

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

Cartographie de trois fonctions écologiques des milieux humides à l'aide d'indicateurs spatiaux
dans un contexte d'aide à la décision

Mathieu Varin

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

Août 2013

© Mathieu Varin, 2013

Directeur de recherche : Richard Fournier

Codirecteur de recherche : Jérôme Théau

Membres du jury :

Marcel Darveau, Canards Illimités Canada

Yannick Huot, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke

Résumé

Varin, M. (2013) Cartographie de trois fonctions écologiques des milieux humides à l'aide d'indicateurs spatiaux dans un contexte d'aide à la décision, Mémoire de maîtrise, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 95 p. + annexes.

Les fonctions écologiques des milieux humides permettent de fournir des biens et services écologiques utiles à la société, dont plusieurs sont critiques à notre survie. Par contre, ces milieux humides subissent souvent de nombreuses perturbations anthropiques modifiant leur capacité à fournir ces biens et services écologiques. Incidemment, leurs fonctions écologiques sont dégradées. Elles représentent l'élément clef dans la démarche proposée pour évaluer l'état des milieux humides. Le projet a débuté par l'analyse des sites d'étude au Québec, soient les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. Par la suite, les fonctions écologiques ont été sélectionnées (support d'habitats fauniques, régulation des débits de crues et rétention des sédiments) et caractérisées pour leur associer des indicateurs spatiaux mesurant leurs caractéristiques selon le développement durable. Une approche multiéchelle a été intégrée pour diviser le territoire lors de la cartographie des indicateurs spatiaux afin de poser un diagnostic (sous-bassin : niveau stratégique) et cibler l'intervention (microbassin : niveau tactique). L'approche multitemporelle a permis, ensuite, de cartographier ces indicateurs pour différents horizons temporels : la situation historique de 1984, l'état actuel de 2011 et deux scénarios de simulation en 2050, soient une vision pessimiste et optimiste quant à la gestion des milieux humides. Ces analyses spatiales ont été combinées pour proposer un outil d'aide à la décision permettant de cibler des secteurs problématiques. En considérant les trois fonctions écologiques, une tendance générale est constatée pour chaque bassin versant. C'est à l'ouest de la rivière Yamaska, près de Saint-Hyacinthe, et dans la portion est de la rivière Bécancour, autour de Thetford Mines, que les fonctions écologiques procurées par les milieux humides sont en déficit. De plus, les fonctions du support d'habitats fauniques et de régulation des débits de crues comportent le plus grand nombre de secteurs problématiques pour les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour, respectivement. Le développement d'indicateurs spatiaux selon des approches multiéchelle et multitemporelle a permis de proposer une solution innovante pour la gestion des bassins versants en tenant compte des fonctions écologiques procurées par les milieux humides. De plus, l'intégration de l'aspect de durabilité est un avantage considérable dans l'élaboration d'un outil d'aide à la décision pour les intervenants.

Mots clefs : Milieux humides, Fonctions écologiques, Biens et services écologiques, Basses-terres du Saint-Laurent, Indicateurs spatiaux, Perturbations climatiques et anthropiques, Outil d'aide à la décision, Analyse spatiale multiéchelle et multitemporelle.

Table des matières

Table des matières.....	i
Liste des figures	iii
Liste des tableaux	vii
Glossaire.....	ix
Remerciements	x
1. Introduction.....	1
1.1. Problématique.....	2
1.2. Objectifs et hypothèses de recherche.....	2
2. Cadre théorique	4
2.1. Les milieux humides et leurs classifications	4
2.2. Perturbations climatiques et anthropiques.....	7
2.3. Fonctions écologiques et biens et services écologiques.....	10
2.3.1. Fonctions écologiques des milieux humides	10
2.3.2. Biens et services écologiques	13
2.4. Évaluation des milieux humides	14
2.5. Indicateurs spatiaux	15
2.6. Outil d'aide à la décision.....	20
3. Bassins versants sélectionnés comme sites d'étude	24
4. Méthodologie	29
4.1. Préparation de la base de données.....	30
4.1.1. Cartes de l'occupation du territoire et des milieux humides.....	30
4.1.2. Création d'unités spatiales de diagnostic et d'intervention	32
4.2. Cartographie des indicateurs spatiaux d'une fonction écologique.....	34
4.2.1. Sélection des indicateurs et calcul des indices spatiaux	35
4.2.2. Détermination des seuils des indices spatiaux et normalisation des valeurs	36
4.2.3. Analyse de sensibilité pour le choix des indicateurs spatiaux	38
4.2.4. Cartographie des indicateurs spatiaux	41
4.3. Harmonisation économique.....	42
4.4. Scénarisation cartographique.....	43
4.5. Outil d'aide à la décision pour l'intervention d'une fonction écologique.....	45
4.5.1. Établissement des indicateurs de fonction et leur cartographie.....	46
4.5.2. Bilan des changements temporels et établissement de zones d'intervention.....	46
5. Présentation et analyse des résultats.....	48
5.1. Échelles spatiales	48
5.2. Résultats de l'analyse de sensibilité	50
5.2.1. Analyse de sensibilité de la fonction du support d'habitats fauniques	50
5.2.2. Analyse de sensibilité de la fonction de régulation des débits de crues	54
5.2.3. Analyse de sensibilité de la fonction de rétention des sédiments	55
5.3. Analyse cartographique des fonctions écologiques pour le bassin versant de la rivière Yamaska ...	56
5.3.1. Analyse cartographique de la fonction de régulation des débits de crues	56
5.3.2. Analyse cartographique de la fonction du support d'habitats fauniques	64
5.3.3. Analyse cartographique de la fonction de rétention des sédiments	67
5.4. Bilan des changements temporels	71
5.5. Intervention au niveau des microbassins.....	75

