bassins versants du sud du Québec, c'est précisément à cette question que ce projet de recherche entend contribuer. Afin de préciser les objectifs spécifiques de ce projet, les sections suivantes font successivement état des connaissances actuelles sur les facteurs qui influencent la qualité de l'eau, les principaux indicateurs de qualité de l'eau et les liens établis entre ces derniers et la structure du paysage.

1.2 Problématique générale

1.2.1 Principaux facteurs qui influencent la qualité de l'eau

Nombreuses sont les recherches qui se sont intéressées à identifier les différents facteurs susceptibles d'avoir une influence sur la qualité de l'eau des rivières à l'échelle des bassins versants. Ces facteurs peuvent être regroupés selon deux grandes catégories. On retrouve premièrement les facteurs liés aux caractéristiques physiques du bassin versant (facteurs permanents) puis ceux associés aux différentes occupations des sols sur le territoire (facteurs non permanents).

1.2.1.1 *Les caractéristiques physiques des territoires*

Plusieurs études se sont intéressées aux liens entre la ressource en eau et les caractéristiques du milieu physique. La géologie constitue une de celles-ci, alors qu'elle influence à la fois la qualité de l'eau (p. ex. Newton *et al.*, 1987; Gardner *et al.*, 2011) et l'écoulement (p. ex. Onda *et al.*, 2001; Freer, 2002; Nippgen *et al.*, 2011). C'est notamment le cas au Québec où trois grandes unités géologiques sont présentes. Alors que les roches précambriennes du Bouclier canadien (p. ex. granite, gneiss) sont associées à des eaux de surface légèrement acides, le pH des cours d'eau s'écoulant sur les basses-terres du Saint-Laurent et des Appalaches sera davantage alcalin (Painchaud, 1997). La conductivité est également plus élevée dans ces deux régions en raison de la présence de minéraux dissous provenant des roches sédimentaires et des dépôts argileux. D'autres études ont également démontré l'influence de la topographie et de la pédologie sur la qualité de l'eau (p. ex. D'Arcy et Carignan, 1997).

Les caractéristiques climatiques, et notamment la température et les précipitations, figurent également parmi les facteurs pouvant influencer la qualité de l'eau. Cette réalité est particulièrement importante à considérer au Québec. Au printemps, la fonte des neiges entraîne des crues importantes ayant un impact majeur sur le transport de polluants. Une étude sur la rivière Beaurivage a d'ailleurs démontré que 65 % de la charge sédimentaire est exportée pendant cette période de l'année (Quilbé *et al.*, 2006).

Pour sa part, la température influence notamment la concentration en oxygène dissous et l'activité microbienne (p. ex. dénitrification).

Ces facteurs naturels ne peuvent pas être contrôlés afin de modifier leur impact sur la qualité de l'eau. Ce n'est pas le cas, par contre, de l'occupation des sols. Or, l'influence de l'occupation des sols sur la qualité de l'eau a fait l'objet de plusieurs études. Celles-ci ont permis de montrer que la nature de l'occupation (p. ex. agricole, forestière) peut avoir un impact important sur la qualité de l'eau, que celui-ci soit positif ou négatif (p. ex. Wang *et al.*, 1997; Lammert et Allan, 1999; Uriarte *et al.*, 2011). Les rôles des milieux agricole, urbain, forestier et humide ont particulièrement été étudiés.

1.2.1.2 L'occupation des sols

La littérature regorge d'études s'intéressant à la relation entre le milieu agricole et la qualité de l'eau, y compris au Québec (p. ex. Osborne et Wiley, 1988; Tong et Chen, 2002; Gangbazo *et al.*, 2005). Les changements agricoles survenus au cours des dernières décennies, caractérisés par l'intensification et la spécialisation des pratiques agricoles, ont été largement reconnus pour avoir contribué à la dégradation de la qualité de l'eau (p. ex. McDowell *et al.*, 2002). L'impact du milieu agricole sur la qualité de l'eau n'est pas relié qu'aux superficies cultivées. Les types de culture, les pratiques culturales et la fertilisation sont autant de pratiques susceptibles d'influencer significativement la qualité de l'eau. Ces facteurs détermineront les charges de sédiments et de nutriments qui seront potentiellement exportées vers les cours d'eau. Des charges trop importantes peuvent accélérer l'eutrophisation des cours d'eau (p. ex. Lapp *et al.*, 1998). Le milieu agricole est d'ailleurs régulièrement cité comme étant le milieu contribuant le plus aux charges en nutriments des cours d'eau. À titre d'exemple, selon Hegman *et al.* (1999), qui ont mené une étude dans la baie Missisquoi, 80 % de l'apport en phosphore diffus au cours d'eau proviendrait du ruissellement du milieu agricole.

Au Québec, Gangbazo *et al.* (2005) ont étudié la capacité de support maximal d'un bassin versant en activités agricoles afin de respecter les normes de concentration en phosphore. Cette capacité fait référence aux charges maximales de phosphore de sources agricoles que peut contenir un bassin versant tout en respectant les critères établis par le gouvernement et est calculée en additionnant les cultures à grands interlignes et à interligne étroit. Les auteurs concluent que la capacité de support est respectée lorsque les bassins versants ont moins de 5 % de surfaces en cultures à grands interlignes (maïs, soya) et à interlignes étroits (autres céréales). Alors que certaines rivières ont des superficies en cultures largement au-dessus de la capacité exprimée (p. ex. rivière Boyer (26,3 %), rivière Yamaska (34,2 %), rivière Richelieu (51,4 %)), certaines seraient encore sous le seuil (p. ex. rivière Batiscau (2,15 %)). De plus, les auteurs stipulent que certains bassins versants, régulièrement cités comme étant agricoles, possèdent des valeurs de contribution des sources diffuses à la charge annuelle en phosphore plus faibles que la moyenne. Ils avancent l'hypothèse que cela pourrait être explicable par la localisation géographique de celles-ci à l'intérieur du bassin versant.

De leur côté, Wang *et al.* (1997) ont étudié 134 stations situées dans 103 cours d'eau du Wisconsin. Leurs résultats montrent que lorsque plus de 50 % du territoire est en milieu agricole, la qualité de l'habitat, déterminée selon 28 variables (p. ex. morphologie du cours d'eau, substrat, couvert végétal pour les poissons), et l'intégrité biologique des cours d'eau sont particulièrement affectées. Lavoie *et al.* (2014) ont également démontré qu'il existe une relation entre les valeurs de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC, indice biologique basé sur les algues) et les milieux agricoles. Globalement, plus ces milieux sont présents sur le bassin versant, plus on y associe de faibles valeurs de l'IDEC, ce qui correspond à une dégradation générale de la qualité de l'eau des rivières.

Au niveau des cultures, celles dites à grands interlignes (p. ex. maïs, soya) sont considérées comme ayant un impact négatif significatif sur la qualité de l'eau nettement plus important que les autres cultures (p. ex. blé, orge, avoine) et les plantes fourragères. Ceci s'explique par les besoins en fertilisation plus importants et le plus grand

ruissellement associé à ces cultures en raison des grands interlignes qui laissent davantage de sol à nu.

En ce qui concerne les pratiques culturales, le fait de laisser des résidus de cultures au sol permet de ralentir le ruissellement et ainsi réduire l'apport en nutriments et sédiments (érosion) au cours d'eau. Ce processus est particulièrement efficace lors de la fonte des neiges au printemps et lors d'épisodes de pluies. Des expérimentations réalisées au Canada ont permis de démontrer qu'une portion aussi faible que 15 % de résidus laissés au sol permet de réduire l'érosion au sol de 75 % (Ketcheson et Stonehouse, 1983; Arsenault et Bonn, 2005; Rousseau Beaumier, 2012). Le travail réduit des sols, en comparaison au labour conventionnel, représente une pratique permettant de réduire l'impact agricole sur la qualité de l'eau. À titre d'exemple, l'utilisation d'un vibroculteur laissera 75 % de résidus au sol dans un champ de maïs, comparativement à 6 % pour un labour conventionnel. Mieux encore, l'utilisation du semis direct (aucune préparation du lit de semences nécessaire) permet de conserver 80 % des résidus dans les champs (Rousseau Beaumier, 2012).

La gestion des intrants agricoles (fertilisants) figure également parmi les mesures permettant de diminuer l'impact du milieu agricole sur la qualité de l'eau. À titre de fertilisants, on compte principalement ceux d'origine minérale et ceux d'origine organique (p. ex. fumier), ces derniers ayant été particulièrement valorisés au cours des dernières années. En contrôlant les distances, les périodes et les méthodes d'épandage et d'entreposage en périphérie des cours d'eau, les règlements mis en place permettent de réduire l'apport en nutriments au cours d'eau en favorisant une fertilisation équilibrée pour chacune des entreprises agricoles. Au Québec, c'est le Règlement sur les exploitations agricoles (REA, chapitre Q-2, r. 26) qui gère la pollution diffuse en milieu agricole, via notamment le Plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF). Ce dernier vise à réduire la surfertilisation en établissant un plan de gestion des intrants pour chaque exploitant agricole.

Les milieux urbain et industriel représentent davantage des sources de pollution ponctuelle, comparativement au milieu agricole où il est plutôt question de pollution diffuse. L'impact du milieu industriel se traduit principalement par le rejet de polluants dans le cours d'eau, soit directement ou encore par le ruissellement de surface. Pour ce qui est du milieu urbain, les plus importantes sources de pollution sont associées aux effluents des usines de filtration, qui ne traitent que partiellement les eaux usées, et aux débordements d'égouts via les ouvrages de surverse en période de fonte des neiges et de fortes précipitations. Il faut ajouter à cela l'importance des surfaces imperméables en milieu urbain (p. ex. Brabec *et al.*, 2002). Celles-ci sont reconnues pour favoriser le ruissellement des sédiments et des polluants (p. ex. engrais de pelouse, huiles, métaux lourds) plutôt que leur infiltration. Le milieu urbain a donc le plus souvent un impact négatif sur les concentrations en polluants, particulièrement lors du ruissellement suivant la fonte des neiges ou de forts épisodes de pluie. Cela entraîne également une augmentation des pics de ruissellement, c'est-à-dire que l'eau de pluie est évacuée beaucoup plus rapidement que s'il y avait infiltration (Leopold, 1968; Gilbert et Clausen, 2006). Wang *et al.* (1997) ont conclu à une forte relation négative entre une utilisation urbaine du sol et l'intégrité biologique et la qualité de l'habitat des cours d'eau. Un bassin versant avec plus de 20 % de milieu urbain avait systématiquement une valeur d'Indice d'intégrité biologique (IIB) inférieur à 30, donc associé aux catégories mauvaise et très mauvaise. Roy *et al.* (2003) concluent quant à eux à une dégradation de la qualité de l'eau pour un bassin versant avec plus de 15 % de milieu urbain, en plus d'une modification des communautés de macroinvertébrés (espèces moins tolérantes et plus faible diversité).

Le milieu forestier est quant à lui associé à des impacts positifs sur la qualité de l'eau dans le cas où les activités d'exploitation forestière sont réduites. Lenat et Crawford (1994) ont étudié trois bassins versants présentant les mêmes caractéristiques (p. ex. géologie, sols, taille) à l'exception de l'occupation des sols soit, un bassin versant à dominance forestière, un bassin versant agricole avec peu de pratiques de gestion bénéfiques pour la qualité de l'eau et un bassin versant à dominance urbaine. Les résultats ont montré peu de changements au niveau des valeurs de température, de

pH et des métaux, alors que les valeurs de solides totaux dissous et de conductivité étaient significativement plus élevées avec une utilisation urbaine du sol, ce qui n'était pas le cas dans le bassin versant forestier. Les différences les plus importantes ont été observées pour les valeurs de concentrations en nutriments. Celles-ci étaient systématiquement plus élevées avec un milieu agricole et plus faible en milieu forestier. Les sédiments en suspension étaient également plus nombreux dans le bassin versant urbain, puis agricole et finalement moindres dans le forestier. Au niveau biotique, le bassin versant forestier a obtenu les meilleurs résultats de qualité de l'eau pour la richesse taxonomique des invertébrés, la présence d'espèces uniques et la structure des communautés de poissons. Plusieurs autres études en sont arrivées aux mêmes conclusions (p. ex. Wang *et al.*, 1997; Tong et Chen, 2002; Neary, 2012). Ces situations sont principalement explicables par l'utilisation des nutriments par la végétation forestière, par la plus grande infiltration de l'eau dans ce type de milieu qui assure le stockage des sédiments en suspension ainsi que par l'absence de fertilisation et de pesticides.

Bien que le rôle des milieux humides sur la qualité de l'eau des rivières reste encore à être mieux compris, ceux-ci sont généralement considérés comme des milieux épurateurs qui permettent d'améliorer la qualité de l'eau. Leur influence dépendra d'une multitude de caractéristiques comme le type de végétation, la profondeur, le temps de résidence de l'eau, le type de sol, la grandeur du milieu ou encore les variables climatiques (Reed *et al.*, 1995; Kadlec et Knight, 1996; Bachand et Horne, 1999; Kuusemets et Mander, 1999; Romero *et al.*, 1999; Moreno *et al.*, 2007; Moreno-Mateos *et al.*, 2008). Outre leurs nombreuses autres fonctions (p. ex. productivité, rétention des crues), les zones humides assurent une fonction hydrologique primordiale. Lorsque celles-ci sont traversées par le ruissellement de surface, elles retiennent les particules en suspensions (stockage) ainsi que certains métaux lourds et nutriments en suspension ou dissous. Ils sont particulièrement efficaces pour transformer l'azote, nutriment essentiel à la croissance des végétaux, mais pouvant mener à l'eutrophisation s'il se retrouve en trop grande quantité dans les cours d'eau. En raison des bactéries spécifiques et de la saturation en eau des sols dans ces zones (conditions anaérobiques),

les milieux humides permettent la dénitrification, soit la modification des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-) puis en azote atmosphérique (N_2) (Knowles, 1982). C'est pour cette raison que les milieux humides jouent un rôle important dans le contrôle et l'amélioration de l'eau de ruissellement, particulièrement dans les milieux agricoles qui sont enrichis d'azote par les fertilisants (Mitsch et Gosselink, 2000b; Moreno-Mateos *et al.*, 2008). Pour certains, les milieux humides représentent un attribut de taille à utiliser avantageusement afin de rencontrer les normes fixées par les différentes politiques relatives à la qualité de l'eau en raison de sa capacité à diminuer la charge en nutriments contenus dans l'eau de surface (Fisher et Acreman, 2004). Toutefois, pour que ces fonctions soient assurées, les milieux humides doivent être traversés par les eaux de surface polluées. C'est donc dire que les milieux humides situés en tête d'un bassin versant, où l'eau n'a pas encore subi de dégradations, ne peuvent assurer ces fonctions et représentent donc un intérêt moindre dans une perspective de restauration de la qualité de l'eau.

La littérature citée précédemment permet de mieux cerner les principaux facteurs reliés à l'occupation du sol qui influencent la qualité de l'eau. Il semble clair que certaines occupations ont un impact significatif sur celle-ci, que ce soit positif (milieux forestier et humide) ou négatif (milieux agricole et urbain). Ces influences s'ajoutent au rôle que le milieu physique exerce en déterminant certaines caractéristiques de l'eau. De plus, il faut considérer que ces facteurs ne jouent pas qu'un rôle individuel sur la qualité de l'eau, mais qu'il existe une interaction entre eux qui peut en multiplier les effets (Cooper *et al.*, 2007). Toutefois, ce portrait de la littérature ne porte que sur la nature de l'occupation du sol, sans tenir compte de son organisation spatiale, par exemple sa forme, sa taille, etc. C'est l'écologie du paysage qui nous permet d'intégrer cette préoccupation.

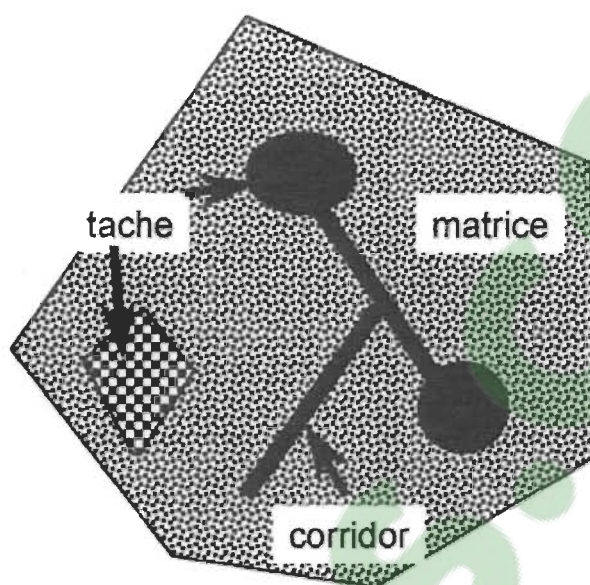
1.2.2 L'écologie du paysage et la caractérisation de la structure de l'occupation des sols

L'écologie du paysage constitue un champ de recherche qui a développé des concepts et des outils pour caractériser l'organisation spatiale de l'occupation des sols et

des paysages. Ce champ de recherche, au croisement de la géographie et de l'écologie, pourrait bien offrir une approche novatrice dans la gestion de l'eau (Burel et Baudry, 1999).

Bien que l'on reconnaisse que plusieurs courants contribuent aux recherches en écologie du paysage (Domon et Leduc, 1995), nous nous limiterons ici à la présentation de quelques concepts clés développés par le courant écologique qui a montré sa pertinence en matière de gestion de l'eau (Burel et Baudry, 1999). À travers ce courant, l'écologie du paysage s'intéresse à l'influence de l'hétérogénéité spatiale des paysages sur les processus écologiques (p. ex. dispersion des espèces) et les flux géochimiques (p. ex. transport des nutriments par le ruissellement) (Burel et Baudry, 1999). Le paysage y est considéré comme une « portion de territoire hétérogène composée d'ensembles d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace » (Forman et Godron, 1986). Il constitue donc avant tout une échelle d'analyse des écosystèmes situés entre l'écosystème local et la région (Burel et Baudry, 1999) et peut être défini selon trois composantes : son hétérogénéité spatiale et temporelle, ses activités humaines et son environnement.

Le modèle matrice-tache-corridor (Figure 1.1) de Forman et Godron (1981) est le plus utilisé pour analyser les paysages. Il permet d'en distinguer les divers éléments constitutifs. Selon ce modèle, le paysage possède une matrice qui constitue l'élément dominant (p. ex. matrice forestière). Au sein de cette matrice, on retrouve des îlots ou taches (*patches*), soit des surfaces non linéaires dont la nature diffère de l'environnement adjacent (p. ex. champ). Finalement, les corridors sont les éléments linéaires de nature différente des éléments adjacents (p. ex. route) (Forman, 1995). Le regroupement des îlots du paysage forme une mosaïque alors que l'ensemble des corridors constitue un réseau. Les éléments constitutifs du paysage sont identifiés par l'œil humain et ce modèle assume que les éléments sont stables à moyen terme.



Les éléments de base d'une structure paysagère

Figure 1.1 Éléments constitutifs d'un paysage (Burel et Baudry, 1999).

Il existe deux aspects des paysages qui intéressent plus spécifiquement le courant écologique de l'écologie du paysage. Premièrement, la connectivité spatiale, c'est-à-dire le fait que plusieurs îlots soient connectés entre eux par un corridor ou plusieurs îlots rapprochés. Puis, la fragmentation, c'est-à-dire la diminution de la surface d'un habitat et son éclatement en fragments (Burel et Baudry, 1999). Ces deux aspects sont d'ailleurs susceptibles de jouer un rôle sur les processus écologiques et les flux géochimiques. Parmi ces flux, on note le ruissellement, phénomène par lequel les eaux de surface sont acheminées vers le cours d'eau en apportant avec elles l'ensemble des sédiments, nutriments et polluants rencontrés, ce qui en modifie ses principales caractéristiques. Cela se reflètera par la suite au niveau du cours d'eau.

Afin de pouvoir quantifier l'organisation spatiale des territoires, des indices de paysage (*landscape metrics*) ont été développés. Ils peuvent être calculés à trois niveaux : celui des îlots, celui des classes d'îlots (ensemble des îlots de même nature (p. ex. forestier)) et finalement au niveau du paysage en entier (p. ex. bassin versant) (McGarigal et Marks, 1995). Ils permettent de définir la structure du paysage

selon deux aspects. Premièrement, la composition du paysage, c'est-à-dire la variété et l'abondance des types d'îlots dans le paysage sans égard à leur agencement spatial (p. ex. nombre d'îlots, pourcentage d'une classe d'occupation des sols). Le deuxième aspect réfère à la configuration des éléments du paysage, c'est-à-dire à la manière dont ils sont disposés dans l'espace (p. ex. forme des îlots, taille des îlots, densité des îlots, distance euclidienne moyenne entre les îlots) (Botequilha Leitaó *et al.*, 2006). Ces indices s'avèrent particulièrement utiles pour déterminer les caractéristiques des paysages discutés plus haut, comme l'hétérogénéité (Buyantuyev et Wu, 2007; Šímová et Gdulová, 2012), la connectivité (Kelly *et al.*, 2011; Šímová et Gdulová, 2012) ou encore la fragmentation (Rutledge, 2003; Šímová et Gdulová, 2012). Donc, la structure du paysage se définit à la fois par la composition (nature) de l'occupation des sols et par la configuration spatiale.

1.3 Problématique spécifique

Force est de constater que les études qui analysent l'influence de la structure du paysage sur la qualité de l'eau demeurent encore peu nombreuses. Le bilan de celles-ci permet de faire état des principaux débats et enjeux que soulève l'analyse de la structure du paysage sur la qualité de l'eau. Le premier élément consiste à déterminer de quelle façon la qualité de l'eau des rivières peut être évaluée afin de choisir l'indicateur présentant les meilleurs avantages pour l'étude.

1.3.1 Indicateurs physico-chimiques de la qualité de l'eau

On reconnaît deux types d'indicateurs de qualité de l'eau, à savoir les indicateurs physico-chimiques et les indicateurs biologiques. Les indicateurs physico-chimiques regroupent l'ensemble des variables physiques et chimiques permettant de caractériser l'eau. Il s'agit d'indices largement utilisés pour évaluer la qualité de l'eau (p. ex. Gergel *et al.*, 2002). Les variables les plus communes sont le phosphore, l'azote, la conductivité, le pH, la turbidité, les matières en suspension, la température, l'alcalinité, la chlorophylle *a*, etc. Les valeurs obtenues pour les variables d'un échantillon d'eau

sont alors comparées à des seuils établis pour différents usages (p. ex. eau potable, baignade) afin de déterminer la qualité de l'eau. Une difficulté rencontrée par l'utilisation des variables physico-chimiques est reliée au fait que les valeurs obtenues représentent une mesure ponctuelle et instantanée qui ne permet pas d'obtenir une vision globale et intégratrice des perturbations subies par le milieu aquatique. Les valeurs pourraient être influencées par une pollution ponctuelle qui pourrait fausser les analyses, ou encore une pollution intermittente pourrait ne pas être mesurée, mais tout de même influencer l'écosystème. Pour que les valeurs utilisées soient représentatives de la variabilité temporelle de la physico-chimie, plusieurs échantillons doivent être prélevés au cours d'une année. Cattaneo et Prairie (1995) ont évalué qu'entre 1 et 12 (généralement 8) échantillons d'eau étaient nécessaires afin d'établir, avec une erreur de moins de 20 %, des moyennes représentatives des variables physico-chimiques. Cette considération est d'autant plus importante au Québec compte tenu du régime hydrologique particulier lié à la fonte printanière (forte crue).

À partir de ces variables physico-chimiques, des indices multi-paramètres ont été développés afin de permettre une évaluation globale de la qualité de l'eau des rivières. Au Québec, l'Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP), qui peut varier de 0 (très mauvaise qualité) à 100 (bonne qualité), se base sur des valeurs de paramètres physico-chimiques et bactériologiques qui sont comparées individuellement à des valeurs sur des courbes d'appréciation, puis additionnées afin d'en arriver à un indice final. L'indice prend en considération les valeurs pour les coliformes fécaux, le phosphore total, l'azote ammoniacal, l'oxygène dissous, les matières en suspension, le pH, la turbidité, la demande biochimique en oxygène (DBO_5), les nitrites et les nitrates et la chlorophylle *a* totale (Hébert, 1996). Au Canada, un indice fut développé par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), le Water Quality Index (WQI). La particularité de cet indice repose sur le fait qu'il se calcule selon trois facteurs : la proportion de paramètres dépassant au moins une fois un critère déterminé de qualité de l'eau, la fréquence de ces dépassements ainsi que leur amplitude (CCME, 2001). Cet indice ne fixe donc pas de variables à utiliser, ce qui le rend plus flexible d'utilisation.

Bien que ces indices permettent une appréciation plus globale de la qualité de l'eau, ceux-ci doivent tout de même être établis à plusieurs reprises au cours d'une année afin d'intégrer la grande variabilité des variables qu'il comprend.

1.3.2 Indicateurs biologiques de la qualité de l'eau

En parallèle aux indicateurs physico-chimiques, des indicateurs dits biologiques (basés sur les organismes vivants) ont été développés. Ces bioindicateurs peuvent être, entre autres, des algues, des invertébrés ou encore des poissons. Ils sont utilisés pour mesurer la qualité de l'eau en raison de leur capacité à refléter et intégrer les changements qui surviennent à travers le temps dans un bassin versant (Gergel *et al.*, 2002). Au Québec, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC) utilise principalement trois indices biologiques pour évaluer la qualité de l'eau : l'Indice biologique global (IBG), basé sur les macro-invertébrés benthiques, l'Indice d'intégrité biotique (IIB) basé sur les communautés de poissons et l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC) basé sur les communautés d'algues benthiques (diatomées).

Les algues, les invertébrés et les poissons répondent aux changements environnementaux à différentes échelles temporelles et spatiales en raison de leur cycle de vie, leur physiologie et leur mobilité. Triest *et al.* (2001) ont comparé les résultats d'un biosuivi effectué à partir des diatomées et des invertébrés sur des cours d'eau qui reçoivent différents types de pollution (agricoles, urbains et industriels). Ils en conclurent que les producteurs primaires, telles les diatomées, étaient plus aptes à détecter l'enrichissement en nutriments, la distribution des diatomées étant principalement expliquée par le phosphore. Les invertébrés intégraient mieux les conditions générales du cours d'eau, leur distribution étant surtout corrélée avec l'oxygène dissous. Dans les rivières du Québec, Boissonneault (2006) démontra également que les invertébrés benthiques sont plus influencés par les perturbations de l'habitat, alors que les diatomées sont plus influencées par les perturbations concernant la physico-chimie de l'eau.

Les bioindicateurs seraient ainsi complémentaires. Les diatomées sont sensibles à des enrichissements en nutriments et à des variations de conductivité, alors que les invertébrés benthiques sont sensibles aux caractéristiques physiques et aux déficits en oxygène. Les communautés de diatomées sont peu influencées par les caractéristiques physiques du cours d'eau, alors que les invertébrés benthiques sont de bons indicateurs de la qualité de l'habitat. De plus, les indices diatomées sont plus sensibles que les indices basés sur les invertébrés benthiques dans les gammes de pollution moyenne à faible (Berryman et Richard, 1992).

Les diatomées forment des communautés diversifiées qui colonisent tous les environnements où il y a présence d'eau (mers, rivières, ruisseaux, lacs, etc.). Chaque communauté est adaptée à des conditions spécifiques de salinité, de pH et d'oxygène et à des concentrations spécifiques de matières organiques et de nutriments. La structure d'une communauté de diatomées, c'est-à-dire l'abondance relative de chacune des espèces présentes, fournit ainsi une indication assez précise sur les conditions environnementales prévalant dans une rivière. Une communauté de diatomées intègre l'ensemble des variations physico-chimiques que subit un milieu aquatique sur une période de quelques semaines. Ainsi, en échantillonnant une rivière et en analysant la structure de sa communauté de diatomées, on peut déterminer les conditions environnementales propres à cet écosystème. Étant de bons indicateurs environnementaux, les diatomées sont utilisées dans le cadre de programme de suivi des milieux aquatiques dans de nombreux pays. En raison de leur sensibilité aux nutriments (surtout le phosphore et l'azote) et à la matière organique, les diatomées sont, en particulier, de bons indicateurs du niveau d'eutrophisation des cours d'eau.

Au Québec, l'Indice de Diatomées de l'Est du Canada (IDEC), développé depuis 2002 à l'UQTR, permet de déterminer l'état trophique d'un cours d'eau en fonction des communautés de diatomées présentes (Lavoie *et al.*, 2006). L'IDEC a déjà été utilisé pour effectuer le suivi de plus de 600 tronçons de rivières au Québec. Il est utilisé en routine par le MDDELCC, depuis 2008, pour effectuer le suivi de 80 stations d'échantillonnage en milieu agricoles. L'indice mesure la différence entre les

communautés de diatomées des cours d'eau à l'état naturel, sans aucune pollution, et les communautés des cours d'eau pollués. Les valeurs de l'indice varient entre 0 et 100, une valeur élevée reflétant un niveau d'intégrité biologique élevé et une bonne qualité de l'eau.

Les diatomées benthiques (vivant sur le fond des cours d'eau) sont peu influencées par la taille d'un cours d'eau et par l'habitat. En uniformisant le type de substrats échantillonnés (substrats rocheux), on peut ainsi retrouver sensiblement la même communauté sur les cailloux d'un petit ruisseau que sur les roches d'une grande rivière ayant la même qualité de l'eau. Les diatomées sont par contre très sensibles aux variations de pH. Pour une même qualité de l'eau, les communautés de diatomées des rivières ayant un pH neutre ou légèrement acide seront différentes des communautés des rivières alcalines. À titre d'exemple, les communautés des rivières non polluées s'écoulant sur les roches précambriennes et les tills légèrement acides du Bouclier canadien ne seront pas les mêmes que les communautés des rivières non polluées s'écoulant sur les roches sédimentaires et les argiles marines de la plaine du Saint-Laurent. Trois sous-indices furent donc développés afin de tenir compte du pH des rivières, soit l'IDEC-Neutre, l'IDEC-Alcalin et l'IDEC-Minéral (Lavoie *et al.*, 2014). Lors de l'application de l'indice dans un programme de suivi, il faut donc choisir entre les trois sous-indices en fonction du pH naturel d'un cours d'eau, c'est-à-dire non pas son pH actuel, mais son pH en condition non polluée (le pH qu'un cours d'eau aurait en l'absence de toute altération). La distinction entre les indices est fondamentale, puisqu'elle assure que toute rivière a le potentiel d'atteindre des valeurs élevées, advenant la restauration de son écosystème. Selon Lavoie *et al.* (2008), l'utilisation des diatomées comme bioindicateurs permet d'intégrer les variations physico-chimiques de l'eau. La durée sur laquelle l'intégration sera effectuée variera en fonction du pH et du statut trophique du cours d'eau. Elle est évaluée entre 1 et 5 semaines. Généralement, une communauté d'un cours d'eau oligotrophe réagira rapidement à une dégradation de la qualité de l'eau, alors qu'une communauté de cours d'eau mésotrophe-eutrophe réagira plus lentement à une amélioration de la qualité de l'eau (Lacoursière *et al.*, 2011). L'utilisation de moyennes de concentrations en phosphore a permis d'obtenir des

coefficients de détermination (R^2) variant de 0,41 à 0,79, la valeur la plus élevée étant associée à la moyenne des concentrations des cinq semaines précédant l'échantillonnage en milieu eutrophe.

Lavoie *et al.* (2014) ont également comparé des valeurs de l'indice IDEC avec celles obtenues avec deux indices basés sur la physico-chimie de l'eau, soit l'Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) et le Water Quality Index (WQI). La comparaison des valeurs de l'IDEC avec ces indices indique que l'IQBP semble sous-estimer la qualité de l'eau par rapport à l'IDEC, bien que les deux indices soient bien corrélés ($rc = 0,71$). Pour ce qui est du WQI, les résultats démontrent une concordance nettement plus faible ($rc = 0,6$) alors que l'indice a tendance à surestimer la qualité de l'eau par rapport à l'IDEC.

L'IDEC sera donc utilisé dans le cadre de cette étude puisqu'il est corrélé avec les concentrations moyennes en phosphore et la qualité de l'eau en général, qu'il est corrélé avec les valeurs de l'indice IQBP, qu'il intègre les variations temporelles de la physico-chimie des cours d'eau et qu'il a été utilisé pour effectuer le suivi de centaines de cours d'eau depuis 2002, notamment dans de nombreux petits bassins versants agricoles.

1.3.3 Structure du paysage et qualité de l'eau : les relations établies

La présente section présente les résultats obtenus lors d'études antérieures qui se sont attardées à la relation entre les variables de paysage et les indicateurs de qualité de l'eau. De plus, les principaux éléments qui font toujours l'objet de controverse sont présentés.

1.3.3.1 Facteur dominant : nature ou configuration spatiale?

Hunsaker et Levine (1995) ont été parmi les pionniers à s'intéresser aux liens entre la qualité de l'eau et la structure du paysage. En analysant deux territoires distincts, ils conclurent que la proportion des classes d'occupation des sols demeure une variable plus

importante que leur configuration spatiale qui, pour sa part, n'influence pas de façon significative la qualité de l'eau. La proportion des différentes classes d'occupation des sols permet d'expliquer entre 40 % et 86 % de la variance de la qualité de l'eau. Toutefois, ils notent que la localisation de plusieurs types d'occupation des sols sur le bassin versant demeure critique au niveau de la modélisation de la qualité de l'eau, ce qui n'est toutefois pas le cas de la proximité au cours d'eau. Ces résultats diffèrent d'une étude précédente qui avait conclu que la contagion (degré d'agglutination des îlots de même type) permet d'expliquer 20 % de la conductivité pour des bassins versants situés dans le même État (Hunsaker *et al.*, 1992).

Voulant développer un modèle permettant d'expliquer la variabilité de la qualité de l'eau, Johnson *et al.* (2001) ont quant à eux conclu que les variables d'occupation des sols « herbacées annuelles » et « herbacées totales » sont les facteurs dominants. Toutefois, l'ajout de variables de configuration spatiale permet, selon les auteurs, d'obtenir des résultats optimaux. Une analyse en composante principale a d'ailleurs permis de faire ressortir différents indices de configuration comme étant de potentiels régresseurs pour le modèle développé, à savoir le coefficient de variation de la taille des îlots (PSCV), l'indice de forme du paysage (LSI), la dimension fractale moyenne des îlots par taille pondérée (DLFD) ainsi que la contagion (CONTAG).

Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Snyder *et al.* (2005). En utilisant un modèle de régression, les chercheurs ont pu déterminer les facteurs expliquant la plus grande partie de la variance de la qualité de l'eau. Les premiers facteurs identifiés sont des caractéristiques concernant la nature de l'occupation des sols. En excluant ceux-ci, c'est l'indice de contagion qui devient le premier facteur explicatif. D'ailleurs cet indice est fortement corrélé avec le pourcentage de zones imperméables ($r = 0,96$) qui figurait comme premier facteur explicatif au niveau de la nature de l'occupation des sols. Uuemaa *et al.* (2005; 2007) se sont également intéressés à la relation entre les indices de paysage et les indicateurs de qualité de l'eau des rivières. Selon leurs conclusions, l'occupation des sols demeure un facteur important au niveau de la qualité de l'eau. Toutefois, la configuration spatiale joue également un rôle significatif.

Il ressort donc que la nature de l'occupation des sols semble être un facteur déterminant sur la qualité de l'eau. Toutefois, le rôle relatif des variables de la configuration spatiale varie de façon importante selon les études.

1.3.4 Indices de paysage et indicateurs de qualité de l'eau

En analysant des données de qualité de l'eau ainsi que des variables du paysage, Johnson *et al.* (1997) ont conclu que ces variables permettaient d'expliquer plus de 50 % de la variance de certains indicateurs physico-chimiques comme les solides totaux dissous ou l'alcalinité. Un seul indice de configuration spatial fut utilisé lors de cette étude, soit la densité des îlots (PD). Les résultats concernant cette variable démontrent qu'elle est négativement corrélée avec les concentrations d'azote total et d'orthophosphates en été. Les résultats obtenus sont très variables selon la saison, phénomène explicable en partie par l'utilisation d'indicateurs physico-chimiques.

L'étude de Griffith *et al.* (2002) a permis de faire ressortir de fortes relations entre les indices de paysage calculés pour 271 bassins versants (0,5 à 14 688 km²) et les paramètres de qualité de l'eau, à l'exception de la turbidité. Il s'agit de la seule étude à avoir utilisé un indicateur biologique, soit l'indice d'intégrité biologique. Les résultats les plus significatifs sont notés entre l'indice de juxtaposition (IJI) et les paramètres de qualité de l'eau ainsi qu'entre la densité des îlots et l'indice d'habitat (HI). Pour sa part, l'indice d'intégrité biologique montre notamment des corrélations significatives avec les indices *Shannon's Diversity Index* (SHDI) (0,53) et *Interspersion and Juxtaposition Index* (IJI) (0,74). Ces résultats ont été obtenus suite à un contrôle de la taille des bassins versants par une analyse de corrélation partielle. L'étude démontre également que l'utilisation de l'indice de végétation normalisé (NDVI) permet d'obtenir de meilleures corrélations avec les variables de qualité de l'eau que les indices de paysage.

Uuemaa *et al.* (2005; 2007) ont pour leur part conclu que la densité des îlots et des bordures est corrélée négativement avec la demande chimique en oxygène alors que la densité des îlots est positivement corrélée avec le phosphore total. Ce dernier est

également corrélé négativement avec l'indice de contagion et positivement avec l'indice de diversité de Shannon, ce qui indique que plus un paysage est diversifié, plus les concentrations en phosphore y sont élevées. L'étude a été réalisée sur 24 bassins versants.

Une autre étude menée sur cinq bassins versants en arrive à des résultats encore une fois similaires. En effet, les indices de paysage, autant de composition et de configuration, seraient utiles pour prédire la qualité de l'eau. Les deux catégories réunies permettent d'expliquer 77 % de la variance au niveau des indicateurs de qualité de l'eau. Les densités de bordures des milieux forestiers et des résidus miniers constituent les indices de configuration ayant de fortes corrélations avec certaines variables physico-chimiques de qualité de l'eau (Xiao et Ji, 2007). Ces résultats s'apparentent à ceux obtenus par Jones *et al.* (2001) qui ont conclu que les indices de paysage permettent d'expliquer une grande partie des variations des concentrations en nutriments (65 % à 86 % pour l'azote et 73 % à 79 % pour le phosphore dissous et les sédiments en suspension).

L'étude de Moreno-Mateos *et al.* (2008) permet pour sa part de conclure à plusieurs relations (corrélations) entre des variables physico-chimiques de qualité de l'eau et des indices de paysage. Par exemple, la diversité du paysage est corrélée positivement avec les variables de salinité, tout comme la taille des îlots avec l'azote total. L'étude comprend également une analyse au niveau des milieux humides permettant de conclure à l'importance de la structure des milieux humides quant à son impact sur la qualité de l'eau du bassin versant. Notons également que d'autres études en sont arrivées à des relations à la fois positives et négatives entre les indices de paysage choisis et les variables de qualité de l'eau (Lee *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2012; Zhou *et al.*, 2012).

Au Québec, Jambon *et al.* (2008) ont réalisé une étude exploratoire du même type sur 32 bassins versants (unités de drainage). Afin de ne pas introduire l'influence de l'assise physique du bassin versant dans l'analyse, le Cadre écologique de référence

(outil de cartographie écologique) a été utilisé. Les conclusions tirées de l'étude stipulent qu'il existe une corrélation positive entre la distance euclidienne moyenne entre les îlots forestiers et le phosphore dissous. Une analyse de redondance a également permis de ressortir que la taille moyenne ainsi que la distance moyenne des îlots représentent les indices de configuration permettant d'expliquer la plus grande partie de la variation des indicateurs physico-chimiques utilisés pour évaluer la qualité de l'eau, soient les différentes formes de phosphore et les composés azotés. D'ailleurs, la grande variabilité de ces indicateurs physico-chimiques ne permet pas de conclure clairement à l'influence de la configuration spatiale de l'occupation des sols sur la qualité de l'eau.

En regard des études réalisées jusqu'à maintenant, il appert que l'utilisation des variables physico-chimiques de qualité de l'eau peut poser problème en raison de leur grande variabilité annuelle, particulièrement au Québec. D'ailleurs, cette variabilité fait en sorte que les résultats obtenus pour les études varient de façon importante selon les indicateurs de qualité de l'eau utilisés. Conséquemment, il devient difficile de justifier de proposer des guides pour la réhabilitation des bassins versants. Une relation plus globale et robuste doit être démontrée avant de pouvoir aller dans cette direction. Cela met donc en évidence l'intérêt de l'utilisation d'un indicateur biologique afin d'obtenir des résultats plus significatifs, ce qui n'a été réalisé que dans le cadre d'une seule étude jusqu'ici. En effet, comme la structure du paysage peut être considérée comme stable sur une année, un indicateur biologique, qui intègre les perturbations à travers le temps, permet de surpasser les limites liées aux indicateurs physico-chimiques.

1.3.5 Influence de l'échelle et de la résolution spatiale

La question de l'échelle (étendue spatiale et résolution) de l'analyse de l'influence de la structure du paysage sur la qualité de l'eau mérite également d'être adressée afin de déterminer si celle-ci peut influencer la relation entre les variables.

Les conclusions de Hunsaker et Levine (1995) indiquent que la faible résolution (200 m) de la classification de l'occupation des sols utilisée pourrait avoir influencé les

résultats obtenus. De plus, ils notent que la variance de la qualité de l'eau expliquée par la proportion des différentes classes d'occupation des sols varie selon les tailles des bassins versants. Cela s'expliquerait par le fait que les facteurs qui influencent la qualité de l'eau varient en fonction de la taille des bassins versants.

De leur côté, Griffith *et al.* (2002) notent la difficulté à travailler avec de petits bassins versants, compte tenu de la faible résolution spatiale utilisée (200 m, impossible de faire ressortir une structure représentative) et des erreurs probables dans la délimitation de bassins versants de petite taille. D'ailleurs, les corrélations les plus fortes sont généralement notées dans les bassins versants de plus grande taille. De plus, les auteurs recommandent, pour des études subséquentes, d'utiliser une résolution minimale de 30 mètres, particulièrement pour les petits bassins versants ($< 50 \text{ km}^2$) ainsi que de stratifier les bassins versants selon leur taille afin de limiter l'effet que la taille du bassin versant pourrait avoir sur les indices de paysage, notamment la forme.

L'utilisation d'une résolution spatiale de 30 mètres et une stratification des bassins versants selon leur taille s'avèrent donc des éléments méthodologiques nécessaires afin d'obtenir des résultats davantage concluants.

1.3.6 Bassin versant et corridor riverain

Afin de pouvoir aménager un bassin versant de façon optimale dans le but d'améliorer la qualité de l'eau, il faut prendre en considération les zones du bassin versant qui ont le plus d'influence sur la qualité de l'eau. En effet, il importe de bien comprendre le fonctionnement dynamique d'un bassin versant afin de s'assurer que les effets d'un aménagement réalisé à un endroit donné ne soient pas éradiqués au fur et à mesure que le ruissellement s'approche du cours d'eau. À cet effet, plusieurs auteurs se sont penchés sur la question, à savoir s'il est préférable de prendre en considération l'ensemble du bassin versant lorsque nous voulons intervenir afin d'améliorer la qualité de l'eau, ou si au contraire il n'était pas préférable de se concentrer sur un corridor riverain (zone tampon, *buffer*) de largeur déterminée (p. ex. 50, 100, 200 mètres).