5.5.1. Fiches synthèses de la fonction de régulation des débits de crues dans le bassin versant de la rivière Yamaska.....	78
5.5.2. Fiches synthèses de la fonction de régulation des débits de crues dans le bassin versant de la rivière Bécancour.....	80
6. Discussion.....	83
6.1. Gestion de l'intervention.....	83
6.1.1. Intervention liée aux milieux humides.....	83
6.1.2. Apports scientifiques.....	85
6.2. Limites méthodologiques et d'application.....	88
6.3. Perspectives.....	91
7. Conclusion.....	94
8. Références.....	96
Annexe 1 – Description des classes utilisées pour la cartographie des milieux humides.....	107
Annexe 2 – Fonctions écologiques et biens et services écologiques des milieux humides.....	108
Annexe 3 – Catalogue des données utilisées dans les cartographies.....	110
Annexe 4 – Description des indicateurs spatiaux testés dans l'analyse de sensibilité.....	111
Annexe 5 – Description des indices spatiaux.....	113
Annexe 6 – Détail de l'analyse de sensibilité des trois fonctions écologiques à l'échelle des sous-bassins de la rivière Yamaska.....	116
Annexe 7 – Résultats de l'analyse économique.....	121
Annexe 8 – Comparatifs entre deux logiciels de simulation cartographique.....	123
Annexe 9 – Règles de pondération des critères du potentiel de restauration pour le scénario optimiste....	125
Annexe 10 – Analyse cartographique des fonctions écologiques pour le bassin versant de la rivière Bécancour.....	126
Annexe 11 – Cartes d'indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques pour les deux bassins versants.....	141
Annexe 12 – Cartes d'indicateurs de la fonction de rétention des sédiments pour les deux bassins versants.....	149

Liste des figures

Figure 1 : Exemple de division en cinq classes des valeurs d'indicateurs	21
Figure 2 : Exemple d'outil sous forme de diagramme évaluant divers scénarios	23
Figure 3 : Carte du bassin versant de la rivière Yamaska	27
Figure 4 : Carte du bassin versant de la rivière Bécancour	28
Figure 5 : Schéma méthodologique général appliqué pour chaque bassin versant à l'étude	29
Figure 6 : Préparation de la base de données à référence spatiale.....	30
Figure 7 : Méthode pour concevoir les unités spatiales	33
Figure 8 : Cartographie des indicateurs d'une fonction écologique des milieux humides.....	35
Figure 9 : Méthode en trois étapes pour l'analyse de sensibilité au niveau des sous-bassins de la rivière Yamaska.....	39
Figure 10 : Outil d'aide à la décision pour l'intervention d'une fonction écologique des milieux humides	45
Figure 11 : Exemple d'un diagramme de Kiviat pour une fonction écologique des milieux humides	47
Figure 12 : Distribution de la taille d'unités hydrologiques relativement homogènes (a, b), de microbassins (c, d) et de sous-bassins (e, f) en km ² des rivières Yamaska (a, c, e) et Bécancour (b, d, f).....	49
Figure 13 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques associés à l'analyse orthogonale par composantes principales	52
Figure 14 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins.....	57
Figure 15 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins.....	58
Figure 16 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des sous-bassins.....	59
Figure 17 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des microbassins.....	60
Figure 18 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	61
Figure 19 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins	62
Figure 20 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	63
Figure 21 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins.....	64
Figure 22 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins.....	65
Figure 23 : Indicateur de fonction du support d'habitats fauniques représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011	66
Figure 24 : Indicateur de fonction du support d'habitats fauniques des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Yamaska.....	67

Figure 25 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins	68
Figure 26 : Indicateur de fonction de la rétention des sédiments représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011	69
Figure 27 : Indicateur de fonction de la rétention des sédiments des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Yamaska.....	70
Figure 28 : Indicateur de fonction des trois fonctions du bassin versant de la rivière Yamaska, représenté à l'échelle des sous-bassins en 2011	76
Figure 29 : Indicateur de fonction des trois fonctions du bassin versant de la rivière Bécancour, représenté à l'échelle des sous-bassins en 2011	77
Figure 30 : Fiche synthèse de trois cas du bassin versant de la rivière Yamaska.....	79
Figure 31 : Synthèse temporelle de la fonction de régulation des débits de crues pour un cas ciblé du bassin versant de la rivière Yamaska.....	80
Figure 32 : Fiche synthèse de trois cas du bassin versant de la rivière Bécancour	81
Figure 33 : Synthèse temporelle de la fonction de régulation des débits de crues pour un cas ciblé du bassin versant de la rivière Bécancour	82
Figure A6.1 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues associés à l'analyse orthogonale par composantes principales	117
Figure A6.2 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction de rétention des sédiments associés à l'analyse orthogonale par composantes principales	120
Figure A10.1 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins.....	127
Figure A10.2 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins	128
Figure A10.3 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des sous-bassins	129
Figure A10.4 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des microbassins	130
Figure A10.5 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	131
Figure A10.6 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins.....	132
Figure A10.7 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	133
Figure A10.8 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins.....	134
Figure A10.9 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins	135
Figure A10.10 : Indicateur de fonction du support d'habitats fauniques représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011	136