Cette deuxième option s'appuie sur l'hypothèse que c'est à l'intérieur de cette zone que les différents facteurs du territoire influencent le plus la qualité de l'eau et qu'il serait, par conséquent, plus efficace de concentrer les interventions à l'intérieur de cette zone.

Selon Hunsaker et Levine (1995), le bassin versant entier conduit à de meilleurs résultats qu'un corridor riverain (200 et 400 mètres) ou que la zone hydrologique active. Les résultats pour le bassin versant sont systématiquement plus élevés d'environ 10 unités pour chacun des modèles de régression linéaire étudiés. Sliva et Williams (2001) en sont arrivés à des résultats comparables. Selon eux, les caractéristiques du bassin versant entier semblent avoir légèrement plus d'influence sur la qualité de l'eau que les caractéristiques d'un corridor riverain de 100 mètres. De plus, les corrélations obtenues par Wang *et al.* (1997) entre les différentes occupations du sol et les indices de qualité de l'habitat et l'Indice d'intégrité biologique sont généralement plus fortes pour l'ensemble du bassin versant que pour un corridor riverain de 100 mètres.

Les travaux de Johnson *et al.* (1997) ont quant à eux démontré des résultats opposés. En effet, les chercheurs ont noté que les données du l'écotone (100 mètres de chaque côté du cours d'eau) permettent d'expliquer une plus grande partie de la variance de la qualité de l'eau, et ce, autant en automne (60 % pour l'écotone et 56 % pour le bassin versant) que pour l'été (42 % pour l'écotone et 39 % pour le bassin versant). Une plus grande variabilité est également notée lorsque les paramètres physico-chimiques sont analysés séparément. Par exemple, en été, 62 % de la variance du phosphore total est expliquée par l'écotone comparativement à 31 % pour le bassin versant entier. Des constatations similaires ont été émises par l'étude de Lucas et Medley (2002). Ces chercheurs ont conclu que de petits changements au niveau des corridors riverains de nature forestière impliquent des effets importants sur le ruissellement en azote au niveau du bassin versant. Cela suggère que des changements ciblés au niveau de l'occupation des sols pourraient avoir des effets positifs sur le transport de nutriments à l'échelle du bassin versant.

Les conclusions divergentes à ce sujet démontrent la nécessité d'étudier plus en profondeur cet aspect primordial en termes d'aménagement.

1.4 Objectifs de recherche

La littérature citée permet premièrement de faire ressortir qu'il y a toujours un débat à savoir quelle est l'influence respective de la nature et de la configuration de l'occupation des sols sur la qualité de l'eau. Bien que la nature semble primordiale, le rôle de la configuration reste à être mieux saisi. On note certaines limites pour les rares études qui ont approché la problématique de la gestion de la qualité de l'eau sous l'angle de l'écologie du paysage, à savoir :

- a) les limites de l'utilisation d'indicateurs physico-chimiques de qualité de l'eau;
- b) l'absence de considération de la taille des bassins versants ou un nombre insuffisant permettant d'isoler cette variable;
- c) les limites des analyses statistiques utilisées (corrélations);
- d) l'absence de considération des variables du milieu physique.

Bien qu'il existe encore peu de connaissances concernant le rôle de la structure du paysage sur la qualité de l'eau, cette approche a connu un certain progrès au cours des dernières années. Toutefois, au Québec, une seule étude exploratoire a été réalisée jusqu'à maintenant (Jambon *et al.*, 2008), d'où l'intérêt de ce projet de recherche qui permettra notamment de développer de nouvelles connaissances et d'adapter celles existantes à la réalité du territoire québécois.

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce projet de recherche est de déterminer l'influence de la structure du paysage sur la qualité de l'eau telle qu'évaluée par l'IDEC au sein des rivières du sud du Québec, soit là où les dégradations sont les plus importantes en raison des activités humaines.

De façon plus spécifique, il cherchera à :

- Mesurer l'influence relative de la configuration de l'occupation des sols sur la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant;

- Identifier dans quelle mesure les facteurs influençant la qualité de l'eau des rivières varie selon la taille du bassin versant.
- Déterminer si les variables influençant la qualité de l'eau varient en fonction des caractéristiques du milieu physique reconnues pour avoir une influence sur les flux géochimiques et l'occupation des sols (pentes et dépôts de surface).

Afin de déterminer la structure du paysage, des indices de paysage permettant d'en quantifier la nature et la configuration spatiale seront utilisés et calculés à partir d'une classification de l'occupation des sols réalisée à partir d'images Landsat 7 à 30 mètres de résolution. La qualité de l'eau sera quant à elle déterminée en fonction de valeurs de l'indice IDEC disponibles pour près de 600 bassins versants (unités de drainage) du Québec méridional. L'utilisation de cet indice biologique permettra une base comparable aux données de configuration spatiale qui est considérée comme stable sur une année, ce qui a régulièrement fait défaut lors des études antérieures qui ont tenté une approche similaire.

1.5 Méthodologie

1.5.1 Le territoire d'étude

Le territoire du projet est situé dans le sud du Québec, le long de la vallée du St-Laurent. Le choix des bassins versants à l'étude a été déterminé en fonction de la disponibilité des valeurs de l'indice IDEC. Au total, 645 stations d'échantillonnage ont été sélectionnées. Elles sont localisées dans un total de 345 cours d'eau répartis dans 58 bassins versants principaux et 174 sous-bassins versants. Les échantillons ont été recueillis entre 2002 et 2012, entre août et septembre.

Les bassins versants ont été délimités avec le logiciel ArcGIS 10 (ESRI, 2012). À partir d'un modèle numérique d'élévation d'une résolution de 10 mètres, une matrice de direction a été calculée, puis une matrice d'accumulation. L'outil *Watershed* a ensuite été utilisé afin de délimiter les bassins versants à partir des stations d'échantillonnage et

de la matrice d'accumulation. La superficie des bassins versants a par la suite été déterminée avec l'outil *Calculate Geometry*. Les bassins versants avec des superficies extrêmes ainsi que ceux ayant une forte proportion de leur territoire à l'extérieur du Québec ont ensuite été supprimés. Au final, 590 stations IDEC et bassins versants correspondants ont été conservés pour les analyses. Les bassins versants ont été regroupés en quatre groupes de superficie en lien avec les objectifs de l'étude, soit : 0,5 à 10 km² (S1, n = 155), 10,1 à 50 km² (S2, n = 178), 50,1 à 250 km² (S3, n = 146) et 250,1 à 2 000 km² (S4, n = 111).

La Figure 1.2 présente les stations d'échantillonnage de l'IDEC conservées pour l'étude ainsi que les limites des unités de drainage. Une relation d'emboîtement a été insérée dans le fichier géoréférencé des unités de drainage afin de pouvoir sélectionner l'ensemble des unités qui constitue le bassin versant de chaque station. C'est donc dire que pour une station, il est possible que plus d'une unité de drainage y soit rattachée et forme ainsi le bassin versant réel.

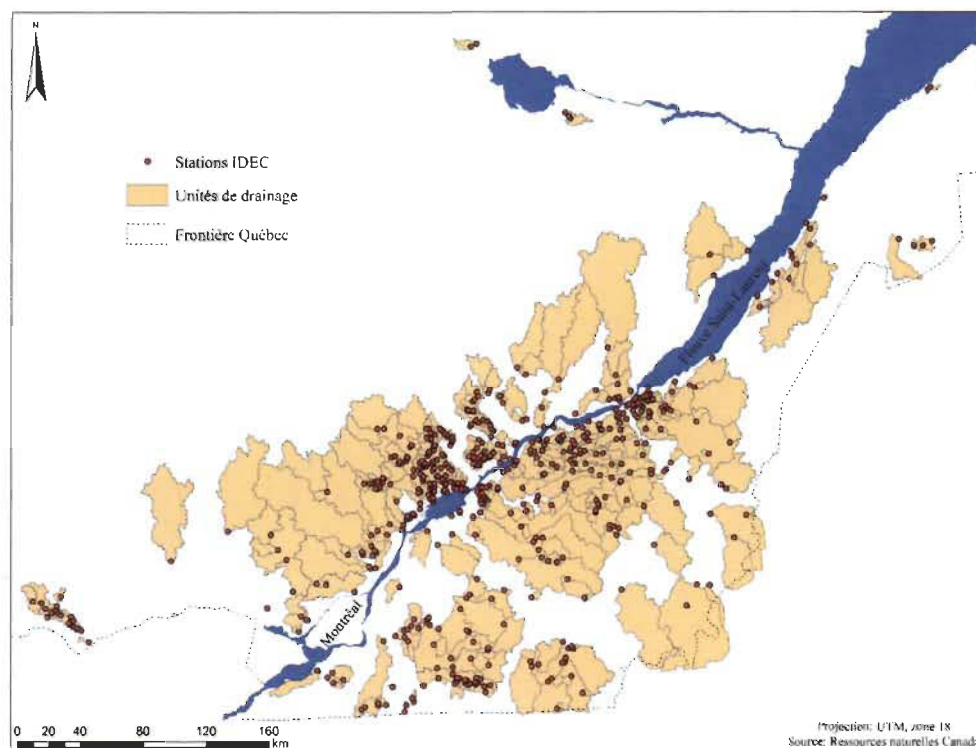


Figure 1.2 Localisation des stations IDEC et des unités de drainage correspondantes.

1.5.2 Acquisition des données

1.5.2.1 Indice Diatomées de l'Est du Canada (IDEC)

Les communautés de diatomées ont été échantillonnées dans le cadre de nombreux projets de suivi des cours d'eau, mais en utilisant une méthodologie commune (Lavoie *et al.*, 2008). Les valeurs IDEC utilisées sont toutes adaptées à la version 3.0 (Lavoie *et al.*, 2014).

1.5.2.2 Milieu physique

Afin d'identifier les dépôts de surface de chaque bassin versant, les données de la carte du Système d'information écoforestière (SIEF, 10 mètres) et de la carte pédologique (10 mètres) du MDDELCC ont été jumelées. Elles ont permis de regrouper les différents dépôts en cinq classes distinctes que sont : Sédiments fins, Organiques, Sableux et graveleux, Glaciaires hétérogènes, Affleurements rocheux et Autres (Figure 1.3).

Les données pour les pentes ont quant à elle été extraites à partir d'un modèle numérique d'élévation (MNE) du MDDELCC qui possède une résolution de 10 mètres. Ces données matricielles ont été transformées en données de pente à l'aide de l'outil *Slope* d'ArcGIS. Les valeurs de pentes ont ensuite été regroupées en trois catégories : pentes faibles (0-2 %), pentes moyennes (2-10 %) et pentes fortes (10 % et plus) (Figure 1.4). La proportion de chacune de ces classes a ensuite été établie pour chaque bassin versant.

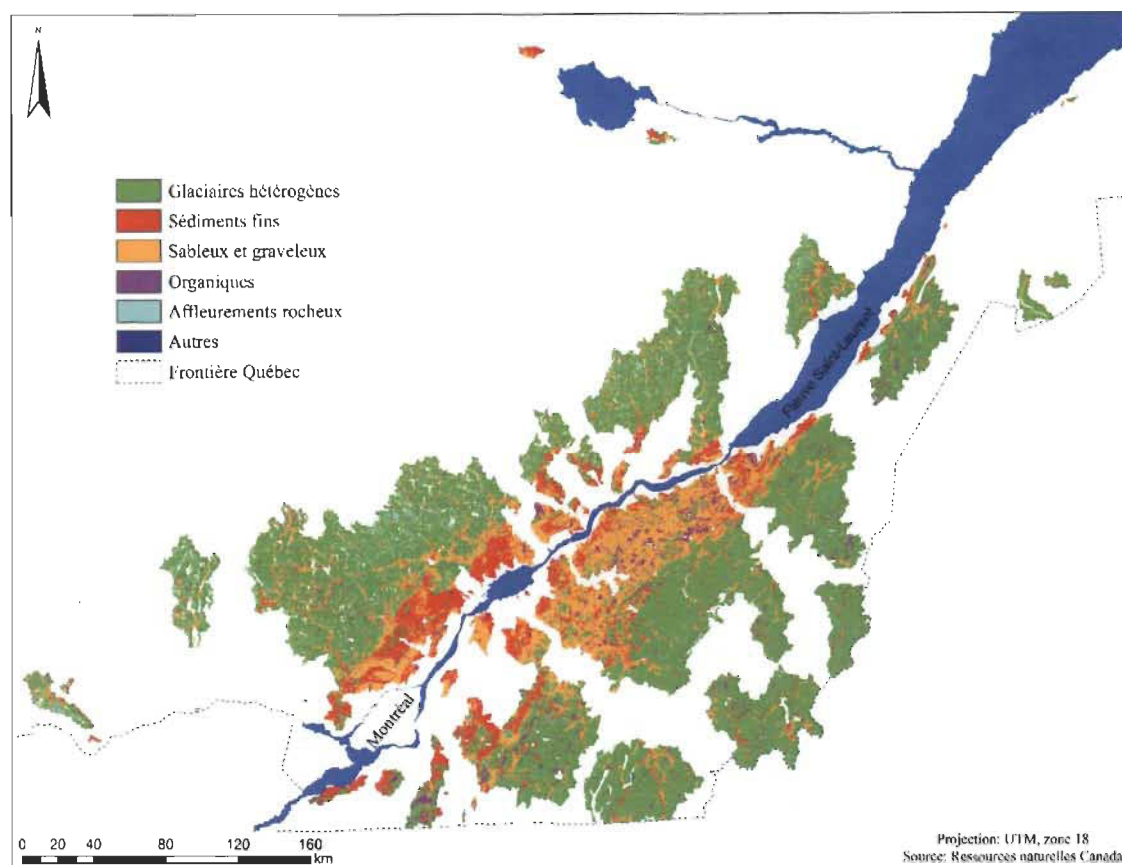


Figure 1.3 Carte des dépôts de surface pour le territoire à l'étude.

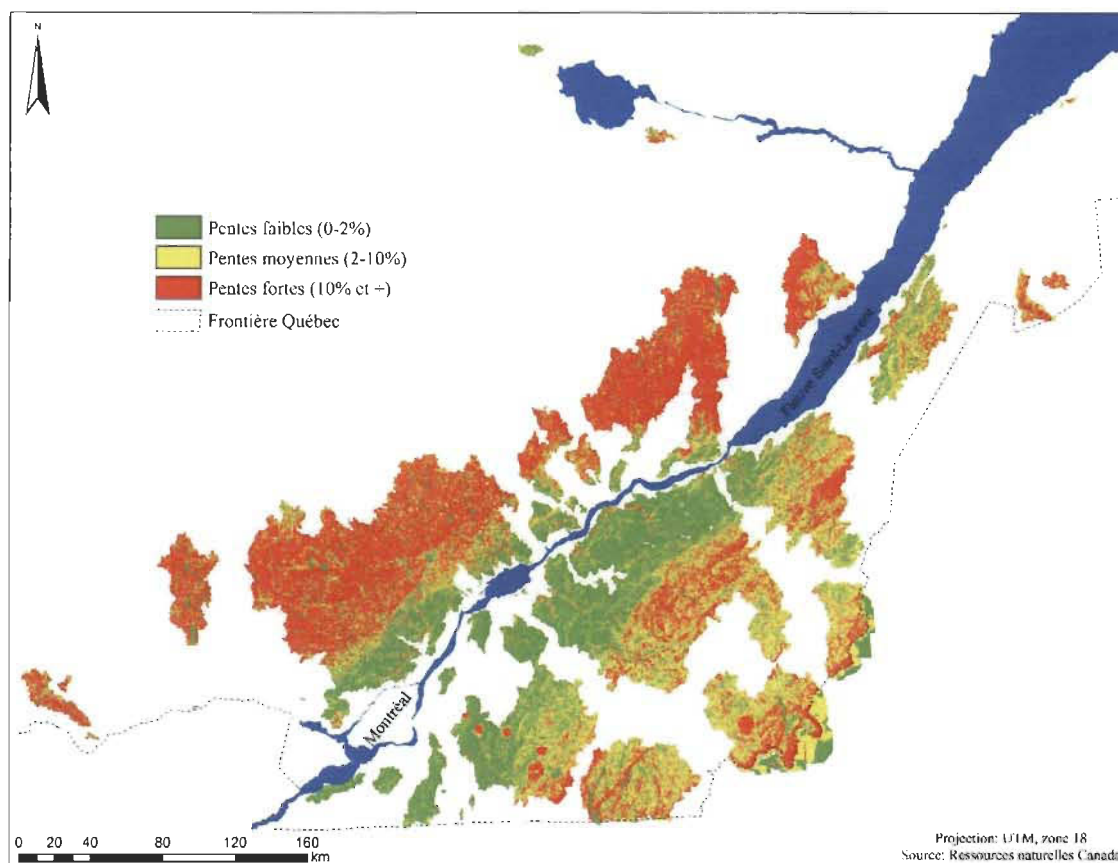


Figure 1.4 Carte des classes de pentes pour le territoire à l'étude.

1.5.2.3 Nature et configuration spatiale de l'occupation des sols

Afin de déterminer l'occupation des sols pour chacun des bassins versants à l'étude, une cartographie de l'occupation des sols a été réalisée, la dernière couvrant le territoire à l'étude remontant à la période 1999-2003 (Viasat, 2004). Les données ont premièrement été priorisées puis reclassées en un nombre réduit de classes reconnues pour avoir une relation avec la qualité de l'eau. Elles ont initialement été transformées en format matriciel avec une résolution de 30 mètres afin de pouvoir les joindre sur une base commune. Les manipulations ont été réalisées avec ArcGIS à l'aide des outils *Polygon to Raster*, *Reclass* et *Create Raster Dataset*. Les sources de données utilisées sont, en ordre de priorisation, les suivantes :

- a) Les données forestières et des milieux humides ont été acquises du Système d'information écoforestière (SIEF) du ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie (MRNE).
- b) Les composantes du milieu anthropique ont été obtenues à partir de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ).
- c) Les données agricoles ont été ajoutées à partir de la Base de données des cultures assurées (BDCA) de la Financière agricole et de l'Inventaire annuel des cultures d'Agriculture Canada. Cette dernière est mise à jour annuellement, de telle sorte que la cartographie a été réalisée avec les données de chaque année pour pouvoir être associée à la même année d'échantillonnage de l'IDEC.
- d) Les données des milieux aquatiques ont été obtenues du Réseau hydrographique du Québec (CRHQ).

Les classes d'occupation des sols finales conservées pour les analyses sont : forêt (FOR), anthropique (ANT), cultures à grands interlignes (CGI), cultures à petits interlignes (CPI), cultures maraichères (MAR), cultures pérennes (CP), milieux humides (MH) (Figure 1.5).

Le logiciel Fragstats 4.2 (McGarigal et Marks, 1995) a par la suite été utilisé afin de calculer les variables de structure du paysage (nature et configuration spatiale). Les indices de paysage permettant de caractériser la configuration spatiale ont été sélectionnés selon les indices communs que l'on retrouve dans la majorité des études en écologie du paysage (Botequilha Leitão et Ahern, 2002) ainsi qu'en fonction de ceux ayant démontré une relation avec les indicateurs de qualité de l'eau lors d'études précédentes. Des indices fortement corrélés (< 0.75 et < -0.75) ont ensuite été supprimés afin de répondre aux exigences des analyses statistiques. Le Tableau 1.1 présente les indices de paysage conservés aux fins de l'étude.

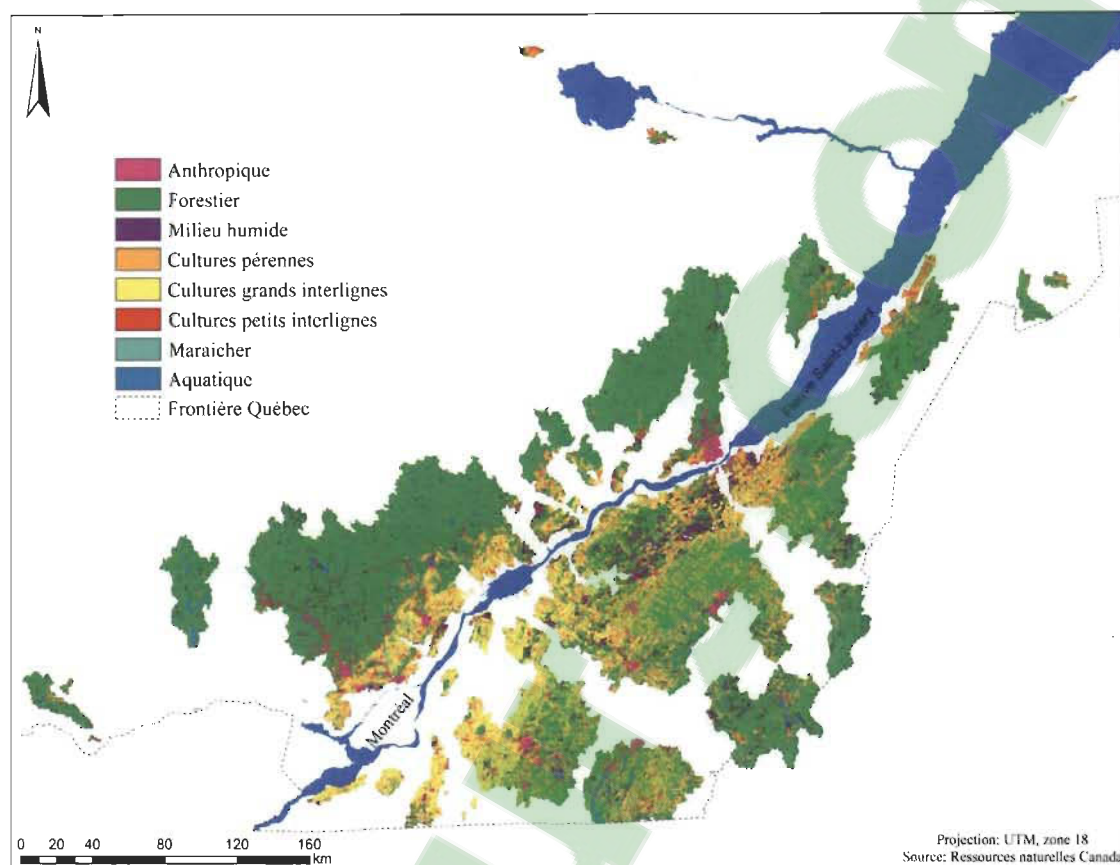


Figure 1.5 Cartographie de l'occupation des sols pour le territoire à l'étude.

Tableau 1.1
Indices de structure du paysage retenus

Indice	Abréviation	Unité	Niveau
Pourcentage d'occupation	PLAND (<i>percentage of landscape</i>)	%	Classes
Densité des îlots	PD (<i>patch density</i>)	n/100 ha	Paysage et classes
Densité des bordures	ED (<i>edge density</i>)	m/ha	Paysage et classes
Superficie médiane des îlots	AREA	ha	Paysage et classes
Distance euclidienne médiane au plus proche voisin	ENN (<i>euclidean nearest neighbor</i>)	m	Paysage et classes
Forme médiane des îlots	SHP (<i>shape</i>)	Aucune	Paysage et classes
Indice de juxtaposition	IJI (<i>interspersion and juxtaposition index</i>)	%	Paysage et classes
Indice de forme du paysage	LSI (<i>landscape shape index</i>)	Aucune	Paysage
Indice de diversité de Shannon	SHDI (<i>Shannon's diversity index</i>)	Aucune	Paysage
Indice de contagion	CONTAG	%	Paysage

1.5.2.4 Données sur les populations

Afin de déterminer la densité de population pour chaque bassin versant, les données du recensement de Statistiques Canada ont été utilisées (y compris le découpage cartographique). Pour chaque municipalité, l'emplacement des bâtiments de la BDTQ (1 : 20 000) a permis d'établir un nombre d'habitants par bâtiment pour chaque municipalité. Une requête spatiale a ensuite permis de déterminer le nombre d'habitants à l'intérieur des limites du bassin versant. Ce nombre a par la suite été divisé par la superficie du bassin versant afin d'obtenir la densité.

Pour établir la densité de population desservie par une station d'épuration, la base de données des stations d'épuration du MAMOT a été utilisée. Celle-ci établit une

population desservie théorique pour chaque station d'épuration. La somme de ces populations a par la suite été divisée par la superficie du bassin versant suite à une requête spatiale.

Finalement, pour obtenir la densité de population non desservie par une station d'épuration, la population desservie a été soustraite à la population totale pour chaque municipalité. Un ajustement au cas par cas a ensuite permis de corriger des erreurs où, par exemple, deux municipalités partagent une station d'épuration. Une zone tampon de 20 mètres a ensuite été créée de chaque côté des axes routiers compris dans la base de données de la BDTQ. La population non desservie a été attribuée à cette zone tampon pour chaque municipalité afin de tenir compte de la réalité de l'organisation spatiale (population répartie à proximité des axes routiers, et non de façon égale dans l'ensemble du bassin versant). Finalement, le pourcentage de zone tampon de la municipalité dans le bassin versant a été multiplié par la population non desservie et ce résultat a été attribué au bassin versant. La somme de ces populations a par la suite été divisée par la superficie du bassin versant pour obtenir une densité (Figure 1.6).

La Figure 1.7 présente l'ensemble des variables indépendantes mises en relation avec l'IDEC.

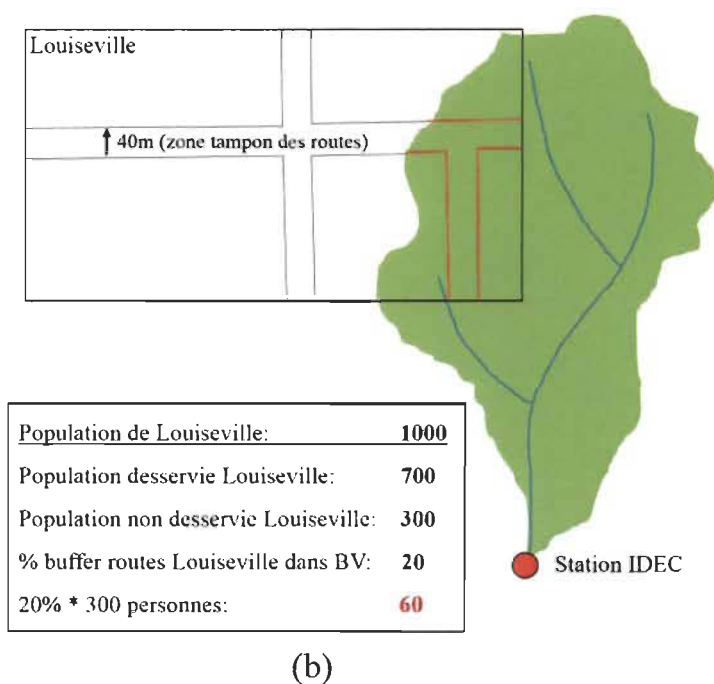
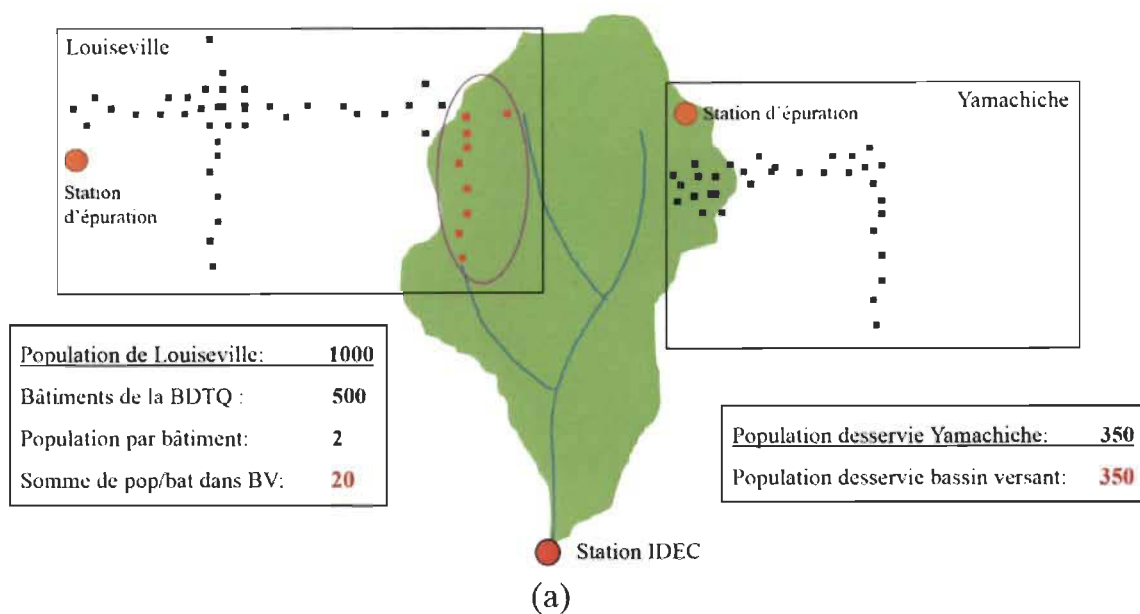


Figure 1.6 Schéma méthodologique du calcul des données de population.
 Calcul des données de population totale et de population desservie par une station d'épuration (a) et calcul des données de population non desservie par une station d'épuration (b). Données fictives.

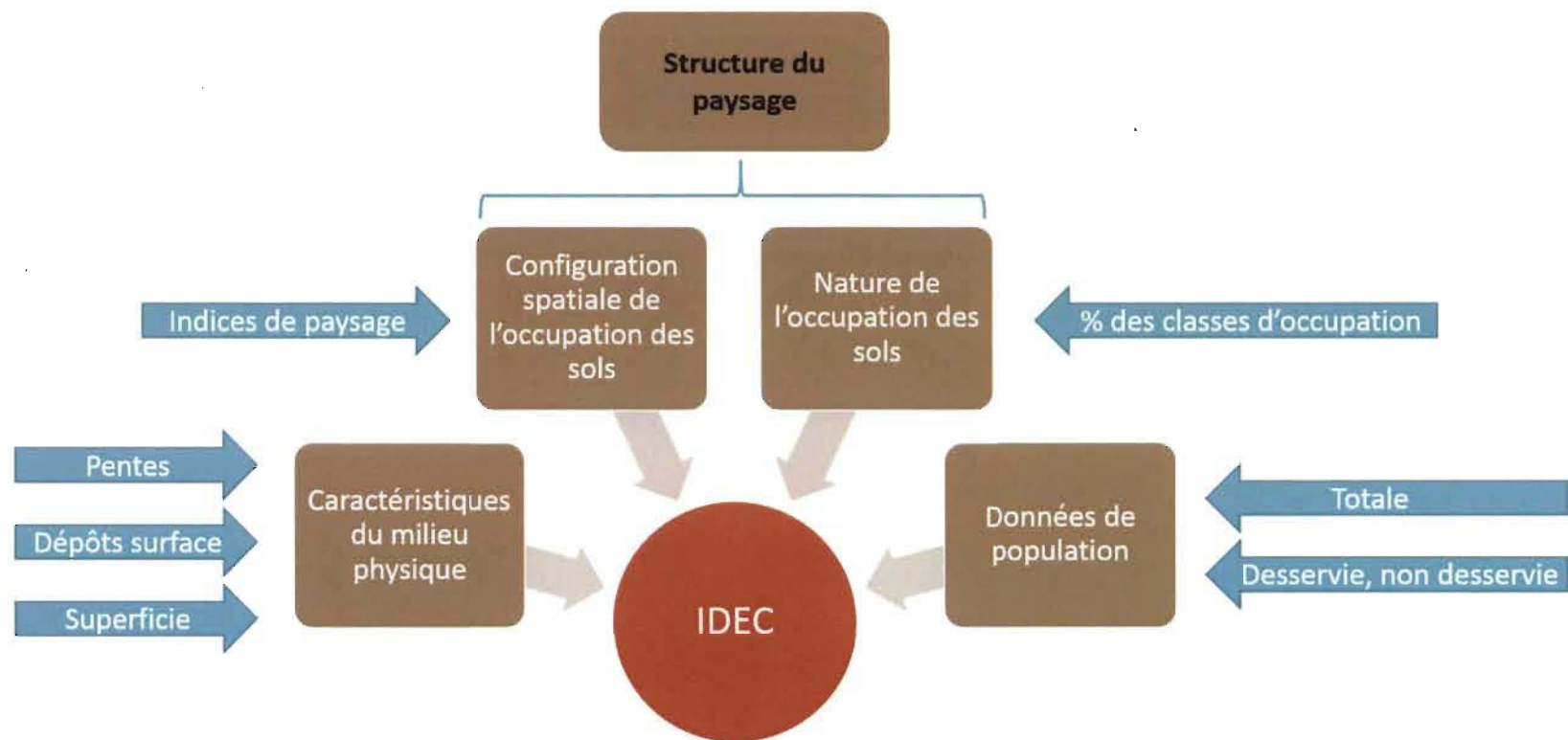


Figure 1.7 Schéma des variables indépendantes mises en relation avec l'IDEC.

1.5.3 Traitement des données

Dans un premier temps, l'ensemble des données a été inséré dans une base de données géoréférencées ESRI. Puis, les données ont été transformées afin de rencontrer les exigences des analyses statistiques. Les transformations logarithmiques et logit ont été utilisées en raison des particularités des variables (pourcentages, variables continues et discrètes). Certains indices de configuration spatiale contenaient plusieurs valeurs manquantes. Pour certains indices, ces valeurs ont pu logiquement être remplacées par la valeur zéro (densité des îlots, densité des bordures et aire médiane). Pour les autres, les valeurs manquantes ont dû être conservées, un remplacement par la valeur zéro n'étant pas réaliste considérant la signification de ces indices (indice de juxtaposition, distance euclidienne médiane au plus proche voisin).

La méthode de partitionnement (*clustering*) de k-moyennes (*k-means*) a été utilisée afin d'établir quatre groupes de bassins versants en fonction de leurs caractéristiques du milieu physique (Figure 1.8). Cette méthode de groupement vise à regrouper les points (bassins versants) en k groupes en minimisant la distance entre les points à l'intérieur de chaque groupe.

Dans un second temps, afin de cerner l'influence des quatre ensembles de variables (population, milieu physique, nature de l'occupation du sol, configuration spatiale de l'occupation du sol), quatre types d'analyses statistiques ont été réalisées. Tout d'abord, une analyse de partitionnement de la variation a été utilisée afin de cerner l'influence relative des différents ensembles de variables explicatives sur l'IDEC. Cette méthode permet de répartir la variation d'une variable réponse (IDEC) à plusieurs groupes de variables explicatives (Legendre et Legendre, 2012). Comme il n'y a qu'une seule variable réponse, les calculs sont réalisés par régression multiple. De plus, le partitionnement de la variation s'appuie sur des coefficients R^2 ajustés, ce qui permet d'avoir des groupes explicatifs contenant un nombre de variables différent. Pour cette étude, quatre ensembles explicatifs ont été utilisés : Populations (3 variables), Milieu physique (9 variables), Nature de l'occupation des sols (7 variables) et Configuration spatiale de l'occupation des sols (30 variables).

Puis, les arbres de régression et les forêts d'arbres aléatoires (*Random Forest*) ont été utilisés afin d'identifier les variables les plus importantes pour prédire l'IDEC. La technique des *Random Forest* permet de prendre en compte les interactions complexes entre les variables. Elle utilise un échantillonnage *bootstrap* pour chaque arbre décisionnel créé. La technique utilise un tiers des bassins versants pour la construction de chaque arbre (*Out-of-bag*). La combinaison finale des résultats (*bootstrap aggregating*) permet de cerner les variables les plus importantes (Breiman, 2001). Finalement, des régressions multiples ont été réalisées. L'ensemble des analyses a été mené sous R (R Development Core Team, 2014).

Toutes les analyses ont été réalisées pour l'ensemble des bassins versants, pour les quatre groupes de tailles de bassins versants ainsi que pour les quatre groupes de bassins versants déterminés selon les caractéristiques du milieu physique avec l'analyse *k-means*.

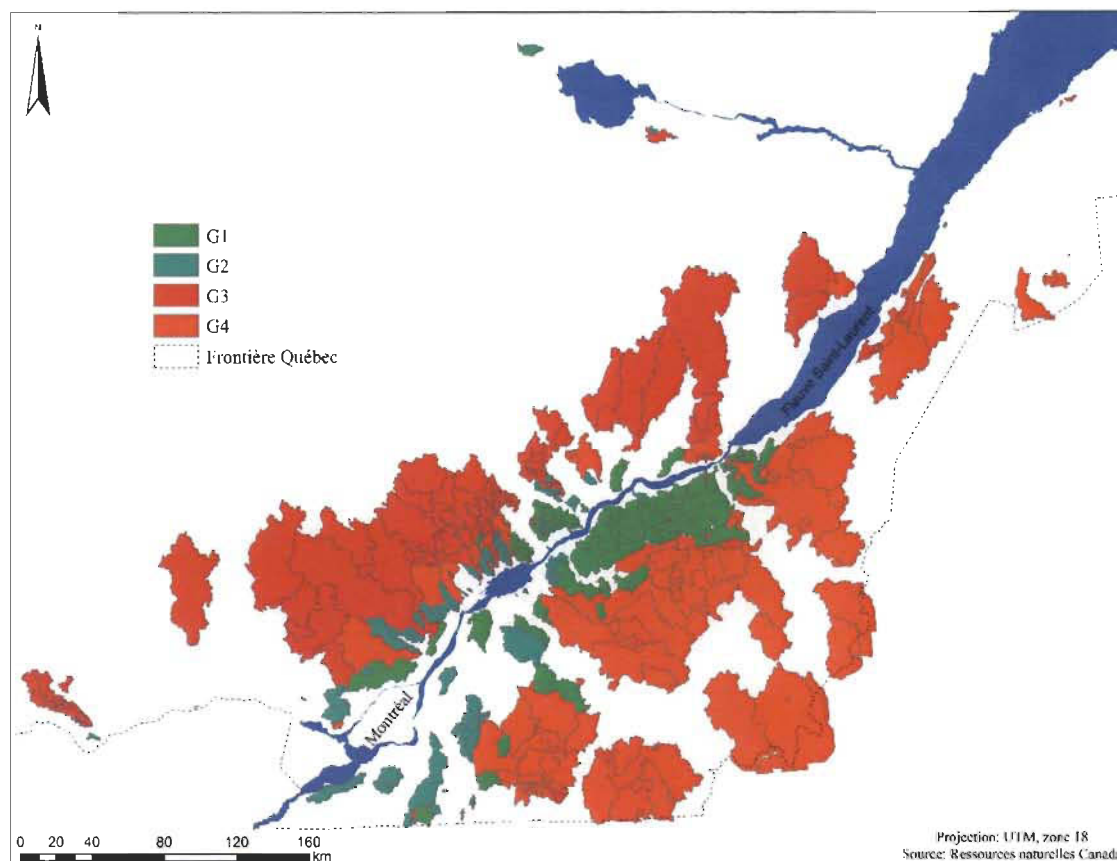


Figure 1.8 Localisation des bassins versants en fonction des quatre groupes obtenus suite à un partitionnement *k-means* sur les variables du milieu physique.

Le groupe G1 ($n = 182$) est principalement associé aux sols sablonneux en aval du lac Saint-Pierre et aux pentes moyennes. Le groupe G2 ($n = 101$) est quant à lui représentatif des terres argileuses de la plaine du Saint-Laurent et des pentes faibles. Finalement, les groupes G3 ($n = 129$) et G4 ($n = 178$) sont respectivement associés au Bouclier canadien et aux Appalaches. Le groupe G3 est caractérisé par des pentes fortes et le groupe G4, par des pentes moyennes.

CHAPITRE II

LANDSCAPE DIVERSITY AND FOREST EDGE DENSITY REGULATE STREAM WATER QUALITY IN AGRICULTURAL CATCHMENTS

2.1 Abstract

It is well known that the composition of land cover within a watershed plays a large role in regulating stream water quality. However, there remains significant uncertainty regarding the effect of spatial configuration of different types of land cover on water quality. Using periphytic algae (diatoms) as indicators of stream trophic state, we investigated the relationship between landscape configuration and water quality in a large number of watersheds (590) at varying catchment scales in Eastern Canada. Variation partitioning analysis showed that landscape configuration explained 48% of the variation in water quality. However, since the physiographic setting constrains most agricultural activities, most variation was attributed to the shared influence of surficial deposits, land cover and landscape configuration (34%). The results from regression models showed that the physical setting of watersheds (deposits and slopes) and the proportion of different land cover types (mainly forests, wetlands, crops and urban areas) have a major impact on stream water quality. Still, a few configuration metrics emerged as important factors. Landscape diversity appeared to have a negative impact on water quality, whereas forest and wetland edge densities had a positive impact. Moreover, the influence of these landscape metrics seems to occur at certain thresholds. Our results have practical implications, especially for catchments ranging in size from 10 to 250 km². First, in areas of intensive farming, the priority goal is to attain a forest area that covers at least 50% of the watershed. Below this threshold, eutrophic and meso-eutrophic conditions are more frequent in streams and rivers. The shape and location of forested patches are also relevant. Woodlands and wetlands with a complex shape and located along streams and gullies will have more impact than large patches located far from the streams. At some point, a further increase in water quality will only be possible through increased connectedness of the forest cover. At that point, lower landscape diversity and higher contagion will be beneficial for stream water quality. Regarding the effect of catchment size, our results suggest that a thorough knowledge of the studied catchments is necessary in order to properly interpret landscape configuration at different scales and that broad generalizations are not yet within reach.

Keywords : Landscape configuration; Landscape metrics; Land cover; Water quality; Diatoms; Watershed management; Biotic index

2.2 Introduction

It is well known that the composition of land cover within a watershed plays a large role in regulating stream water quality (e.g. Omernik, 1977; O'Neill et al., 1997). Agricultural and urban land covers act as sources, while woodlands and wetlands act as sinks of non point-source pollution. For example, nutrient and sediment inputs to a basin are positively correlated with the percentage of agriculture and urban cover types and negatively with percentage of forest in a watershed (e.g. Johnson et al., 1997). More recently, a number of studies have employed both landscape composition (land cover in %) and configuration in order to link spatial arrangement of sources and sinks relative to flowpaths with river water quality. For the characterization of landscape configuration, two categories of metrics are used, namely class-level landscape metrics (e.g. forest edge density, urban patch density) and watershed-level landscape metrics (e.g. diversity, contagion). Landscape composition has usually been identified as the most important parameter of water quality, and it demonstrates closer relationships with water quality parameters than configuration does (e.g. Gergel, 2005; Griffith et al., 2002; Moreno-Mateos et al., 2008; Snyder et al., 2005; Uuemaa et al., 2007).