Figure A10.11 : Indicateur de fonction du support d’habitats fauniques des trois périodes temporelles, représenté à l’échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Bécancour	137
Figure A10.12 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l’échelle des sous-bassins	138
Figure A10.13 : Indicateur de fonction de la rétention des sédiments représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011	139
Figure A10.14 : Indicateur de fonction de la rétention des sédiments des trois périodes temporelles, représenté à l’échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Bécancour	140
Figure A11.1 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l’échelle des sous-bassins.....	141
Figure A11.2: Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l’échelle des microbassins.....	141
Figure A11.3 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l’échelle des sous-bassins.....	142
Figure A11.4 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l’échelle des microbassins.....	142
Figure A11.5 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l’échelle des sous-bassins	143
Figure A11.6 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l’échelle des microbassins	143
Figure A11.7 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l’échelle des sous-bassins.....	144
Figure A11.8 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l’échelle des microbassins.....	144
Figure A11.9 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l’échelle des sous-bassins	145
Figure A11.10 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l’échelle des microbassins	145
Figure A11.11 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l’échelle des sous-bassins	146
Figure A11.12 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l’échelle des microbassins	146
Figure A11.13 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l’échelle des sous-bassins.....	147
Figure A11.14 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l’échelle des microbassins.....	147
Figure A11.15 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l’échelle des sous-bassins.....	148
Figure A11.16 : Indicateurs de la fonction du support d’habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l’échelle des microbassins.....	148
Figure A12.1 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l’échelle des sous-bassins.....	149

Figure A12.2 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins.....	149
Figure A12.3 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des sous-bassins.....	150
Figure A12.4 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des microbassins.....	150
Figure A12.5 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	151
Figure A12.6 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins.....	151
Figure A12.7 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	152
Figure A12.8 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins.....	152
Figure A12.9 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins.....	153
Figure A12.10 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins.....	153
Figure A12.11 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des sous-bassins.....	154
Figure A12.12 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des microbassins.....	154
Figure A12.13 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	155
Figure A12.14 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins.....	155
Figure A12.15 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins.....	156
Figure A12.16 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins.....	156

Liste des tableaux

Tableau 1 : Intensité des pressions subies par la communauté biotique selon le type de milieux humides.....	9
Tableau 2 : Synthèse des indicateurs spatiaux par fonction écologique recensés à travers la littérature.....	17
Tableau 3 : Caractéristiques des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011.....	25
Tableau 4 : Occupation du territoire des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011.....	26
Tableau 5 : Classes de milieux humides présents dans les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011.....	26
Tableau 6 : Indicateurs et indices spatiaux du développement durable pour les trois fonctions écologiques des milieux humides.....	36
Tableau 7 : Classes d'occupation du territoire et de milieux humides utilisées pour la scénarisation.....	43
Tableau 8 : Résumé des unités spatiales pour les deux bassins versants.....	48
Tableau 9 : Indice de sensibilité des indices spatiaux déclinés des indicateurs.....	51
Tableau 10 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques.....	51
Tableau 11 : Corrélations interindicateurs sélectionnés et l'indicateur de fonction de la fonction du support d'habitats fauniques.....	53
Tableau 12 : Corrélations entre différentes combinaisons d'indicateurs et l'indicateur de fonction original de la fonction du support d'habitats fauniques.....	53
Tableau 13 : Changements de classes normalisées entre les différentes combinaisons d'indicateurs proposées et l'indicateur de fonction original de la fonction du support d'habitats fauniques.....	53
Tableau 14 : Évolution temporelle des classes d'occupation du territoire du bassin versant de la rivière Yamaska.....	72
Tableau 15 : Évolution temporelle des classes d'occupation du territoire du bassin versant de la rivière Bécancour.....	72
Tableau 16 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction de la régulation des débits de crues en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska.....	73
Tableau 17: Division des valeurs de l'indicateur de fonction de la régulation des débits de crues en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour.....	73
Tableau 18 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction du support d'habitats fauniques en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska.....	74
Tableau 19 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction du support d'habitats fauniques en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour.....	74
Tableau 20 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction de rétention des sédiments en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska.....	75
Tableau 21 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction de rétention des sédiments en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour.....	75
Tableau 22 : Corrélations entre les fonctions du support d'habitats fauniques, de la régulation des débits de crues et de rétention des sédiments à l'échelle des sous-bassins en 2011, pour les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour.....	78

Tableau A1.1 : Description des classes et des sous-classes de milieux humides.....	107
Tableau A2.1 : Fonctions écologiques recensées dans la littérature.....	108
Tableau A2.2 : Biens et services écologiques recensés dans la littérature.....	109
Tableau A3.1 : Description des données géospatiales utilisées dans les cartographies.....	110
Tableau A4.1 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique et du type socioculturel de la fonction du support d'habitats fauniques.....	111
Tableau A4.2 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique et du type socioculturel de la fonction de régulation des débits de crues.....	112
Tableau A4.3 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique et du type socioculturel de la fonction de rétention des sédiments.....	112
Tableau A6.1 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques.....	116
Tableau A6.2 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction du support d'habitats fauniques.....	116
Tableau A6.3 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues.....	116
Tableau A6.4 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues.....	117
Tableau A6.5 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction de régulation des débits de crues.....	117
Tableau A6.6 : Corrélations entre les indicateurs sélectionnés et l'indicateur de fonction de la fonction de régulation des débits de crues.....	118
Tableau A6.7 : Corrélations entre les indicateurs de fonction de la fonction de régulation des débits de crues.....	118
Tableau A6.8 : Changements de classes entre indicateurs de fonction de la fonction de régulation des débits de crues.....	118
Tableau A6.9 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction de rétention des sédiments.....	119
Tableau A6.10 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction de rétention des sédiments.....	119
Tableau A6.11 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction de rétention des sédiments.....	119
Tableau A6.12 : Corrélations entre les indicateurs sélectionnés et l'indicateur de fonction de la fonction de rétention des sédiments.....	120
Tableau A6.13 : Corrélations entre les indicateurs de fonction de la fonction de rétention des sédiments.....	120
Tableau A6.14 : Changements de classes entre indicateurs de fonction et la fonction de rétention des sédiments.....	120
Tableau A7.1 : Descriptif des variables économiques explicatives.....	121
Tableau A7.2 : Résultats du modèle économétrique de méta-régression.....	122
Tableau A9.1 : Critères utilisés pour la carte du potentiel de restauration de milieux humides.....	125

Glossaire

AOCP	analyse orthogonale par composantes principales
Bassin	unité hydrologique utilisé pour la division du territoire en bassin versant, sous-bassin ou microbassin
BSÉ	biens et services écologiques
BTSL	Basses-terres du Saint-Laurent
BV	bassin(s) versants(s)
CC	changements climatiques
CEHQ	Centre d'Expertise Hydrique du Québec
DD	développement durable
IF	indicateur de fonction, indicateur combiné ou indicateur composite
Indicateur spatial	indice spatial normalisé (entre -1 et 1)
IF original	indicateur de fonction obtenu à partir de la combinaison des indicateurs spatiaux choisis lors de la présélection
INRS ETE	Institut National de la Recherche Scientifique, Eau Terre Environnement
IS	indice de sensibilité
I1, I2, ... In	ensemble des indicateurs spatiaux qui compose un indicateur de fonction
MB	microbassin(s)
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MH	milieu(x) humide(s)
MNA	modèle numérique d'altitude
Parcelle	unité de gestion correspondant à un objet sur le terrain
SB	sous-bassin(s)
UCM	unité cartographique minimale
UHRH	unités hydrologiques relativement homogènes

Remerciements

Je tiens à remercier particulièrement mon directeur de recherche, Richard Fournier, de m'avoir soutenu tout au long de la maîtrise et de m'avoir fait confiance pour participer activement à l'équipe de géomatique. Je remercie également mon codirecteur Jérôme Théau pour sa disponibilité et ses points de vue éclairants qui ont su enrichir ce travail. Je les remercie aussi pour tout le temps qu'ils m'ont accordé et pour les échanges que nous avons eus. Ils m'ont motivé à poursuivre ce projet.

Je veux aussi remercier tous ceux qui ont contribué au projet PACC26 d'OURANOS sur l'élaboration d'*outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*, pour les discussions qui ont contribué à ma maîtrise. Merci aux membres du volet géomatique, Vincent Ranger, Josée-Anne Langlois et spécialement à Roxanne Lanoix qui a su contribuer grandement à la gestion des données spatiales. Les membres du volet économique, Jie He, Jean-Pierre Réverêt, Jérôme Dupras et particulièrement à Fanny Mofette qui m'a souvent éclairé sur les facettes de l'économie. La contribution des membres du volet hydrologique, en fournissant les données essentielles à l'analyse spatiale, Alain Rousseau et singulièrement Stéphane Savary et Maxime Fossey. Merci à Monique Poulin et Laurie Bisson Gauthier, du volet écologique, pour leur apport pertinent en écologie.

Merci aux organismes qui ont soutenu financièrement mon projet de maîtrise, ESRI pour la bourse d'encouragement à la poursuite aux études supérieures en offrant les logiciels indispensables pour le projet, le FQRNT et le CRSNG pour la bourse BMP Innovation et spécialement à l'entreprise partenaire, Effigis Géo-Solutions. Merci aux représentants de cette entreprise qui m'ont épaulé dans mes démarches, Mathieu Benoît, Claire Gosselin et Thuy Nguyen-Xuan. Un remerciement aussi à Jean-Denis Giguère qui a su m'alimenter en programmation R.