However, there remains significant uncertainty regarding the effect of landscape configuration on water quality. This uncertainty stems partly from the fact that the studies conducted so far 1) were carried out in various contexts which are difficult to compare, from landscapes dominated by rice production to urban landscapes or wetland environments; 2) involved a highly variable number of watersheds, and sometimes very few (< 30); 3) covered a wide range of watershed sizes, which may lead to some scale effect issues; 4) did not use the same landscape metrics and sometimes used very few metrics, at the landscape level only; 5) used a wide range of indicators of water quality; 6) used land use data at different spatial resolutions, from 0.5 to 200 m, which again may lead to some scale effect issues; and finally, 7) did not take into account other factors that may have a strong influence on water quality, such as the physical setting of watersheds (surficial deposits, soils, slopes) and point source pollution (wastewater treatment plants and industries). For example, Hunsaker and Levine (1995) were among the first to analyse the impact of landscape structure on stream water quality. Their study

focused on two datasets containing a total of 59 catchments in Illinois. They used a land-cover resolution of 200 m to analyze the impact of 6 configuration metrics at the class level on total phosphorus (TP) and nitrogen (TN). One of their conclusions was that landscape contagion had a positive impact on water quality. Seventeen years later, one of the latest studies published on the subject (Liu et al., 2012) focused on 16 catchments in China. They used a land-cover resolution of 30 m to analyze the impact of 20 configuration metrics at the landscape and class levels on 12 water chemistry variables. At the landscape level, they concluded that edge and patch densities had a positive impact on water quality. There is, so far, little consistency in correlations between stream conditions and landscape metrics. It is therefore currently difficult to identify general patterns regarding the impact of landscape configuration on water quality. Moreover, Griffith et al. (2002) have shown that there is a strong correlation between landscape metrics and land use proportions and very few studies have thoroughly investigated the variation in water quality explained by landscape configuration when the shared contribution is excluded.

This study represents the most extensive analysis of the impact of landscape configuration on water quality to date. It was designed to overcome the previously identified difficulties: 1) a large number of catchments were analysed; the study area encompasses 590 catchments of the St. Lawrence River Basin (Eastern Canada), ranging in size from 0.5 to 2 000 km² and stratified into four catchment size groups in order to reduce the effect of size on patch shape variables (Griffith et al., 2002); 2) a large number of landscape metrics was tested (44) at both landscape and class levels; 3) the variation in water quality was partitioned between four groups of explanatory variables (population data, land cover, landscape configuration and physical setting) to test the unique contribution of landscape configuration; 4) only one biotic index (IDEC) of water quality was used, which integrates temporal variations in water chemistry and provides an evaluation of the mean trophic state of a stream; 5) surficial deposits and slopes were added as exploratory variables and the 590 catchments were stratified into four physiographic groups that encompass a wide range of physical settings and land cover types; and 6) population data were included, subdivided into three sets; the total

population, the population connected to a wastewater treatment plant (point source pollution) and the population not connected to a plant (nonpoint source pollution).

The study is organized around four questions:

1. What is the relative influence of landscape configuration on stream water quality?
2. Which landscape metrics are best related to water quality?
3. Does the relationship between landscape configuration and water quality depend on catchment size?
4. Does the relationship between landscape configuration and water quality vary between ecoregions?

2.3 Materials and methods

2.3.1 Water quality

Biomonitoring based on various organisms is nowadays included in water quality management protocols in numerous countries. The use of bioindicators provides an integrated measurement of water quality as experienced by the aquatic biota, and offers a useful alternative to chemical based water quality assessment. Among the biota used, benthic diatoms are common because they lie at the base of aquatic food webs and are among the first organisms to respond to environmental changes (Lowe and Pan, 1996). They are diverse and have a wide distribution across ecosystems and geographic areas allowing for a continuous spatial distribution across regional monitoring (Stevenson and Pan, 1999). Benthic diatoms have long been recognized as reliable indicators of organic pollution, eutrophication and general pollution and as such, they are seen as reliable indicators of the impacts of different land use practices on stream ecosystems (Hering et al., 2006; Pan et al., 2004; Walsh and Wepener, 2009).

Numerous diatom-based indices have been developed in various countries and are integrated into water quality monitoring programs as an additional tool for assessing ecosystem health (e.g. Kelly and Whitton, 1995). In Canada, the Eastern Canadian Diatom Index (IDEC: Indice Diatomées de l'Est du Canada) was developed as a tool for biological monitoring of stream water quality, and to supplement traditional stream monitoring protocols (Grenier et al., 2006, 2010; Lavoie et al., 2006, 2010, 2014). The IDEC is a diatom-based index that integrates the effects of multiple stressors on streams, most particularly those related to eutrophication in agricultural and urban areas. The index value generated by the IDEC indicates the distance, on a scale of 0 to 100, of each diatom assemblage from its specific reference assemblage, with 100 representing reference conditions. The IDEC version 3.0 was developed based on 648 diatom assemblages, including 150 reference sites (Lavoie et al., 2014). More than 400 watercourses were sampled, allowing for a better coverage of the various environmental characteristics in Eastern Canada. The index has been used mainly by water agencies, provincial and federal governments, universities and municipalities. The Quebec Ministry of the Environment (MDDELCC) routinely uses the IDEC to monitor a set of one hundred streams undergoing restoration.

The use of a biological index instead of physicochemical parameters has several advantages; 1) the IDEC integrates changes in water quality over a period of weeks, allowing, with one sample collected in August or September, to obtain an integrated picture of the state of water quality at the end of summer (Lacoursière et al., 2011); 2) the index reflects the trophic state of a river, which avoids having to analyze several physicochemical parameters (e.g. P, N, Chl a); 3) since 2002, more than 1000 stations, located in 600 streams in Eastern Canada, have been sampled. It would have been difficult to obtain physicochemical data on such a large number of stations, especially in mid-size catchments.

Samples collected during late summer in 2002 and 2003 constitute the bulk of the data used to develop the IDEC. However, over the 10 years of IDEC development, additional diatom data issued from several projects conducted between 2004 and 2012

were subsequently incorporated into the database. These studies were conducted in collaboration with water agencies, provincial and federal governments, as well as universities. Diatom assemblages were collected and analysed using standard protocols (Lavoie et al., 2014). Identification was based on reference floras (e.g. Lavoie et al., 2008) and other relevant taxonomic publications.

2.3.2 Study area

Streams were selected from the IDEC database so that a wide range of watershed characteristics would be included (Fig. 2.1). The diatom samples were collected at 590 sampling locations distributed along 345 streams and creeks in the St. Lawrence River Basin. Very small ($< 0.5 \text{ km}^2$) and large ($> 2000 \text{ km}^2$) catchments were excluded. Subcatchment boundaries, representing the areas draining to each sampling station, were delineated from diatom sample points based on a digital elevation model (DEM), with a resolution of 10 m, derived from the topographic database of the Government of Québec (BDTQ, 1:20 000).

The sampling sites are distributed within three ecoregions: the Canadian Shield, the St. Lawrence Lowlands and the Appalachians. The southern part of the Canadian Shield is underlain by acidic igneous and metamorphic rocks (granite, gneiss, migmatite, etc.) covered by non-calcareous glacial tills low in clay-sized particles (Vincent, 1989). The Canadian Shield contains an intricate hydrological network of lakes, peat bogs, marshes, beaver ponds, rivers and streams. Its catchments are mostly covered by boreal forest with humo-ferric podzols soils (Clayton et al., 1978). The southern part of the Shield, however, overlaps the transition zone of mixed and boreal coniferous forests. The streams sampled are usually low in nutrients, conductivity and suspended solids, and exhibit circumneutral pH. These catchments are considered less impacted, with a few exceptions. The St. Lawrence Lowlands is a low-lying region with Paleozoic carbonate bedrock, overlain by glacial sediments and post-glacial marine clays, and characterized by fertile soils. The St. Lawrence Lowlands feature intensive farmlands and most of Quebec's population. The streams sampled are high in nutrients,

conductivity and suspended solids, and have higher pH. These catchments exhibit a gradient from slightly impacted to very impacted streams, most of the latter being located in the Upper St. Lawrence plain. The Appalachian Mountains are a geologically complex region with low and rounded relief. The rocks of this range are sedimentary, dating back to the Paleozoic era, and are covered by glacial tills. The catchments located in the Appalachians are also impacted by farming, but to a lesser extent. The streams sampled have intermediate levels of nutrients, conductivity and suspended solids. Many streams have their source in the Canadian Shield or the Appalachians and flow downstream through the St. Lawrence Lowlands. As a result, the water chemistry of some streams flowing through the lowlands reflects the characteristics of the upstream ecoregion. This is especially true for the large rivers of the northern shore flowing through the Mid St. Lawrence Plain and the Ottawa Plain.

2.3.3 Population data

Based on census data (Statistics Canada, 2002, 2007, 2012), and connected population to a wastewater treatment plant data (MAMROT), three variables were calculated for each catchment: total population density, connected population density, and the density of non connected population to a wastewater treatment plant. Evaluation of the population in a catchment from census divisions data is not an easy task. First, the population of each census division was divided by the number of buildings (BDTQ) to calculate population density per building. Then, the population of a catchment was calculated by summing the number of buildings within that catchment. The population density was calculated by dividing the total population by the catchment area. Finally, the population data of upstream catchments were cumulated to calculate the population density of downstream catchments.

2.3.4 Land cover

Land cover data were mainly derived from the following sources: 1) the Ecoforestry Information System (SIEF, 1:20 000) from the Quebec Ministry of

Natural Resources, which contains detailed large scale forestry mapping; 2) the topographic database of the Government of Québec (BDTQ, 1:20 000), which contains buildings, equipment, geomorphology, hydrography, hypsography, rail lines, road networks and vegetation; 3) the Annual Crop Inventory from Agriculture Canada (30 m resolution) and 4) the Insured Crop Database (ICDB, 1:50 000) from La Financière agricole, which contains the digitized contours of farm plots and annual crops reported by insured farmers. The final composite map is a raster image with a resolution of 30 m. We reclassified the land cover classes into seven categories: forests, urban areas, row crops (corn, soybeans), small grains (e.g. wheat, barley), horticultural crops, grassland and forage, and wetlands. Forests include any vegetated areas with shrubs and trees. Urban areas include all areas with impervious built surfaces, including residential and commercial areas, roads, and parking lots. The proportion (%) of land cover classes in each catchment (landscape composition) was calculated with the Fragstats computer program (McGarigal et al., 2002). The land use data of upstream catchments were cumulated to calculate the proportion of land use classes in downstream catchments.

2.3.5 Landscape metrics

Landscape metrics were obtained using the Fragstats computer program (McGarigal et al., 2002). The selected landscape metrics determine a complete patch characterization (number, density, edges, and shape), the degree of isolation, differences among patches (contrast), diversity and the spatial distribution of the patches (contagion) (McGarigal et al., 2002). These metrics have been commonly used in previous studies in dealing with land use patterns to explain water quality (e.g., Alberti et al., 2007; Uuemaa et al., 2005). A large set of landscape level metrics (e.g., Shannon's diversity index, contagion) and class level metrics (e.g., patch density, edge density, median area) were calculated. However, the 30-m resolution land cover data and the small size of some watersheds resulted in several watersheds having one or two patches or no patches at all for certain cover types, which prevented the calculation of some landscape-level metrics,

or class level metrics. Therefore, although many metrics were calculated, only a subset (27) of these was used to analyze all catchments.

2.3.6 Physiographic and watershed size groups

Surficial deposits data were obtained from two sources: 1) the Ecoforestry Information System (SIEF, 1:20 000) from the Quebec Ministry of Natural Resources, and 2) soil maps (1:20 000) from the Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA). Surficial deposits were grouped into six classes: silts and clays, organic deposits, sands and gravels, glacial deposits, rock outcrops and others. As in the case of land use data, they were reported as a percentage of the total catchment area. Slope data were derived from a digital elevation model (DEM) at 10 m resolution (BDTQ, 1:20 000). Slope values were then grouped into three categories, gentle (0-2%), moderate (2-10%) and steep (> 10%), and were also reported as a percentage of the total catchment area.

Surficial deposits and slope data were used to separate the 590 catchments into four physiographic groups using k-means clustering. These groups reflect in part the main ecoregions of the St. Lawrence River Basin: G1 (n = 182) contains catchments overlain by sand and gravel deposits, mainly on the southern shore of the St. Lawrence River; G2 (n = 101) is characterised by marine clay deposits and gentle slopes of the St.-Lawrence lowlands; G3 (n = 129) and G4 (n = 178) include catchments composed of glacial deposits with moderate to steep slopes on the Canadian Shield and the Appalachian Mountains, respectively (Fig. 2.1).

As recommended by Griffith et al. (2002), catchments were also separated into four size groups following an analysis of the distribution curve: S1) 0.5 to 10 km² (n = 155); S2) 10.1 to 50 km² (n = 178); S3) 50.1 to 250 km² (n = 146); and S4) 250.1 to 2 000 km² (n = 111).

2.3.7 Statistical analysis

Four types of statistical analyses were conducted on the IDEC variable. First, variation partitioning was used to evaluate the relative influence of the four groups of explanatory variables on the IDEC. Since there is only one response variable, the calculations were performed by multiple regression. Variation partitioning was based on the adjusted R^2 coefficients, which allows for an unequal number of variables in the explanatory groups. Most variables were standardized and transformed (log or logit) before variation partitioning analysis. Stepwise selection was employed to determine the best explanatory variables accounting for the observed variation in water quality. The stepwise approach combined both forward selection and backward elimination, with a nominal 0.01 significance level for entering and leaving the model. To avoid multicollinearity among independent variables, all predictors retained in the final models had a variance inflation factor < 10 .

Since nonlinearity and interactions may be expected in our dataset, regression trees and random forest models were also performed to explore the relationship between landscape configuration and water quality. Regression trees are a non-parametric statistical technique that partitions observations into groups having similar values for the response variable, based on a series of binary rules (splits) constructed from the predictor variables (Hastie et al., 2001). Single trees can be sensitive to specific variable values in specific cases, and random forests (Breiman, 2001) help to remedy this problem. The Random Forest algorithm creates multiple trees (500 in our case), each trained on a bootstrapped sample (33%) of the original training data, and searches only across a randomly selected subset of the input variables to determine a split (for each node). This procedure results in a robust model that also yields internal error estimates and measures variable importance (Breiman, 2001). This process can reduce prediction error rates by up to 30% compared with results from a single tree. We used the “randomForest” package (Liaw and Wiener, 2002) for the R statistical language (R Development Core Team, 2014). The analyses were performed with raw data and variables with missing values were discarded.

Random forests do not yield single trees that can be graphed, but results can be summarized numerically. They provide a useful measure of the importance of the predictive value of each explanatory variable. Importance values are determined using the cases excluded in growing each tree in the forest. Within these “out-of-bag cases”, the various explanatory variables are randomly permuted, one at a time. For each such permutation and each tree, the error in the fit is calculated. The importance of each variable is then the average amount by which the mean square error (MSE) of the fit increases when that variable is permuted compared with the average MSE when none are permuted (Liaw and Wiener, 2002).

Multiple regression and random forests analysis were performed first on the total set of 590 catchments, and then on each physiographic (4) and catchment size (4) groups. Regression trees were also performed on all datasets, but only the results from the total set of 590 catchments are presented. Physical variables were excluded from multiple regressions as they exhibited strong collinearity with landscape data. All variables were used in random forests as they account automatically for possible interactions among explanatory variables.

2.4 Results

2.4.1 Water quality

Figure 2.2 shows the distribution of IDEC values within the 590 catchments and the boxplots of IDEC values within each group. The catchments encompass the full range of IDEC values with, however, a greater number of catchments having lower water quality. A total of 41% of catchments belong to class D which is associated with eutrophic conditions and 18% belong to class A which reflects oligotrophic conditions. The median IDEC value is minimal in the marine plain of the St. Lawrence River (G2) where most of the intensive farming is concentrated. The range of IDEC values is also restricted in this group, since there are very few catchments exhibiting good water quality. At the opposite end, median IDEC values are higher in the Canadian Shield

(G3) and Appalachian Mountain (G4) catchments. These groups also exhibit the full range of IDEC values. IDEC values are more evenly distributed in the catchment size groups, which have similar medians.

2.4.2 Variation partitioning

The variation partitioning analysis reveals that the four sets of explanatory variables accounted for 53.6% of the total variation in IDEC values for the 590 catchments, with the overall contribution of landscape configuration factors totaling 48.4% (Fig. 2.3). The highest contribution is attributed to the shared influence of land cover, landscape configuration and soil types (18%), followed by the shared contribution of the four sets (16%). The individual contribution of each set is quite low, ranging from 1.2 to 6.2%, the highest being from landscape configuration. These results highlight the fact that there is a strong overlap between the contributions of the physical environment, land cover and landscape configuration. However, excluding the variation shared by the four sets, the individual influence of landscape configuration is higher than that of land cover and the physical environment.

2.4.3 Regression models

The relationship between landscape configuration and water quality was explored using multiple regression (Table 2.1), regression trees (Fig. 2.4) and random forests (Table 2.2). The physical setting (deposits and slopes) is one of the primary factors controlling water quality. These variables were identified as the most important by random forests, clay and glacial deposits having the strongest influence on stream water quality. IDEC values are negatively correlated with the proportion of silt and clay in the marine plain of the St. Lawrence River, where most of the intensive farming is concentrated. Conversely, IDEC values increase in watersheds with a higher proportion of glacial sediments, where agricultural activities are less intense. Since the relationship between the physical environment and IDEC values is well known and these variables

share most of their contribution with land cover and landscape configuration, they were set aside in multiple regression models and regression trees.

Aside from the physical environment, all three analyses identified similar variables to explain the variation in IDEC values. The proportion of forests (or conversely the proportion or density of farmland) is the predominant factor. Forest cover is the most important variable (after surficial deposits) identified by random forests (Table 2.2), followed by farmlands (grasslands, row crops or small grains). Patch density of row crops constitutes the first separation level of the regression tree (Fig. 2.4) and strongly discriminates between catchments having high IDEC values (mean = 62) and those having meso-eutrophic or eutrophic conditions (mean = 24). Among the latter, forest cover (2nd level of separation) strongly discriminates between catchments exhibiting mesotrophic and eutrophic conditions, the worst conditions being present in catchments with less than 47% forest cover.

The second set of variables is related to the landscape configuration of the catchments. Landscape diversity or contagion (which are inversely correlated), forest edge density and wetland edge or patch densities are the most common variables identified as important. In the regression tree (Fig. 2.4), forest edge density becomes important in agricultural catchments where there remains over 47% of forest (3rd level of separation). Even at this lower level of the regression tree, there is a significant difference in IDEC values ($p < 0.01$) between catchments with lower forest edge densities (mean IDEC = 21) and those with higher edge densities (mean IDEC = 41). Finally, landscape contagion seems to have a positive impact in catchments with intermediate levels of disturbance (diversity having the opposite effect). At the third level of separation of the regression tree, higher landscape contagion values are associated with higher IDEC values ($p < 0.01$), whereas the landscape Shannon's diversity index is associated to negative coefficients in multiple regression models.

Population data are the last set of variables identified as important by all three analyses; population density, urban areas and the density of the population not connected

to a wastewater treatment plant being the most common variables. In the regression tree, the proportion of urban areas (2nd level of separation) discriminates between the catchments exhibiting oligotrophic conditions (no row crops and no urban areas) and mesotrophic streams.

2.4.4 Catchment scale

All analyses were run separately for each catchment size group (S1-S4). Tables 2.1 and 2.2 show the results of the multiple regression and random forest models. Regression trees yielded similar results and are not shown. The predictors are quite similar from one group to another, with some permutations (e.g. patch density vs edge density). It seems however, that wetlands have a stronger positive impact on water quality in small catchments (S1-S2) than in large ones, and that population densities and urban areas have a stronger negative impact in large watersheds. But the main difference between the groups is the performance of the models. In the smallest catchments (S1: 0.5 to 10 km²), multiple regression and random forest models exhibit their lowest R², 0.48 and 0.35, respectively. The performance of the models increases in larger catchments; the highest R² being obtained in group S3 (50 to 250 km²). This effect is probably related to the resolution of the data used, as discussed below.

2.4.5 Physiographic groups

All analyses were also run separately for each physiographic group (G1-G4), which are closely related to ecoregions. The performance of the models is weaker in these groups and no model could be fitted to group G2. Most of the intensive farming is concentrated in this group, where IDEC values are minimal. The range of IDEC values is also restricted in this group, since there are very few catchments exhibiting good water quality. The models performed better in groups G3 (Canadian Shield) and G4 (Appalachian Mountains), in which IDEC values are higher and more evenly distributed. The important predictors are quite similar to the ones described so far, with some factors specific to each physiographic zone. For example, in G1 (sand and gravel deposits),

horticultural crops were identified as an IDEC predictor due to the presence of cranberry farms.

2.5 Discussion

2.5.1 What is the relative influence of landscape configuration on stream water quality?

Variation partitioning analysis showed that landscape configuration explained 48% of the variation in IDEC values. However, since the physiographic setting constrains most agricultural activities (row crops are concentrated in the clay-dominated lowlands), most variation was attributed to the shared influence of surficial deposits, land cover and landscape configuration (34%). Excluding the shared variation, landscape configuration alone explains 6.2% of the variation, which is the highest single contribution.

These results are difficult to compare with those of previous studies. To the best of our knowledge, this study is the first to comprehensively analyze the relative variation explained by the physical environment, population data, land cover and landscape configuration. Most of the previous studies were aimed at developing regression models combining landscape composition and configuration, without partitioning the variation. For example, Hunsaker and Levine (1995), Johnson et al. (2001), Griffith et al. (2002), Snyder et al. (2005) and Uuemaa et al. (2007) found that a combination of landscape composition and configuration metrics explained between 21 and 86% of the variation in water quality. These authors tested a low number of configuration metrics (5-11), mostly at the landscape level, and did not partition the variation between the different groups of variables. Amiri and Nakane (2009) tested a higher number of configuration metrics (60) but on a low number of catchments (21). All these authors concluded that landscape composition (land cover proportions) is the most important predictor of water quality, and it demonstrates closer relationships with water quality parameters than configuration. Nevertheless, most of them also found that some configuration metrics play a role and may improve regression models. For example, Snyder et al. (2005) found

that the amount of impervious surfaces within a watershed conveyed more information than landscape configuration metrics derived from these surfaces, but inclusion of the latter always improved predictive capability. Our results show that most of the variation is in fact shared between land use, landscape configuration and the physical environment. For example, in the western part of the St. Lawrence Valley, row crops are dominant on clay deposits and the landscape is characterised by large patches of cultures and a low number of dispersed forest patches. Johnson et al. (1997) also found that the shared variation of land use and surficial deposits explained 22% of the variation for a set of water quality variables. To understand the real influence of spatial configuration on water quality, it therefore seems essential to first determine the influence of the physical environment (deposits, soils, slopes) and land cover. When shared variation is excluded, our results show that landscape configuration metrics still explain 6.2% of the variation, which is significantly more than the unique contribution of land cover (1.2%).