Finalement, je n'aurai pu mener à bien ce projet sans le support important de ma famille. Je souhaite remercier tous ceux qui ont révisé et commenté les nombreux documents en amont du mémoire. Je ne peux m'empêcher d'exprimer ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont soutenu dans cette aventure, particulièrement Brigitte Giguère pour son amour, sa compréhension et ses encouragements dans les moments les plus difficiles.

1. Introduction

L'urbanisation, les besoins agricoles et forestiers et l'inconscience en ce qui a trait aux rôles des milieux humides (MH) amènent souvent la perte ou la réduction de ces milieux, ce qui implique des impacts négatifs sur la qualité des écosystèmes. Une dégradation des fonctions écologiques remplies par les MH mène à une destruction des habitats, une réduction de la biodiversité et un manque de résilience face aux impacts négatifs causés par les changements climatiques (CC) (Wang *et al.*, 2008). Par exemple, l'exploitation de la tourbe présente un problème important, car elle contient une source importante de CO₂ et de CH₄ (de puissants gaz à effet de serre) qui se libèrent dans l'atmosphère lors de leur extraction (Price *et al.*, 2005). Il est à prévoir que les CC impliqueront des modifications dans le régime des précipitations et sécheresses ainsi que dans le régime des tempêtes et inondations en rendant celles-ci plus fréquentes et plus intenses en régions tempérées (Brinson et Malvárez, 2002). Le maintien voire la restauration des MH s'avère donc une solution importante à considérer pour pallier aux impacts négatifs liés aux CC.

Les biens et services écologiques (BSÉ) procurés par les MH sont bénéfiques pour l'ensemble des communautés humaines, il est donc nécessaire de bien les identifier pour les maintenir. Il existe de nombreux BSÉ procurés par les MH, dont la régulation des gaz, la mitigation face aux perturbations, la protection contre les inondations, l'approvisionnement en eau, le soutien du sol, le soutien à la biodiversité, les activités récréatives, la purification de l'eau, etc. (Dodds *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2008). En effet, selon Wang *et al.* (2008), un MH est comme un « supermarché biologique » puisqu'il favorise, entre autres, la biodiversité et des habitats uniques. De plus, selon l'UNEP-World Conservation Monitoring Centre, la superficie mondiale des MH est estimée à 570 millions d'ha, ce qui représente 6 % de la surface terrestre. On y trouverait 2 % de plans d'eau, 30 % de tourbières *bogs*, 26 % de tourbières *fens*, 20 % de marécages et 15 % de plaines inondables (Ramsar, 2011). Le mécanisme de ces MH est régulé par leurs fonctions écologiques. Une fonction écologique constitue la capacité qu'ont les processus et les composantes écosystémiques de fournir des BSÉ (De Groot *et al.*, 2007). Par exemple, les MH sont reconnus comme les « reins de la Terre » pour leur capacité à accumuler l'eau et à séquestrer les polluants et autres éléments (Wang *et al.*, 2008). Les fonctions écologiques doivent donc être prises en considération en premier lieu si on veut évaluer l'état et l'efficacité des MH.

1.1. Problématique

Les MH se retrouvent particulièrement dans les environnements nordiques et boréaux (NWWG (1988) *in* Price *et al.* (2005)). Par exemple, le territoire québécois regorge de MH en étant couvert à plus de 10 % par les MH, ce qui représente environ 17 millions d'ha, soit 3 % de la réserve mondiale (MDDEP, 2002). Par contre, depuis les 40 dernières années, les Basses-terres du Saint-Laurent (BTSL) auraient perdu plus de 45 % de leurs MH et 65 % des milieux restants seraient perturbés par les activités anthropiques (Joly *et al.*, 2008). Les pertes de MH sont aggravées par le fait que la majorité de la population humaine réside à proximité du fleuve Saint-Laurent, lequel est également le principal habitat de milliers de canards et d'oies en migration (Kirby et Beaulieu, 2006). Les changements de ces MH sont plus importants près des grands centres urbains, axes routiers et en bordure des zones agricoles (Jean et Létourneau, 2011). Ces perturbations influencent profondément les fonctions écologiques et, par conséquent, les BSÉ des MH.

Les nombreuses perturbations des MH entraînent des détériorations ou suppressions de plusieurs BSÉ qu'ils offrent. Par contre, il est possible que dans certains cas une perturbation humaine sur un MH entraîne plutôt un nouveau service écologique comme la production de canneberges, mais qui s'établit au détriment des autres. Ainsi, il devient indispensable de rétablir et de conserver certains MH afin de réduire l'impact répercuté sur notre environnement. Pour contrer les effets néfastes de la perte des MH, plusieurs actions sont possibles. Il importe d'abord d'évaluer le niveau de perturbation et de destruction des MH pour établir un portrait fidèle de la situation. Il devient par la suite important d'établir des stratégies d'interventions pertinentes pour maintenir les fonctions écologiques des MH à un niveau raisonnable, surtout dans les zones où leur nombre a passablement été réduit. Évidemment, la conservation doit être la priorité, mais des programmes de restauration peuvent aussi avoir une grande influence sur les BSÉ. Une approche basée sur les trois volets du développement durable (DD) (écologique, socioculturel et économique) pour évaluer si les fonctions écologiques sont bien remplies par les MH aide à l'évaluation durable, car la gestion territoriale dépend souvent seulement d'une évaluation économique (Moctezuma-Malagón *et al.*, 2008).