2.5.2 Which landscape metrics are best related to water quality?

Results from regression models confirmed that the physical setting of watersheds (deposits and slopes) and the proportion of land cover classes (mainly forests, wetlands, crops and urban areas) have a major impact on stream water quality. Most of the previous studies also identified row crop agriculture and urban areas as dominant factors contributing to degraded water quality. Still, a few configuration metrics emerged in our study as being important factors controlling water quality. Landscape diversity, or inversely contagion, appeared to have a negative impact on water quality in our dataset. One of these two factors was selected in all models. Given the structure of our database, which contains the full range of forest cover (0-100%), increasing the diversity leads to a fragmentation of natural environments (Fig. 2.5a). Griffith et al. (2002) found similar results in 271 catchments in central USA. In this contiguous grassland region, the presence of small agricultural areas increases land cover diversity and thus negatively affects stream condition. However, a number of studies showed that a diversified landscape may have rather a positive impact on water quality. The contradictory effect of diversity is in fact related to the nature of the dominant land cover in each ecoregion.

In catchments dominated by crops, higher landscape diversity (as may be seen at the lower range of the forest cover in Fig. 2.5a) may in fact reduce nutrient and organic material losses and improve water quality (Gergel et al., 2002; Jones et al., 2001; Uuemaa et al., 2005).

Contagion is inversely correlated to diversity. The contagion index can vary in a theoretical landscape from 0 to 100. Zero represents the most disaggregated landscape and 100 a single patch. Our results from a regression tree showed that a contagion index higher than 65 is related to better water quality. An area that has contiguous land cover or that is dominated by forest tends to have a higher contagion index (Fig. 2.5b) and better water quality. Hunsaker et al. (1995), who studied the impact of landscape patterns on water quality in 47 catchments in Illinois, also reported that landscape contagion was positively correlated with water quality.

Forest edge density also seems to have a positive influence on water quality. This metric measures the total length of all forest edge segments per ha (m/ha). Edge density has a parabolic relationship with the proportion of forest cover (Fig. 2.5c) and increases rapidly as the forest cover expands. At around 50% forest cover, edge density starts to decrease. This inflexion point corresponds to a node in the regression tree (Fig. 2.4) where edge density becomes a factor impacting on water quality when forest cover is higher than 47%. Uuemaa et al. (2007) also found that edge density was negatively correlated with total nitrogen concentrations in Estonian rivers and suggested that more complex landscape patterns can retain more nutrients and organic matter. Liu et al. (2012) also found that edge density had negative correlations with NO₃, TN and TP concentrations in agriculture-dominated watersheds in China. In certain circumstances, our results suggest that a forest edge density higher than 36 m/ha is beneficial for water quality. For example, Figure 2.6 shows two catchments exhibiting similar characteristics, but different forest edge densities and water quality. One has low forest edge density (29) and poor water quality (IDEC = 16) and the other has higher edge density (51) and better water quality (IDEC = 47). In the latter catchment, the high edge density is associated with complex woodlands following river corridors and gullies,

which improves the filtration capacity. In the other catchment, forests are concentrated upstream and are scarce downstream.

The last group of landscape metrics selected by regression models are related to wetlands (patch and edge densities). However, these two metrics are in part correlated to the proportion of wetlands in a catchment and may have been selected as a proxy to the proportion of wetland cover. Wetlands may act as nutrient and sediment sinks in agricultural catchments. Although this function may be variable from one catchment to another, wetland-related metrics selected by regression models were all positively correlated with water quality.

A closer look at the regression tree (Fig. 2.4) suggests a hypothesis regarding the influence of landscape configuration on water quality. First, it is obvious that landscape composition (and the underlying physical setting) plays a primary role. Forest and wetland areas improve stream water quality whereas crops and urban areas are sources of nutrients, organic matter and sediments. The influence of landscape configuration appears at certain thresholds. In areas with intensive crop farming ($> 50\%$), an improvement of water quality will come with more forests and wetlands, and the configuration of those patches is less relevant. As forest cover increases ($> 50\%$), forest edge density becomes an issue. For the same proportion of forest, complex patches will be more efficient filters than large regular patches. Forest edge density seems to control the extent of the interface with the agricultural sources and thus promotes the “sink” effect of forests on nutrients. At the other end of the pollution gradient, the water quality of forested catchments will start to deteriorate as the landscape becomes more fragmented, leading to higher landscape diversity and lower landscape contagion (Fig. 2.5a, b). Water quality significantly drops when landscape contagion is lower than 65. As row crops increase, landscape diversity and contagion become less relevant and forest edge density more important.

Gergel et al. (2002) also came to the conclusion that the relationship between an aquatic system attribute and a landscape indicator may be nonlinear and exhibit

threshold responses. Gergel (2005) also pointed out that landscapes with intermediate abundances of nutrient source (e.g. crops) and sink (e.g. forests) cover types are expected to exhibit the greatest variety in arrangement of cover types, and thus exhibit the most variation in nutrient loading. This suggests that the utility of landscape indicators is dependent on the percent of the watershed occupied by source cover types. In watersheds containing intermediate abundances of source cover types, landscape indicators that characterize the spatial configuration of sources or sinks may be most helpful. At both high and low percentages of source areas, percent cover metrics alone should be more useful for explaining the variation in loading.

2.5.3 Does the relationship between landscape configuration and water quality depend on catchment scale?

The best regression models were obtained from the group of catchments with sizes ranging from 50 to 250 km². The stepwise regression model, which did not include physiographic data, explained almost 70% of the variation in IDEC values, whereas the random forest model explained 76%. The worst performances were obtained in small watersheds (< 10 km²), where the models explained between 35 and 48% of the variation. The poorer performance of models in small catchments may be explained by three factors. First, the resolution of our land use data (30 m) was probably too coarse for those watersheds. Although Landsat data were used in most previous studies, a resolution of 5 m would probably be better suited for catchments smaller than 10 km². It is well known that the results of spatial data analysis depend on grain size and data aggregation methods (e.g. Uuemaa et al., 2005). The grain size of our dataset was probably best suited for catchments larger than 10 km². Second, at such a scale (< 10 km²), it becomes essential to use agronomic data (tillage systems and fertilization) to properly model water quality. However, it is difficult to obtain such data in a study covering hundreds of catchments. Finally, by-pass mechanisms could be an issue in small agricultural catchments with drainage tiles, since the higher contribution of subsurface flows may decrease the influence of landscape patterns on stream water quality. Loading in such watersheds could certainly impact the utility of landscape indicators based solely on surficial land use conditions and flowpaths. Thus, the results

obtained in small catchments must be analyzed with caution, which limits our ability to assess the effects of scale.

It has been suggested in previous research that as a watershed gets larger, land cover proportions alone explain most of the water quality variability, whereas for smaller watersheds landscape configuration becomes more important (Graham et al., 1991; Roth et al., 1996). This trend is not obvious in our dataset. Landscape diversity, for example, was selected as a factor impacting on water quality at every scale. There are, however, some differences between the smaller and larger watersheds. In the two small size groups (0.5-10 km² and 10-50 km²), the selected factors are related to the proportion and configuration of forests and wetlands. In these small agricultural catchments, the most important factor leading to an improvement in water quality is the expansion of forest and wetland cover. In the two large size groups (> 50 km²), percentage and configuration of crops are the most important factors leading to the fragmentation of forests and wetlands and the resulting decrease in water quality. Population data are also more important in the larger catchments, since municipalities are usually located downstream. Other studies also indicated that the influence of land use on stream health is scale-dependent (e.g. Lammert and Allan, 1999; Wang et al., 2001). Uumäa et al. (2005) observed complicated behavior of landscape metrics due to their varying responses to changes in scale and spatial pattern. Our results suggest that one must have a thorough knowledge of the catchments studied in order to properly interpret landscape configuration at different scales and that broad generalizations are not yet within reach.

2.5.4 Does the relationship between landscape configuration and water quality vary between ecoregions?

Variation partitioning and random forests showed that the physical setting of watersheds (deposits, slopes) is one of the primary factors affecting stream water quality since it directly constrains land cover and landscape configuration. The overlapping effects of soils, land cover and landscape configuration ensure that the physiographic groups discriminate the IDEC data quite well (Fig. 2.2), which leads to a modelling

issue. The model R^2 are systematically lower within the physiographic groups, especially in Group 2 (silt and clay deposits) where no model could be fitted, partly due to the restricted range of IDEC values. But beyond that observation, are there any distinct landscape patterns in each physiographic group or ecoregion? First, it must be emphasized that there is a stratification of catchment sizes behind the physiographic groups. Groups G1 and G2 are smaller in size than groups G3 and G4. There is a particularly strong overlap between the size group S1 ($< 10 \text{ km}^2$) and the physiographic group G2 (silt and clay deposits). So all the pitfalls previously identified in group S1 also prevail in group G2. Second, landscape diversity is once again one of the factors influencing water quality in every group, that metric being replaced by landscape shape index in group G3 (those two metrics being partly correlated). Finally, it seems that the other factors were selected based on the specificities of landscape composition in each group. For example, the percentage of horticultural crops was selected in group G1 by the stepwise regression because of the presence of cranberry farms in this area. In group G4, population data were important predictors because this area is more populated. In group G3, stream water quality is affected by the composition and configuration of the agricultural lands located downstream. Once again, these results emphasize the importance of knowing the specifics of the studied watersheds and the difficulty of identifying general trends.

2.5.5 What are the implications for management practices?

Our results have practical implications, especially for catchments ranging in size from 10 to 250 km^2 . The resolution of our dataset was well suited for that range of catchment size, which was not the case for smaller catchments. In the 10 to 250 km^2 range of catchment sizes, model performance (Tables 2.1 and 2.2) was stronger, and watersheds in this range are also more suitable to management and restoration activities than larger ones.

In areas of intensive farming, the priority seems to be to attain forest cover over at least 50% of the watershed. Almost half of the studied catchments had a forest cover

below this threshold, at which eutrophic and meso-eutrophic conditions ($IDE < 45$) become more frequent in streams and rivers. Similar results were obtained by Snyder et al. (2005) who showed that the streams of Maryland exhibiting excellent water quality had an average of 49% forest cover in their watersheds. In areas of intensive farming, the addition of woodlands and wetlands increases landscape diversity, which in turn is beneficial for aquatic ecosystems. The shape and the location of forested patches are also relevant. Woodlands and wetlands with a complex shape and located along the streams and gullies will benefit water quality more than large patches located far from the streams. At some point, a further increase in water quality will only be possible if forest cover becomes more continuous. At that point, lower landscape diversity and higher contagion will be beneficial for stream water quality. These are of course general guidelines. At the small catchment scale, best management practices and point source pollution controls will also have to be implemented to obtain significant results.

2.6 Conclusion

Implementing an explicit spatial management scheme for water into the integrated management of catchments, notably through the use and occupation of soils, constitutes a major issue at local and global scales. In the face of this challenge, understanding the influence of landscape structure on water quality opens-up new avenues for catchment rehabilitation. As a matter of fact, a better grasp of this issue could ultimately help to determine middle- and long-term objectives which would influence spatio-temporal occupation of the territory in such a way as to improve water quality. However, by investigating the relationship between landscape configuration and water quality in a large number of watersheds (590) at varying catchment scales, this study demonstrates how complex an enterprise it is to reach an acceptable comprehension of this issue.

More specifically, whereas many landscape configuration indices were identified as having an influence on water quality, this influence remains intimately linked to the characteristics of the physical environment and occupation of the territory. These two

sets of variables are in fact those which have the strongest influence on water quality, whereas the configuration of the landscape will modulate it.

These results open-up promising avenues for the future. Firstly, they clearly highlight the necessity of studying appropriate catchment sizes relative to the available spatial resolution (in our case, with a spatial resolution of 30 m, catchments of 10 to 250 km²). Secondly, our results suggest that the influence of landscape configuration on water quality could be more clearly understood if physical characteristics of the studied catchments were accounted for, since they play a major role on the type of soil occupation, at least in the North American context. Finally, our results confirm that the interpretation of landscape configuration indices should be conducted with caution by contextualizing them according to the catchment size and the type of soil occupation.

In this study, an effort was made to include landscape indices which are most familiar to territorial managers (Botequilha Leitão and Ahern, 2002) and most commonly used in landscape ecology. These metrics characterize landscape configuration in an 'objective' way (Cushman et al., 2008), however, they also compexify the interpretation of results. Thus, the development of new fonctionnal metrics could help to better understand the influence of landscape configuration on water quality. More specifically, characterizing spatial configuration of nutrient sources and sinks and linking them to hydrological processes appear as promising for future studies. The results of this extensive analysis show that understanding the links between landscape configuration and water quality will have to be accomplished through the analysis of comparable catchments in terms of size and physical traits, and through new functional landscape indices explicitly related to hydrological and nutrient processes at the catchment scale.

2.7 Acknowledgements

We thank Marie-Josée Coté (Quebec Ministry of the Environment) for providing land cover and surficial deposits data and the digital elevation model. This work was

supported by scholarships and grants from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and the Fonds de recherche du Québec Nature et Technologies (FRQNT) to F. Clément and S. Campeau and by grants from the Social Sciences and Humanities Research Council of Canada to J. Ruiz. This study was also supported by the Centre de Recherche sur les Interactions Bassins Versants – Écosystèmes Aquatiques (RIVE) and the Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et en environnement aquatique (GRIL).

2.8 References

- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis on Puget lowland sub-basins. *Landscape Urban Plan.* 80, 345-361.
- Amiri, B.J., Nakane, K., 2009. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour. Manag.* 23, 931-956.
- Botequilha Leitão, A., Ahern, J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape Urban Plan.* 59, 65-93.
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5-32.
- Clayton, J.S., Ehrlich, W.A., Cann, D.B., Day, J.H., Marshall, I.B., 1978. Soils of Canada. 2 volumes. Research Branch, Department of Agriculture, Ottawa, Ontario.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., Neel, M.C., 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecol. Indicators* 8, 691-703.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M., Stanley, E.H., 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.* 64, 118-128.
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landscape Ecol.* 20, 177-189.
- Graham, R.L., Hunsaker, C.T., O'Neill, R.V., Jackson, B.L., 1991. Ecological Risk Assessment at the Regional Scale. *Ecol. Appl.* 1, 196-206.
- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S., Lek, S., 2006. Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 2087-2106.
- Grenier, M., Lek, S., Rodríguez, M.A., Rousseau, A.N., Campeau, S., 2010. Algae-based Biomonitoring: Predicting Diatom Reference Communities in Unpolluted Streams using Classification Trees, Random Forests, and Artificial Neural Networks. *Water Qual. Res. J. Can.* 45, 413-425.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A., Whistler, J.L., Price, K.P., 2002. Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to central plains stream conditions. *J. Environ. Qual.* 31, 846-859.

- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J., 2001. *The Elements of Statistical Learning*. New York, Springer.
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonchot, P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol.* 51, 1757-1785.
- Hunsaker, C.T., Levine, D.A., 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in Rivers. *BioScience* 45, 193-203.
- Johnson, L.B., Richards, C., Host, G.E., Arthur, J.W., 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biol.* 37, 193-208.
- Johnson, G.D., Myers, W.L., Patil, G.P., 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *J. Am. Water Resour. As.* 37, 821-835.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H., O'Neill, R.V., 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecol.* 16, 301-312.
- Kelly, M.G., Whitton, B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7, 433-444.
- Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodriguez, M.A., Campeau, S., 2011. Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 487-497.
- Lammert, M., Allan, J.D., 1999. Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environ. Manage.* 23, 257-270.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M., Dillon, P.J., 2006. A diatom-based index for the biological assessment of Eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 1793-1811.
- Lavoie, I., Hamilton, P.B., Campeau, S., Grenier, M., Dillon, P.J., 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presses de l'Université du Québec, 241 p.

- Lavoie, I., Grenier, M., Campeau, S., Dillon, P.J., 2010. The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) version 2.0: Including meaningful ecological classes and an expanded coverage area that encompasses additional geological characteristics. *Water Qual. Res. J. Can.* 45, 463-477.
- Lavoie, I., Campeau, S., Drakulic, N., Winter, J., Fortin, C., 2014. Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: an overview of 10 years of index development and ongoing challenges. *Sci. Total Environ.* 475, 187-200.
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by random Forest. *The Newsletter of the R Project* 2, 18-22.
- Liu, W., Zhang, Q., Liu, G., 2012. Influences of watershed landscape composition and configuration on lake-water quality in the Yangtze River basin of China. *Hydrol. Process.* 26, 570-578.
- Lowe, R.L., Pan, Y., 1996. Benthic algal communities and biological monitors. In R. J. Stevenson, M. Bothwell, and R. L. Lowe (editors). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, pp. 705-739.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- Moreno-Mateos, D., Mander, U., Comin, F. A., Pedrocchi, C., Uuemaa, E., 2008. Relationships between landscape pattern, wetland characteristics, and water quality in agricultural catchments. *J. Environ. Qual.* 37, 2170-2180.
- Omernik, J.M., 1977. Nonpoint source-stream nutrient level relationships: a nation wide study. EPA 600/3-77-1056. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., Baillargeon, W.S., 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale; Using Landscape Indicators to Assess Biotic Diversity, Watershed Integrity and Landscape Stability. *Bioscience* 47, 513-519.
- Pan, Y., Herlihy, A., Kaufmann, P., Wigington, J., Van Sickle, J., Moser, T., 2004. Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: a multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia* 515, 59-73.
- R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rohth, N.E., Allan, J.D., Erickson, D.L., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol.* 11, 141-156.
- Snyder, M.N., Goetz, S.J., Wright, R.K., 2005. Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics. *J. Am. Water Resour. As.* 41, 659-677.
- Stevenson, R.J., Pan, Y., 1999. Assessing ecological conditions in rivers and streams with diatoms. pp.11-40 in E. F. Stoermer and J. P. Smol (Eds.), *The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Uuemaa, E., Roosaare, J., Mander, Ü., 2005. Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecol. Indicators* 5, 350-369.
- Uuemaa, E., Roosaare, J., Mander, Ü., 2007. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nord. Hydrol.* 38, 125-138.
- Vincent, J.S., 1989. Le Quaternaire du sud-est du Bouclier canadien. In: *Le Quaternaire du Canada et du Groenland*. Edited by R.J. Fulton. Ch. 3. Vol. 1, Ottawa, Ontario.
- Walsh, G., Wepener, V., 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA* 35, 579-94.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environ. Manage.* 28, 255-266.

2.9 Annexe

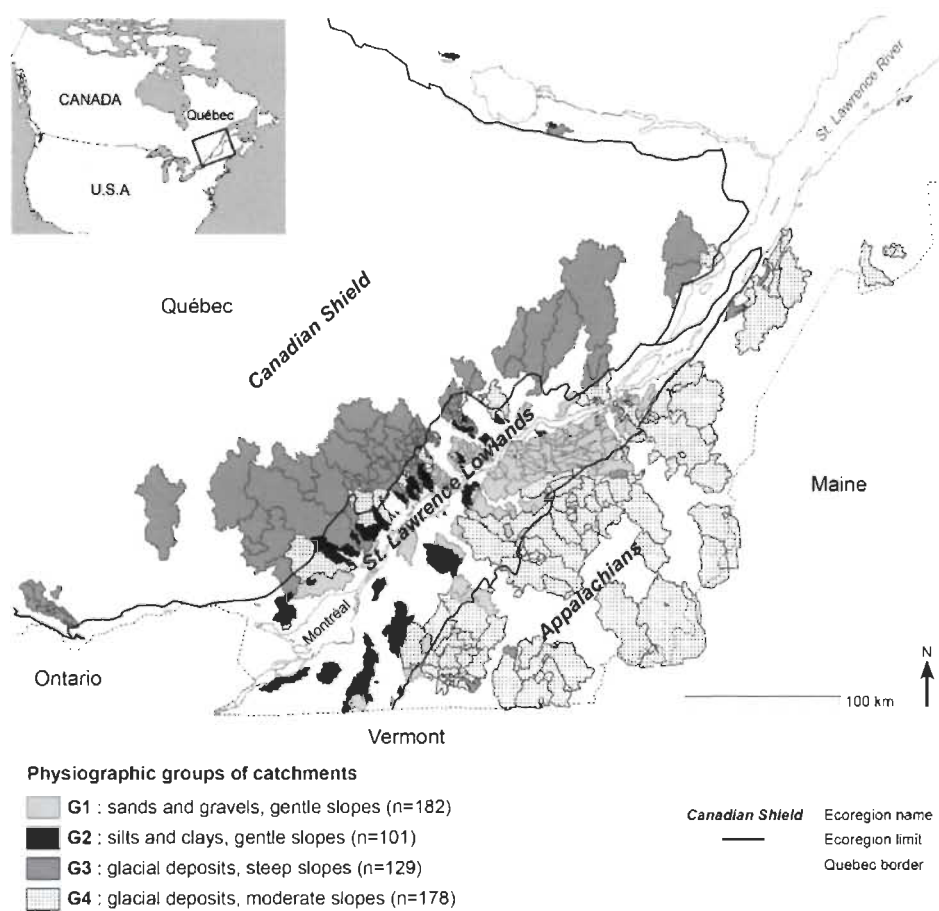


Figure 2.1 Location of the 590 study catchments and four physiographic groups.

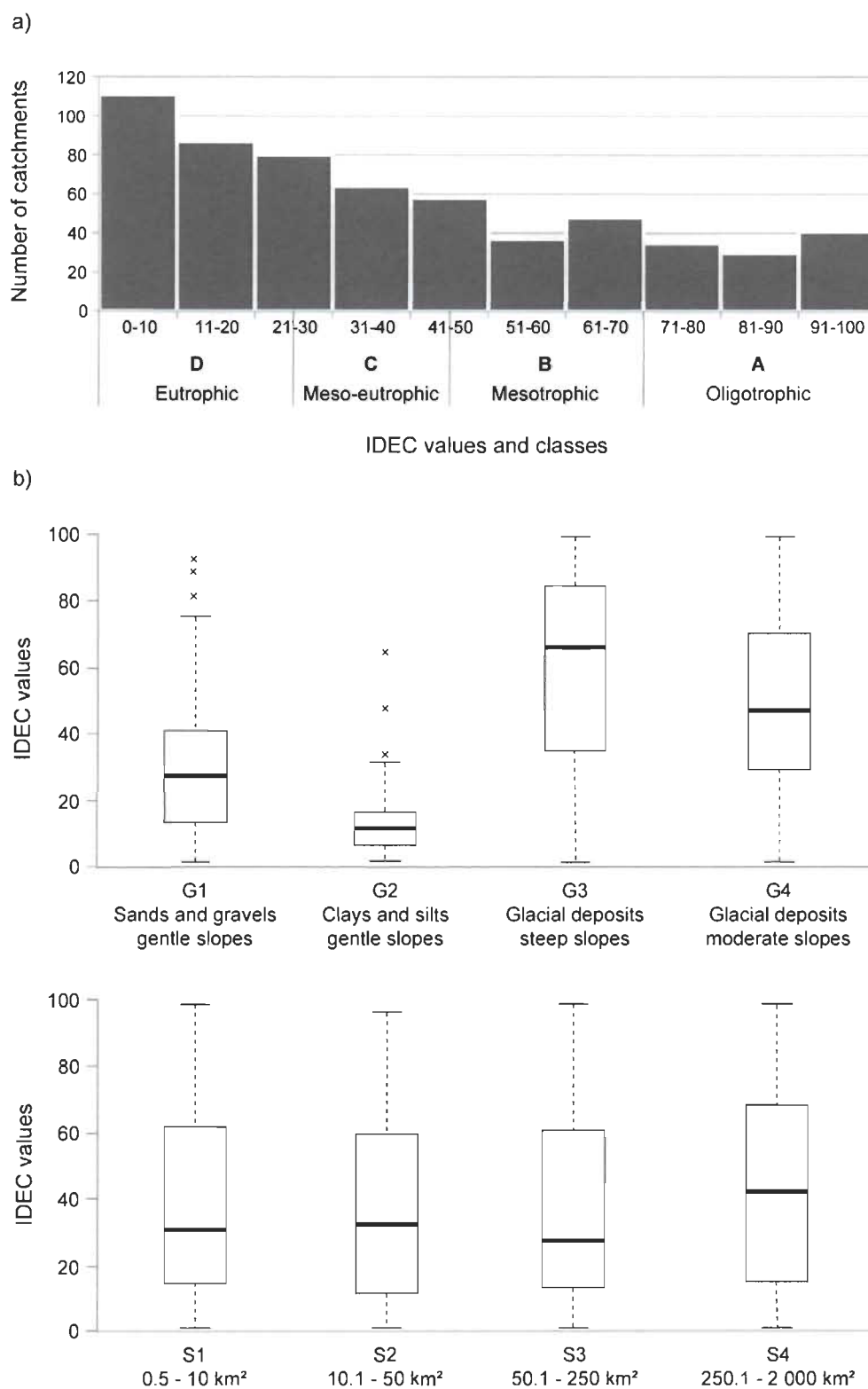


Figure 2.2 Distribution of IDEC values within the 590 catchments (a) and boxplots of IDEC values within each physiographic and size group (b).

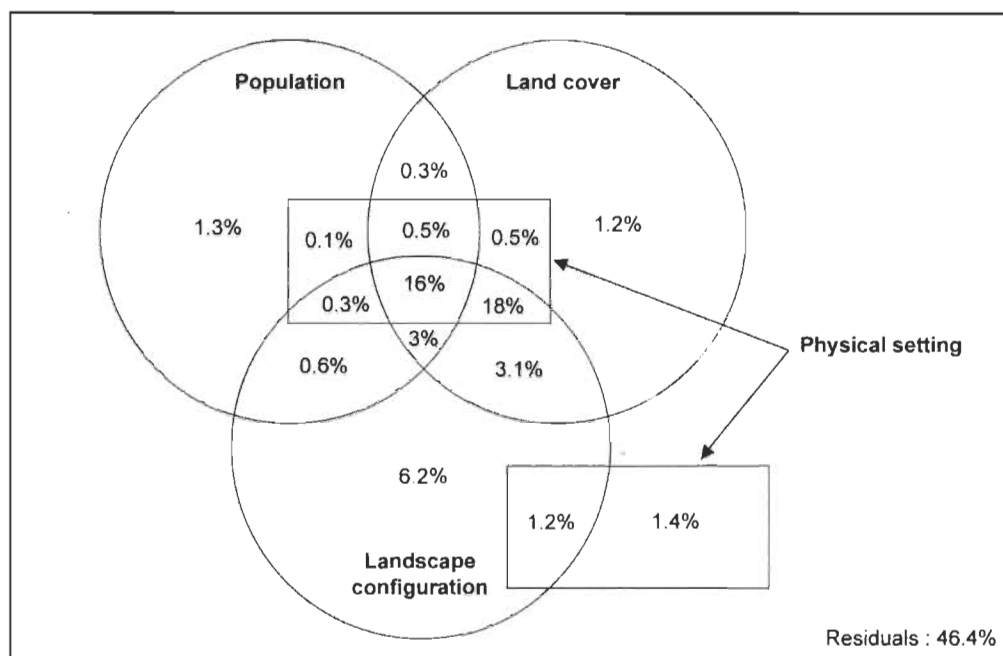


Figure 2.3 Percentage of variation in IDEC data accounted for by the four sets of explanatory variables derived by multiple regression (590 catchments).

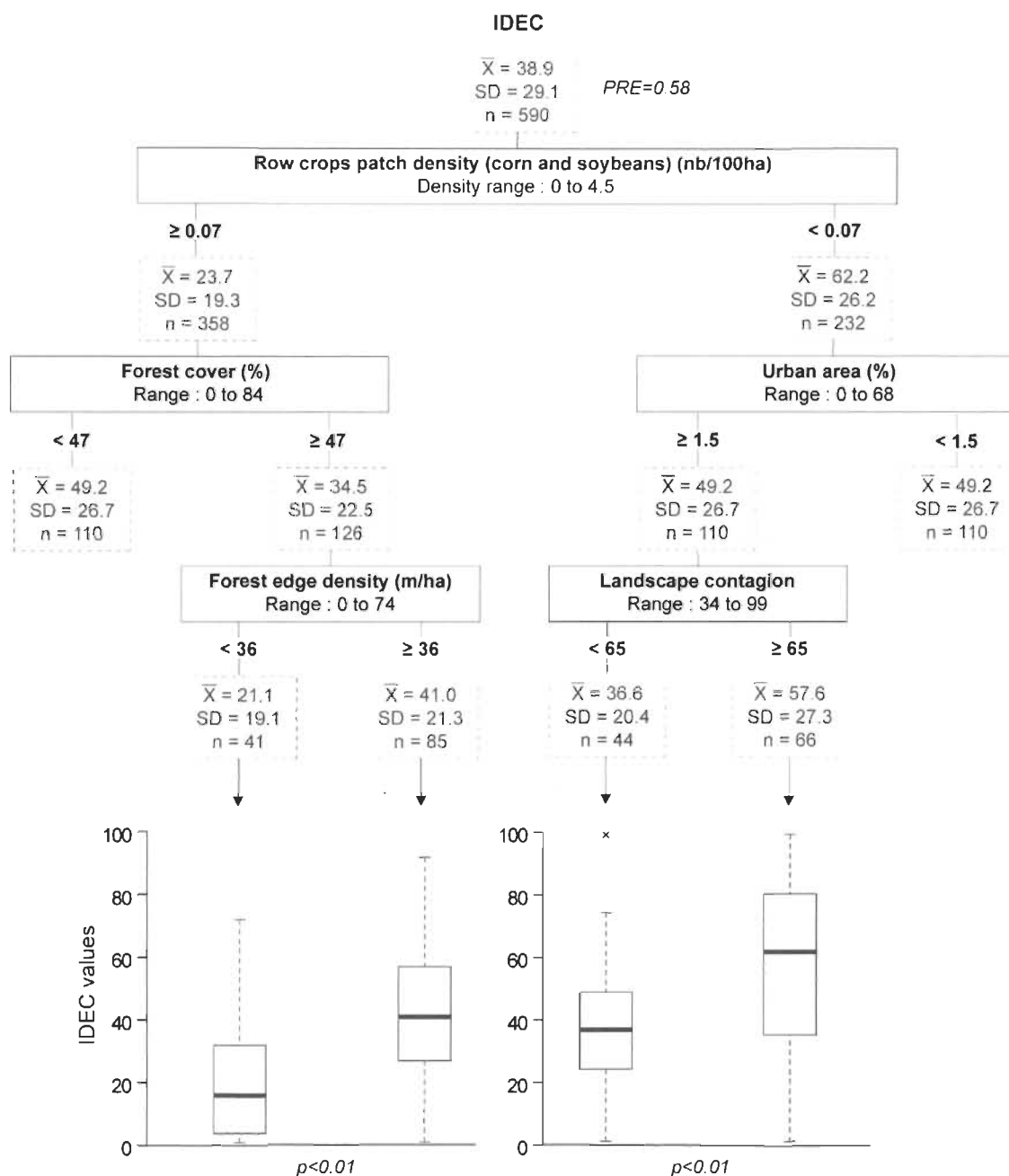


Figure 2.4 Regression tree for the dependent variable IDEC.

The tree partitions observations into groups having similar values for the response variable, based on a series of binary rules (splits) constructed from the predictor variables. The boxes delimited by dashed lines show the mean IDEC values for each group, along with the standard deviation and the number of catchments (n). The boxplots show the distribution of IDEC values for the last two divisions of the tree. The physical variables (deposits and slopes) were excluded from the analysis.

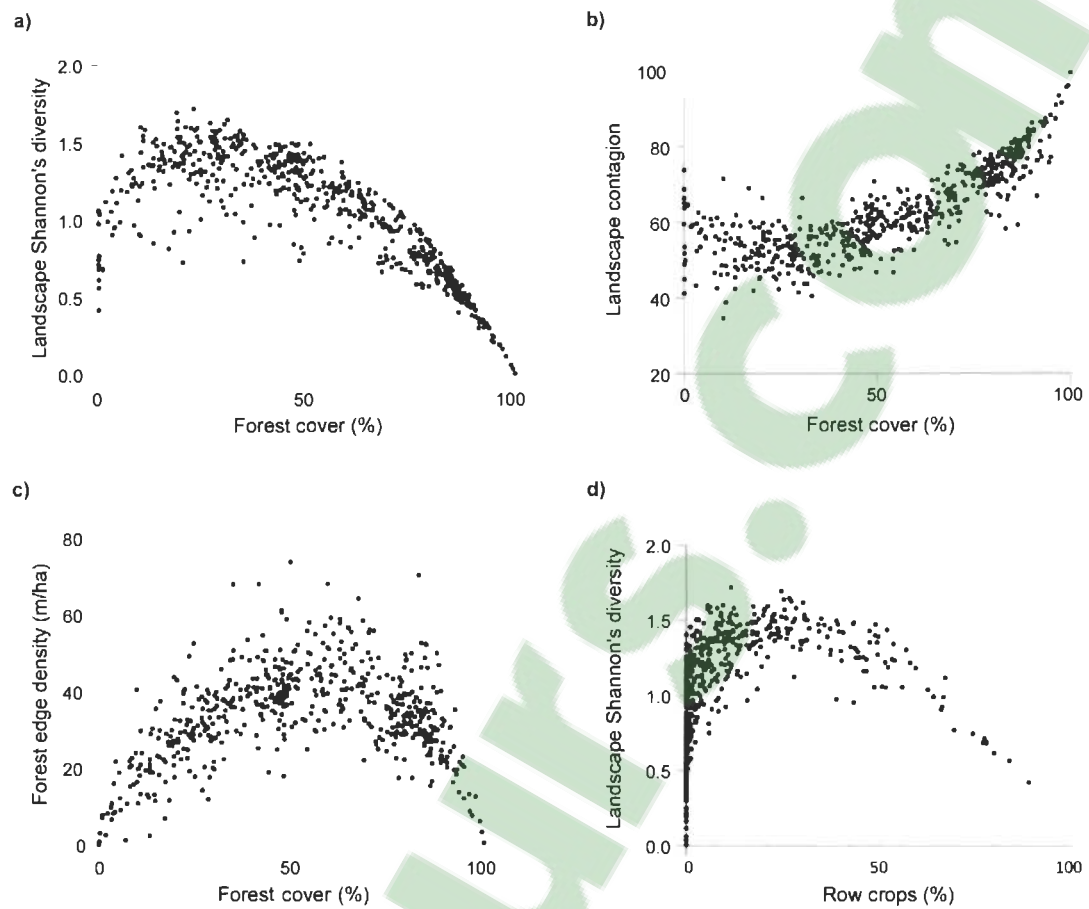


Figure 2.5 Relationships between land cover (forests and row crops) and landscape configuration metrics (diversity, contagion and forest edge density).

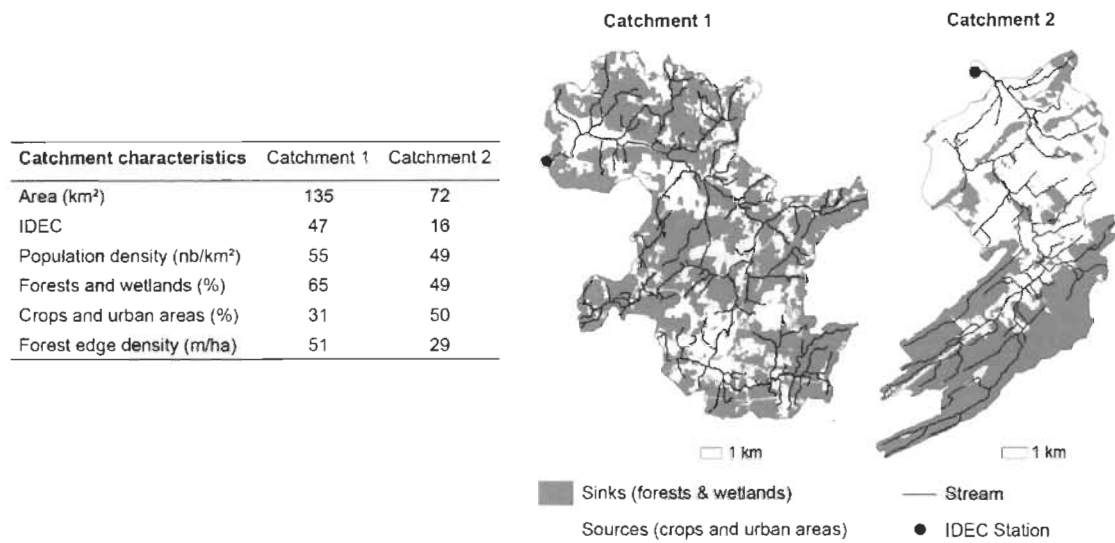


Figure 2.6 Catchments exhibiting similar characteristics, but different forest edge densities and water quality.

Table 2.1
Results of stepwise regression analyses

	Coefficient	Std Error	<i>t</i>	<i>R</i> ²	Std err. of estim.
All catchments (n = 590)				0.52	20.4
Constant	55.61	5.93	9.38		
Landscape Shannon's diversity	-36.03	4.08	-8.84		
Forests (%)	0.26	0.06	4.33		
Forest edge density (m/ha)	0.36	0.09	4.13		
Non connected population density (n/km ²)*	-0.18	0.05	-3.25		
Urban patch density (n/100 ha)	-2.69	0.89	-3.01		
S1: catchments 0.5-10 km² (n = 155)				0.48	20.6
Constant	29.54	7.85	3.76		
Forests (%)	0.41	0.07	6.10		
Wetland patch density (n/100 ha)	3.70	1.16	3.20		
Landscape Shannon's diversity	-16.20	5.82	-2.79		
S2: catchments 10-50 km² (n = 178)				0.62	17.7
Constant	42.82	11.79	3.63		
Forests (%)	0.47	0.10	4.88		
Landscape Shannon's diversity	-30.02	6.72	-4.47		
Wetland edge density (m/ha)	0.38	0.13	3.07		
S3: catchments 50-250 km² (n = 146)				0.69	16.4
Constant	257.30	53.37	4.82		
Landscape Shannon's diversity	-95.83	16.14	-5.94		
Non connected population density (n/km ²)*	-0.37	0.10	-3.92		
Small grains**(%)	-1.54	0.50	-3.08		
Landscape contagion (%)	-1.59	0.57	-2.79		
S4: catchments 250-2000 km² (n = 111)				0.68	18.4
Constant	99.15	7.37	13.45		
Forage and grassland (%)	1.68	0.29	5.87		
Wetland median area (ha)	6.49	1.14	5.68		
Landscape Shannon's diversity	-68.93	12.16	-5.67		
Small grains edge density (m/ha)	-3.71	0.71	-5.24		
Row crops median area (ha)	-2.34	0.67	-3.48		
G1: sands and gravels, gentle slopes (n = 182)				0.38	15.6
Constant	72.78	6.34	11.49		
Landscape Shannon's diversity	-27.69	5.49	-5.05		
Forage and grassland (%)	-0.44	0.09	-4.72		
Horticultural crops (%)	3.56	0.91	3.93		
Population density (n/km ²)	-0.02	0.01	-3.12		
G2: silts and clays, gentle slopes (n = 101)					
<i>No model could be fitted</i>					
G3: glacial deposits, steep slopes (n = 129)				0.55	20.5
Constant	82.59	3.12	26.46		
Landscape shape index	-0.86	0.17	-5.07		
Row crops patch density (n/100 ha)	-235.26	46.71	-5.04		
Forage and grassland (%)	-1.15	0.33	-3.53		
G4: glacial deposits, moderate slopes (n = 178)				0.45	20.6
Constant	96.15	5.84	16.47		
Landscape Shannon's diversity	-48.19	5.33	-9.04		
Non connected population density (n/km ²)	-0.35	0.10	-3.65		
Wetlands (%)	1.62	0.46	3.56		
Urban areas (%)	-0.98	0.35	-2.79		

Relating IDEC values (dependent variable) to explanatory variables ($p \leq 0.01$) for all catchments (n = 590) and each physiographic (G1-G4) and size group (S1-S4). The physical variables (deposits and slopes) and outliers were excluded from the analyses.

Table 2.2

R² values for the nine random forests produced and the values derived for the importance of explanatory variables in relation to the IDEC

	All	G1	G2	G3	G4	S1	S2	S3	S4
Model R²	0.68	0.36	0.05	0.62	0.58	0.35	0.65	0.76	0.68
Physical setting									
Silts and clays (%)	29.4	17.4	2.2	9.0	17.8	16.4	20.1	14.2	13.8
Glacial deposits (%)	16.5	4.7	6.0	4.2	16.6	7.2	11.1	12.6	8.7
Sands and gravels (%)	17.6	7.7	1.6	5.6	7.3	6.3	8.1	9.9	6.7
Gentle slopes (%)	8.1	8.1	4.2	5.3	5.2	5.4	7.6	4.1	6.6
Moderate slopes (%)	15.1	7.1	4.4	3.7	6.7	2.9	6.9	4.0	15.3
Steep slopes (%)	11.7	8.0	4.3	2.9	6.6	6.3	5.3	3.6	4.4
Urban areas and population									
Population density (n/km ²)	13.1	6.9	10.7	2.8	12.4	0.2	6.3	7.0	8.4
Connected population density (n/km ²)	11.8	0.0	-1.0	11.0	6.5	2.8	1.3	5.4	7.1
Non connected population density (n/km ²)	10.1	4.9	7.7	7.8	5.3	-0.9	2.9	9.1	6.2
Urban areas (%)	6.3	2.9	3.5	6.6	5.7	-0.9	2.0	10.0	4.3
Forests and wetlands									
Forests (%)	14.1	10.8	1.7	2.7	9.7	11.4	13.4	8.6	5.4
Forest edge density (m/ha)	10.8	3.8	0.7	1.9	4.6	0.8	4.4	3.4	3.7
Forest patch density (n/100 ha)	10.3	1.7	2.4	1.9	7.1	-0.4	10.8	4.7	3.6
Wetlands (%)	11.8	4.4	0.2	2.4	4.3	4.9	5.4	5.9	5.8
Wetland median area (ha)	10.3	4.8	0.8	3.8	3.4	4.3	5.1	5.5	10.5
Wetland edge density (m/ha)	10.4	2.8	-0.1	1.0	3.6	6.5	6.1	5.2	5.9
Wetland patch density (n/100 ha)	9.9	2.8	-0.9	2.5	4.4	7.7	1.8	4.6	5.8
Landscape									
Landscape Shannon's diversity index	8.9	6.9	0.3	6.2	8.3	5.9	11.7	10.6	4.7
Landscape contagion (%)	9.3	11.0	4.4	1.0	7.4	3.3	7.1	5.3	2.6
Landscape shape index	12.8	2.9	2.4	9.5	4.0	1.1	1.2	4.9	6.6
Landscape patch density (n/100 ha)	9.8	4.6	1.2	5.4	8.4	2.9	8.2	5.3	18.8
Landscape edge density (m/ha)	8.2	4.1	0.2	2.2	9.7	5.1	5.4	8.3	4.2
Landscape median patch area (ha)	7.2	0.5	3.9	1.4	4.0	4.0	7.7	-0.5	3.5
Agriculture									
Grassland (%)	12.3	13.8	1.7	6.3	10.1	7.8	8.7	3.9	4.5
Row crops (%)	11.4	6.0	0.6	10.7	4.2	1.4	4.3	7.9	11.6
Small grains (%)	6.9	3.1	5.7	6.5	4.3	2.0	5.9	3.5	6.7
Row crops edge density (m/ha)	10.4	5.3	0.8	10.9	4.1	1.4	4.0	9.6	8.2
Row crops density (n/100 ha)	11.5	3.3	0.2	10.8	4.2	-1.2	5.0	9.9	5.9
Small grains edge density (m/ha)	9.0	3.7	3.3	7.0	4.6	2.1	8.8	4.3	5.2
Grassland median area (ha)	5.2	3.4	0.1	-1.2	3.7	4.3	3.1	1.0	8.2
Grassland edge density (m/ha)	9.0	6.4	1.7	6.2	7.3	3.5	7.8	5.3	3.5
Grassland patch density (n/100 ha)	9.0	4.2	1.1	7.7	6.4	2.4	7.6	3.2	4.4

The importance of each variable is the average amount by which the mean square error (MSE) of the fit increases when that variable is permuted compared with the average MSE when none are permuted. The variables that have a positive impact on the IDEC are in bold. Shades of gray highlight the 5 most important variables for each model. Variables with little effect on the IDEC are not presented.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

La réhabilitation des bassins versants, particulièrement ceux caractérisés par l'agriculture intensive, s'avère un enjeu primordial à adresser aux acteurs de l'aménagement du territoire. Plutôt que de ne considérer que la nature de l'occupation du sol, la présente étude aborde cet enjeu sous l'angle de l'écologie du paysage en considérant la configuration spatiale de l'occupation du sol. Le développement de cet axe de recherche pourrait permettre, à terme, de développer des outils d'intervention intégrés à l'échelle des bassins versants.