1.2. Objectifs et hypothèses de recherche

L'objectif principal du projet est le développement d'un outil spatial d'aide à la décision basé sur des indicateurs spatiaux pour les interventions appliquées aux MH dans les bassins versants (BV)

des rivières Yamaska et Bécancour. En fait, il s'agit de proposer un outil qui peut être intégré, entre autres, dans la pratique des gestionnaires du territoire en mettant l'accent sur la notion de durabilité. De cet objectif principal découlent plusieurs objectifs spécifiques :

- Identifier et concevoir des indicateurs spatiaux représentatifs de trois fonctions écologiques sélectionnées ;
- Procéder à une analyse de sensibilité des indicateurs spatiaux sélectionnés ;
- Cartographier les indicateurs spatiaux pour trois fonctions écologiques en deux niveaux spatiaux ;
- S'appuyer d'une évaluation multitemporelle de l'état des MH pour mieux cibler les secteurs problématiques ;
- Intégrer les analyses spatiales à un outil d'aide à la décision.

Ces objectifs rejoignent les orientations recommandées par la proposition d'une politique de conservation et de gestion durable des MH soumise par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), en 2006. Notamment, en poursuivant l'acquisition des connaissances concernant les MH, en freinant la perte de ceux-ci en priorité dans les BTSL et en assurant leur gestion durable (MDDEP, 2007). Dans cette optique, des chercheurs se sont regroupés pour proposer un projet visant à développer des outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les MH des BTSL dans le but d'évaluer l'adaptation aux CC. Notre étude fait partie de ce projet PACC26 d'OURANOS et a été alimentée notamment par les équipes des volets hydrologique et économique.

Selon plusieurs auteurs (Brinson, 1993; Haines-Young *et al.*, 2006), on remarque un intérêt pour la gestion des MH en s'appuyant sur les fonctions écologiques qu'ils procurent. Par contre, peu de travaux ont été réalisés dans l'optique d'une représentation des fonctions écologiques par des indicateurs spatiaux (Cimon-Morin *et al.*, 2013). Nous faisons donc l'hypothèse qu'il est judicieux d'utiliser des indicateurs spatiaux pour appuyer l'intervention en tenant compte de l'état des fonctions écologiques des MH. Cette hypothèse méthodologique dépend de l'hypothèse *a priori* suivante : la mise en place d'indicateurs spatiaux et leur évaluation spatio-temporelle permettent de renseigner sur l'efficacité des fonctions écologiques des MH dans l'espace et le temps. Précisément, ces indicateurs spatiaux doivent permettre de répondre à l'interrogation suivante : la fonction était-elle mieux remplie dans une situation historique ou actuelle, et comment évoluera-t-elle en fonction de scénarios réalistes futurs.

2. Cadre théorique

Malgré que les MH fournissent de nombreux BSÉ, leur état est malheureusement fréquemment dégradé par les activités anthropiques, en plus de subir les impacts des CC. Il devient alors important de développer des outils axés sur les fonctions écologiques procurées par les MH afin de mieux gérer leur environnement tout en préservant les nombreux bénéfices qu'ils nous procurent.

2.1. Les milieux humides et leurs classifications

Bien que la plupart des chercheurs s'entendent sur les grandes lignes de la définition et la classification des MH, il n'y pas de consensus sur une version. Chaque organisme a sa définition et aux fins du projet, une définition générale permettra de mieux expliquer la thématique tout en utilisant une classification des MH utile et généralement reconnue au Québec.

Définition des milieux humides

Les MH figurent parmi les biomes importants en termes de ressources naturelles, mais font aussi partie des plus importantes richesses naturelles sur Terre (Mitra *et al.*, 2005; Zedler et Kercher, 2005). Pourtant, il n'existe pas de définition utilisée universellement pour décrire les MH. Leur importance est néanmoins reconnue, car de nombreux états ont ratifié la Convention de Ramsar, qui est le seul traité intergouvernemental portant sur les zones humides. Néanmoins, dans le cadre du projet, ils sont décrits à partir de différentes définitions tirées de plusieurs auteurs (GTNTH, 1997; Krohne, 2001; Brinson et Malvárez, 2002; Wang *et al.*, 2008; EPA, 2011; Ramsar, 2011). Les MH sont des zones en transition entre les milieux terrestres et aquatiques qui possèdent leurs propres caractéristiques. Ce sont des régions où le niveau de l'eau est sous, au-dessus ou égal à la surface terrestre assez longtemps pour avoir un sol humide, une végétation semi-aquatique et une activité biologique adaptée à l'environnement humide. La faune et la flore se sont donc adaptées à ces milieux inondés de façon permanente ou temporaire. Aussi, afin que le milieu conserve son humidité, les précipitations et les apports d'eau doivent, en général, excéder l'évaporation. Le climat joue donc un rôle très important et ses fluctuations perturbent le fonctionnement des MH. Au-delà de sa définition, un MH peut être classifié selon plusieurs de ses caractéristiques.

Classification des milieux humides

Les MH ont fait l'objet de nombreuses classifications au niveau mondial, national, provincial et même régional. Celles-ci se basent sur plusieurs caractéristiques des MH : le réseau trophique, la géomorphologie, le type de dépôt de surface, les caractéristiques du milieu aquatique, la composition et la structure de la végétation, etc. D'autres classifications se basent sur la nature du drainage ou d'autres caractéristiques physiques, comme le pH (Krohne, 2001; Bertrand, 2007), alors que Brinson et Rheinhardt (1996) classifient les MH en tenant compte de leurs fonctions écologiques.

Un nombre important de classes ou de types de MH peut toutefois rendre la hiérarchisation confuse (Ménard *et al.*, 2007). D'un niveau plus général, on peut distinguer trois catégories : les MH d'eau douce, d'eau salée et les MH gérés par l'humain (Ramsar, 2011). Certains sont à l'intérieur des terres (ex. : *bogs*) alors que d'autres sont côtiers (ex. : marais salés) (Costa *et al.*, 1996). En ce qui concerne les MH gérés par l'humain, ce sont des MH qui ont subi des modifications artificielles de la nappe phréatique (drainage ou élévation), qui ont été créés de manière anthropique (ex. : après l'installation d'un barrage) ou qui sont utilisés à des fins anthropiques (terre agricole irriguée, cannebergières, etc.) (Blain *et al.*, 2006; Ramsar, 2011). Par la suite, les MH sont caractérisés en trois niveaux hiérarchiques comprenant les classes, les formes géomorphologiques et les types (GTNTH, 1997).

En ce qui concerne les classes de MH, le système officiel de classification des terres humides du Canada, produit par le Groupe de travail national sur les terres humides (GTNTH, 1997) en utilise cinq : les *bogs*, les *fens*, les marécages, les marais et l'eau peu profonde (Fournier *et al.*, 2007). Cette nomenclature correspond à peu de choses près à la classification étatsunienne (EPA, 2011). Pour ce qui est de l'étude, un effort sera mis sur la catégorie des terres intérieures dulcicoles. La classification utilisée pour cette étude est représentée par l'approche du MDDEFP et de Canards Illimités Canada. Elle comprend l'eau peu profonde, le marais, le marécage, la tourbière (*bog, fen* et boisée) et la prairie humide, qui est une sous-classe des marais (Beaulieu *et al.*, 2010).

Description des classes de milieux humides utilisés pour les analyses

Les classes de MH adoptées par le MDDEFP sont utilisées dans beaucoup d'études scientifiques au Québec. On identifie sept classes de MH utilisées dans les cartographies de MH. Les eaux peu

profondes sont souvent, sur le territoire, de forme allongée et se situe près d'un cours d'eau. Ces milieux sont en transition entre les MH saturés en eau de manière saisonnière et les milieux aquatiques dont la profondeur de l'eau est plus importante (Beaulieu *et al.*, 2009). Le marais est plutôt un MH aux eaux peu profondes et dominé par une végétation de plantes herbacées et possiblement de plantes émergentes (Jean et Létourneau, 2011). Il peut aussi être inondé de façon permanente, semi-permanente ou temporaire (Beaulieu *et al.*, 2009). La prairie humide (sous-classe de marais) est inondée une partie de l'année et se situe souvent dans la zone de transition entre les marais et les marécages. Le marécage, quant à lui, succède au marais. C'est un MH dominé par des arbustes ou des arbres (Beaulieu *et al.*, 2009; Jean et Létourneau, 2011). Il est souvent rattaché à un lac ou une rivière avec une teneur élevée en nutriments, mais contient moins d'eau de surface que les marais tout en étant inondé moins longtemps.

Les tourbières sont des MH où il y a eu une accumulation de sédiments organiques qui excède 40 cm (NWWG (1988) *in* Price *et al.* (2005)). Il y a donc une présence de tourbe qui s'accumule plus rapidement qu'elle ne se décompose, car le sol est mal drainé et plutôt acide (Price *et al.*, 2005). Le marécage est très sensible comparé aux tourbières qui peuvent être asséchées très longtemps et remplir leurs fonctions écologiques rapidement une fois leur humidité rétablie (Smith *et al.*, 1995). Dans certaines classifications, on fait la différence entre les tourbières *fens* et les tourbières *bogs*. Les *fens* sont minérotrophes et reçoivent l'eau et les nutriments par l'atmosphère et par le sol souterrain. Elles sont donc alimentées par les eaux de précipitation et d'écoulement (Price *et al.*, 2005). Elles se retrouvent généralement dans le bas des pentes et dans les dépressions ayant une bonne circulation d'eau et de nutriments (Beaulieu *et al.*, 2009). Quant aux *bogs*, elles sont ombrotrophes, c'est-à-dire qu'elles reçoivent l'eau et les nutriments directement par les précipitations (Price *et al.*, 2005) et donc qu'elles sont faibles en éléments nutritifs, plutôt acides et se retrouvent en paysage plat (Beaulieu *et al.*, 2009). On peut ajouter la tourbière boisée qui se distingue par la dominance d'arbres et se retrouvent en périphérie des *bogs* ou des *fens*. Une description plus détaillée des classes de MH est disponible à l'annexe 1.