Les résultats de l'étude démontrent que la nature de l'occupation du sol demeure un facteur d'impact sur la qualité de l'eau plus important que la configuration spatiale de l'occupation des sols lorsque les variables sont analysées individuellement. Les sédiments fins sont particulièrement associés à des cours d'eau dégradés. Toutefois, en regroupant les variables de configuration spatiale, celles-ci deviennent un facteur déterminant si l'on considère toutes les interactions qui y sont reliées, à la fois avec la nature de l'occupation du sol et avec les variables du milieu physique. La diversité du paysage ainsi que les densités de bordures des forêts et milieux humides ressortent comme étant les variables de configuration spatiale les plus importantes dans la majorité des groupes de bassins versants étudiés.

De plus, il existe une forte relation entre le milieu physique, l'occupation des sols et sa configuration spatiale. Les résultats appuient la thèse selon laquelle le territoire québécois est caractérisé par un déterminisme biophysique très important. La nature ainsi que la configuration spatiale de l'occupation du sol sont grandement liées au type de dépôts de surface et aux pentes du milieu.

L'étude révèle également des différences selon la taille du bassin versant. Il importe d'inclure des données plus détaillées lorsqu'il s'agit de bassin versant de plus petite taille, par exemple les données agronomiques qui peuvent jouer un rôle plus important dans ces cas. La résolution de la cartographie de l'occupation du sol est également un facteur limitant dans l'analyse de plus petits bassins versants.

Éventuellement, une analyse temporelle pourrait permettre d'apporter de nouvelles réponses aux questions de recherche abordées dans cette étude. En effet, l'évolution de la structure du paysage à travers les années pourrait être comparée à l'évolution de la qualité de l'eau. Cela implique toutefois la disponibilité de cartographies de l'occupation du sol ayant une méthodologie comparable, ce qui n'est actuellement pas le cas. De plus, l'importance des variables de configuration spatiale varie en fonction du type de bassin versant étudié, ce qui impliquerait des structures de paysage propres à chacun des groupes. Le développement de structure du paysage type pour chacun des groupes de bassins versants pourrait permettre de mettre en place des actions davantage adaptées à la réalité de chaque bassin versant. Ainsi, il pourrait être démontré qu'il est nécessaire d'intervenir différemment selon si on est en présence d'un bassin versant agricole dominé par des dépôts argileux ou d'un bassin versant caractérisé par les milieux forestiers et urbains se situant sur le Bouclier canadien.

Les résultats actuels ouvrent la porte à de nouveaux axes de recherche permettant d'améliorer la gestion de la qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants. Parallèlement, ceux-ci posent de nouvelles questions, à savoir :

- Les indices de configuration spatiale du paysage, initialement développés pour l'étude de la biodiversité, sont-ils adaptés pour l'étude des flux géochimiques? Devraient-ils être adaptés, ou de nouveaux indices développés?
- De quelle façon les résultats obtenus devraient être intégrés aux outils utilisés par les acteurs de l'aménagement du territoire?

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis on Puget lowland sub-basins. *Landscape Urban Plan.* 80, 345-361.
- Amiri, B.J., Nakane, K., 2009. Modeling the linkage between river water quality and landscape metrics in the Chugoku District of Japan. *Water Resour. Manag.* 23, 931-956.
- Arsenault, É. et Bonn, F. (2005). Evaluation of soil erosion protective cover by crop residues using vegetation indices and spectral mixture analysis of multispectral and hyperspectral data. *CATENA.* 62(2-3): 157-172.
- Bachand, P. A. M. et Horne, A. J. (1999). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering.* 14 (1-2): 17-32.
- Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., Lave, R., Meyer, J. L., O'Donnell, T. K., Pagano, L., Powell, B. et Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science.* 308(5722): 636-637.
- Berryman, D. et Richard, Y. (1992). Compte rendu d'une mission scientifique en France et en Belgique sur les indicateurs biologiques de la qualité des cours d'eau. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction de la qualité des cours d'eau. ENVIRODOQ EN920264 45 p.
- Boissonneault, Y. (2006). Le suivi écologique des rivières au Québec : comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques. Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières. 97 p.
- Botequilha Leitão, A., Ahern, J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape Urban Plan.* 59, 65-93.
- Botequilha Leitao, A., Miller, J., Ahern, J. et McGarigal, K. (2006). Measuring landscapes. A planner's handbook. In Washington. Island Press. 245 p.

- Brabec, E., Schulte, S. et Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*. 16 (4): 499-514.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45: 5-32.
- Burel, F. et Baudry, J. (1999). *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. In Paris. Éditions TEC & DOC. 359 p.
- Buyantuyev, A. et Wu, J. (2007). Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*. 22(1): 7-13.
- Cattaneo, A. et Prairie, Y. T. (1995). Temporal variability in the chemical characteristics along the Riviere de l'Achigan: how many samples are necessary to describe stream chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(4): 828-855.
- Canadian Council of ministers of the Environment. (2001). *Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0*. 2001. Technical report. Canadian Environmental Quality Guidelines. 13 p.
- Chen, Y. (2014). Covariance among independent variables determines the overfitting and underfitting in variation partitioning methods. *Computational Ecology and Software*. 4(3): 147-162.
- Clayton, J.S., Ehrlich, W.A., Cann, D.B., Day, J.H., Marshall, I.B., 1978. *Soils of Canada*. 2 volumes. Research Branch, Department of Agriculture, Ottawa, Ontario.
- Cooper, M. J., Uzarski, D. G. et Burton, T. M. (2007). Macroinvertebrate community composition in relation to anthropogenic disturbance, vegetation, and organic sediment depth in four lake Michigan drowned river-mouth wetlands. *Wetlands*. 27(4): 894-903.
- Cushman, S.A., McGarigal, K., Neel, M.C., 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecol. Indicators* 8, 691-703.
- D'Arcy, P. et Carignan, R. (1997). Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Québec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54(10): 2215-2227.
- Domon, G. et Leduc, A. (1995). Landscape ecology: New branch of ecology or new landscape science? In *Landscape Ecology in Land Use Planning Methods and Practice*. Morin Heights. Polyscience Publications Inc. 5-13.

- Environmental Protection Agency (EPA). (2012). Clean Water Act. [En ligne] http://cfpub.epa.gov/npdes/cwa.cfm?program_id=6. Accédé le 6 octobre 2012.
- ESRI (2012). ArcMap 10.1. Redlands, Californie: ESRI (Environmental Systems Resource Institute).
- Fisher, J. et Acreman, M. C. (2004). Wetland nutrient removal: A review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*. 8(4): 673-685.
- Forman, R. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*. 10(3): 133-142.
- Forman, R. T. T. et Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *Bioscience*. 31(10): 733-740.
- Forman, R. T. T. et Godron, M. (1986). Landscape ecology. In New York. John Wiley & Sons. 620 p.
- Freer, J. (2002). The role of bedrock topography on subsurface storm flow. *Water Resources Research*. 38(12).
- Gangbazo, G., Roy, J. et Le Page, A. (2005). Capacité de support des activités agricoles par les rivières: le cas du phosphore total. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Envirodoq : ENV/2005/0096. 36 p.
- Gardner, K. K., McGlynn, B. L. et Marshall, L. A. (2011). Quantifying watershed sensitivity to spatially variable N loading and the relative importance of watershed N retention mechanisms. *Water Resources Research*. 47(8).
- Gergel, S. E., Turner, M. G., Miller, J. R., Melack, J. M. et Stanley, E. H. (2002). Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*. 64(2): 118-128.
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landscape Ecol.* 20, 177-189.
- Gilbert, J. K. et Clausen, J. C. (2006). Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water Res.* 40(4): 826-832.
- Graham, R.L., Hunsaker, C.T., O'Neill, R.V., Jackson, B.L., 1991. Ecological Risk Assessment at the Regional Scale. *Ecol. Appl.* 1, 196-206.

- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.-S., Lek, S., 2006. Diatom reference communities in Québec (Canada) streams based on Kohonen self-organizing maps and multivariate analyses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 2087-2106.
- Grenier, M., Lek, S., Rodríguez, M.A., Rousseau, A.N., Campeau, S., 2010. Algae-based Biomonitoring: Predicting Diatom Reference Communities in Unpolluted Streams using Classification Trees, Random Forests, and Artificial Neural Networks. *Water Qual. Res. J. Can.* 45, 413-425.
- Griffith, J. A., Martinko, E. A., Whistler, J. L. et Price, K. P. (2002). Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to central plains stream conditions. *J Environ Qual.* 31(3): 846-859.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J., 2001. *The Elements of Statistical Learning*. New York, Springer.
- Hébert, S. (1996). Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Envirodoq EN/970102. 54 p.
- Hegman, W., Wang, D. et Borer, C. (1999). Estimation of Lake Champlain basinwide nonpoint source phosphorus export. Lake Champlain basin program. Technical report no 31. 69 p.
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonchot, P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biol.* 51, 1757-1785.
- Hunsaker, C. T. et Levine, D. A. (1995). Hierarchical approaches to the study of water-quality in rivers. *Bioscience.* 45(3): 193-203.
- Hunsaker, C. T., Levine, D. A., Timmins, S. P., Jackson, B. L. et Oneill, R. V. (1992). Landscape characterization for assessing regional water-quality. In *Ecological Indicators*, Vols 1 and 2. Barking Essex. Elsevier Appl Sci Publ Ltd. 997-1006.
- Jambon, C., Domon, G., Blais, D. et Ruiz, J. (2008). Influence des caractéristiques écologiques du territoire, de la composition et de la configuration de l'occupation des sols sur qualité de l'eau de surface face à la pollution diffuse en phosphore et en azote en milieu agricole au Québec. Rapport de stage. 83 p.
- Johnson, G. D., Myers, W. L. et Patil, G. P. (2001). Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *Journal of the American Water Resources Association.* 37(4): 821-835.

- Johnson, L. B., Richards, C., Host, G. E. et Arthur, J. W. (1997). Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*. 37(1): 193-+.
- Jones, K. B., Neale, A. C., Nash, M. S., Van Remortel, R. D., Wickham, J. D., Riitters, K. H. et O'Neill, R. V. (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(4): 301-312.
- Kadlec, R. H. et Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. In Boca Raton, Floride. Lewis Publisher. 893 p.
- Kelly, M.G., Whitton, B.A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7, 433-444.
- Kelly, M., Tuxen, K. A. et Stralberg, D. (2011). Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. *Ecological Indicators*. 11(2): 263-273.
- Ketcheson, J. W. et Stonehouse, D. P. (1983). Conservation tillage in Ontario. *Journal of Soil and Water Conservation*. 38(3): 253-254.
- Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiological Reviews*. 46(1): 43-70.
- Kuusemets, V. et Mander, U. (1999). Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Budapest, Hung.* 40: 195-202.
- Lacoursière, S., Lavoie, I., Rodríguez, M. A. et Campeau, S. (2011). Modeling the response time of diatom assemblages to simulated water quality improvement and degradation in running waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68(3): 487-497.
- Lammert, M. et Allan, J. D. (1999). Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environ Manage.* 23(2): 257-270.
- Lapp, P., Madramootoo, C. A., Enright, P., Papineau, F. et Perrone, J. (1998). Water quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. *Journal of the American Water Resources Association*. 34(2): 427-437.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. et Dillon, P. J. (2006). A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63(8): 1793-1811.

- Lavoie, I., Campeau, S., Darchambeau, F., Cabana, G. et Dillon, P. J. (2008). Are diatoms good integrators of temporal variability in stream water quality? *Freshwater Biology*. 53(4): 827-841.
- Lavoie, I., Grenier, M., Campeau, S., Dillon, P.J., 2010. The Eastern Canadian Diatom Index (IDEC) version 2.0: Including meaningful ecological classes and an expanded coverage area that encompasses additional geological characteristics. *Water Qual. Res. J. Can.* 45, 463-477.
- Lavoie, I., Campeau, S., Zugic-Drakulic, N., Winter, J. G. et Fortin, C. (2014). Using diatoms to monitor stream biological integrity in Eastern Canada: An overview of 10 years of index development and ongoing challenges. *Science of the Total Environment*. 475: 187-200.
- Lawrence, R. L., Wood, S. D. et Sheley, R. L. (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment*. 100(3): 356-362.
- Lee, S.-W., Hwang, S.-J., Lee, S.-B., Hwang, H.-S. et Sung, H.-C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*. 92(2): 80-89.
- Legendre, P. et Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Third English Edition. Amsterdam New York Elsevier: 990 p.
- Lenat, D. R. et Crawford, J. K. (1994). Effects of land-use on water-quality and aquatic biota of 3 north-carolina piedmont streams. *Hydrobiologia*. 294(3): 185-199.
- Leopold, L. B. (1968). *Hydrology for urban land planning a guidebook on the hydrologic effects of urban land use*. In. U.S. Geological Survey. 18 p.
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by random Forest. *The Newsletter of the R Project* 2, 18-22.
- Liu, W., Zhang, Q. et Liu, G. (2012). Influences of watershed landscape composition and configuration on lake-water quality in the Yangtze River basin of China. *Hydrological Processes*. 26(4): 570-578.
- Lowe, R.L., Pan, Y., 1996. Benthic algal communities and biological monitors. In R. J. Stevenson, M. Bothwell, and R. L. Lowe (editors). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, pp. 705-739.
- Lucas, M. F. et Medley, K. E. (2002). Landscape structure and nutrient budgets in an agricultural watershed, southwest Ohio. *Ohio Journal of Science*. 102(2): 15-23.

- McDowell, R. W., Sharpley, A. N. et Kleinman, P. J. A. (2002). Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 38(2): 479-491.
- McGarigal, K. et Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U S Forest Service General Technical Report PNW. 0(351): I.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- Ministère de L'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. (2013). Prime-Vert 2013-2018. ISBN 978-2-550-67498-6, 16 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques. (2000). Portrait global de la qualité des eaux au Québec. [En ligne]
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global4.htm#actions>
 Accédé le 12 octobre 2015.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2002). L'eau au Québec: une ressource à protéger.
 [En ligne] <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/inter.htm> Accédé le 6 octobre 2012.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2002). Politique nationale de l'eau. Envirodoq ENV/2002/0310. 103 p.
- Mitsch, W. J. et Gosselink, J. G. (2000b). Wetlands. In New York. John Wiley & Sons. 920 p.
- Moreno-Mateos, D., Mander, U., Comin, F. A., Pedrocchi, C. et Uemaa, E. (2008). Relationships between landscape pattern, wetland characteristics, and water quality in agricultural catchments. *J Environ Qual*. 37(6): 2170-2180.
- Moreno, D., Pedrocchi, C., Comín, F. A., García, M. et Cabezas, A. (2007). Creating wetlands for the improvement of water quality and landscape restoration in semi-arid zones degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering*. 30(2 SPEC. ISS.): 103-111.
- Naiman, R. J. (1996). Water, society and landscape ecology. *Landscape Ecology*. 11(4): 193-196.

- Neary, D. G. (2012). Forest paired catchment studies of water quality: past, present, and future. A. A. Webb, M. Bonell, L. Bren, P. N. J. Lane, D. McGuire, D. G. Neary, J. Nettles, D. F. Scott, J. D. Stednick et Y. H. Wang. Wallingford. Int Assoc Hydrological Sciences. 169-184.
- Newton, R. M., Weintraub, J. et April, R. (1987). The relationship between surface-water chemistry and geology in the north branch of the Moose river. *Biogeochemistry*. 3(1-3): 21-35.
- Nippgen, F., McGlynn, B. L., Marshall, L. A. et Emanuel, R. E. (2011). Landscape structure and climate influences on hydrologic response. *Water Resources Research*. 47(12).
- Omernik, J.M., 1977. Nonpoint source-stream nutrient level relationships: a nationwide study. EPA 600/3-77-1056. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Onda, Y., Komatsu, Y., Tsujimura, M. et Fujihara, J.-i. (2001). The role of subsurface runoff through bedrock on storm flow generation. *Hydrological Processes*. 15(10): 1693-1706.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., Baillargeon, W.S., 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale; Using Landscape Indicators to Assess Biotic Diversity, Watershed Integrity and Landscape Stability. *Bioscience* 47, 513-519.
- Osborne, L. L. et Wiley, M. J. (1988). Empirical relationships between land-use cover and stream water-quality in an agricultural watershed. *J Environ Manage*. 26(1): 9-27.
- Painchaud, J. (1997). La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Québec. 67 p.
- Pan, D., Domon, G., de Blois, S. et Bouchard, A. (1999). Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology*. 14(1): 35-52.
- Pan, Y., Herlihy, A., Kaufmann, P., Wigington, J., Van Sickle, J., Moser, T., 2004. Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: a multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia*. 515, 59-73.

- Quilbé, R., Rousseau, A. N., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G. et Villeneuve, J.-P. (2006). Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*. 326(1-4): 295-310.
- R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, S. C., Crites, R. W. et Middlebrooks, J. (1995). Natural systems for waste management and treatment. In New York. McGraw-Hill. 433 p.
- Rohth, N.E., Allan, J.D., Erickson, D.L., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol.* 11, 141-156.
- Romero, J. A., Comín, F. A. et García, C. (1999). Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere*. 39(2): 323-332.
- Rousseau Beaumier, T. (2012). Impact des pratiques de gestion bénéfiques sur la qualité de l'eau d'un bassin versant agricole (rivières des Envies, Canada). Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières. 113 p.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S. et Wallace, J. B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology*. 48(2): 329-346.
- Rutledge, D. (2003). Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Doc Science Internal Series. 98. Wellington: Department of Conservation.
- Šímová, P. et Gdulová, K. (2012). Landscape indices behavior: A review of scale effects. *Applied Geography*. 34: 385-394.
- Sliva, L. et Williams, D. D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res.* 35(14): 3462-3472.
- Snyder, M. N., Goetz, S. J. et Wright, R. K. (2005). Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics. *Journal of the American Water Resources Association*. 41(3): 659-677.
- Stevenson, R.J., Pan, Y., 1999. Assessing ecological conditions in rivers and streams with diatoms. pp.11-40 in E. F. Stoermer and J. P. Smol (Eds.), *The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Tong, S. T. Y. et Chen, W. L. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *J Environ Manage.* 66(4): 377-393.
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. et De Pauw, N. (2001). Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology.* 35(2): 183-194.
- Turner, M.G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual review of Ecology and Systematics.* 20: 171-197.
- Union européenne. (2000). Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. 72 p.
- Uriarte, M., Yackulic, C. B., Lim, Y. et Arce-Nazario, J. A. (2011). Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology.* 26(8): 1151-1164.
- Uuemaa, E., Roosaare, J. et Mander, Ü. (2005). Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments. *Ecological Indicators.* 5(4): 350-369.
- Uuemaa, E., Roosaare, J. et Mander, Ü. (2007). Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nordic Hydrology.* 38(2): 125-138.
- Viasat Geo Technologies. (2004). Classification d'images Landsat ETM et TM de la vallée du Saint-Laurent, Rapport méthodologique final. 10 p.
- Vincent, J.S., 1989. Le Quaternaire du sud-est du Bouclier canadien. In: *Le Quaternaire du Canada et du Groenland.* Edited by R.J. Fulton. Ch. 3. Vol. 1, Ottawa, Ontario.
- Walsh, G., Wepener, V., 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water SA* 35, 579-94.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. et Gatti, R. (1997). Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries.* 22(6): 6-12.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environ. Manage.* 28, 255-266.

- Xiao, H. et Ji, W. (2007). Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *J Environ Manage.* 82(1): 111-119.
- Zhou, T., Wu, J. et Peng, S. (2012). Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators.* 23 :166-175.