Cartographie des milieux humides

Il a toujours été difficile de délimiter un MH, car il est ardu de déterminer ses frontières par son caractère dynamique : elles varient temporellement dans l'espace spatial puisqu'elles sont très sensibles à leur environnement (Fournier *et al.*, 2007; EPA, 2011). Par conséquent, il s'agit d'une

erreur importante en cartographie, mais inévitable (Pressey et Adam, 1995). La stratégie d'évaluation ne doit donc pas prendre en compte les frontières ou la structure des MH en premier lieu, mais bien la présence de MH par la cartographie (Costa *et al.*, 1996). De nombreux exercices de cartographie ont fait l'objet d'études concernant les MH (voir la revue de littérature par Fournier *et al.* (2007)).

L'analyse de l'hétérogénéité spatiale est au cœur de l'écologie du paysage et inclut la configuration spatiale (la distribution, la forme, la taille de parcelle, le contraste et la connectivité du paysage) et la composition spatiale (variété de types, quantité et de la proportion de l'aire des composantes) (Wang *et al.*, 2008). Toute cartographie détaillée des MH prend en compte ces deux composantes spatiales. Toutefois, selon Fournier *et al.* (2007), la cartographie spécifique des MH n'est pas fréquente, ils sont le plus souvent cartographiés dans l'occupation générale du territoire à l'aide de la télédétection. La cartographie peut notamment se faire par photo-interprétation, par exemple en étudiant la géographie, la géomorphologie, la végétation et le régime hydrique (Pressey et Adam, 1995) ou par classification semi-automatisée en utilisant divers types d'images satellitaires ou même radars (Zedler et Kercher, 2005; Kirby et Beaulieu, 2006). Une autre approche de plus en plus utilisée est la cartographie orientée-objet des MH qui permet, dans l'étude de Reif *et al.* (2009), d'obtenir une unité cartographique minimale (UCM) de 0,2 ha en combinant diverses bandes spectrales de Landsat ETM+. De Groot *et al.* (2010) proposent même une cartographie des fonctions écologiques en trois dimensions pour représenter la variation spatio-temporelle. En complément de cette dernière approche, on peut aussi cartographier à l'aide d'indicateurs spatiaux. Par exemple, Chust *et al.* (2004) ont utilisé quatre indicateurs spatiaux à l'aide d'une analyse de sensibilité (AS) pour comparer différentes cartes en regroupant les valeurs sous forme de quantiles (Kienast *et al.*, 2009).

2.2. Perturbations climatiques et anthropiques

Les MH, comme tous autres écosystèmes, subissent des pressions naturelles, en particulier par les CC, et des perturbations humaines, malgré qu'ils procurent environ la moitié de la valeur totale des services écosystémiques mondiaux (1,6 billion de dollars US annuellement) (Wang *et al.*, 2008). La présence, l'intensité et la fréquence de ces pressions auront des impacts très nocifs sur les MH. Les CC se réfèrent à toute altération significative des conditions de température, de précipitation ou d'autres facteurs climatiques se prolongeant sur une longue période. Si le CC peut résulter de facteurs naturels, ce terme est cependant employé couramment pour désigner des perturbations

issues d'activités anthropiques provoquant très souvent une hausse des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (Hanson *et al.*, 2009). Malgré la reconnaissance croissante pour les conserver, la perte des MH continue, en particulier par l'activité anthropique (Turner *et al.*, 2000; Ramsar, 2011). Dans les régions de fortes pressions anthropiques, plus de la moitié des MH ont été convertis durant le 20^e siècle. Les principales causes indirectes sont l'augmentation de la population et le développement économique alors que les principales causes directes sont le développement des infrastructures, la conversion des terres, le prélèvement d'eau et la surexploitation (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Depuis 1985, on estime une perte de 26 % des MH dans le monde par le drainage de l'agriculture intensive et parmi ces MH, 50 % ont été drainés en Europe et en Amérique du Nord (Zedler et Kercher, 2005). Cela démontre l'importance du facteur humain dans la dégradation de l'environnement humide en ce qui a trait à la quantité et à l'état de ces écosystèmes.

Pressions naturelles

Les changements de fluctuation du niveau de l'eau peuvent être naturels, mais ils sont insignifiants face aux changements causés par les CC (Pressey et Adam, 1995). Les CC causeront une augmentation des précipitations sur plus de la moitié de la surface terrestre. Ce phénomène accroîtra les apports en eau dans les écosystèmes et pour la société, mais aura comme conséquence une augmentation de la fréquence des inondations dans plusieurs régions. De plus, l'augmentation de la température moyenne causera un relâchement de gaz retenus dans les sols des MH, particulièrement dans les tourbières (Zedler et Kercher, 2005). Il est important de spécifier que les MH contiennent environ 25 % du carbone organique mondial fixé dans leur sol (Mitra *et al.*, 2005). En plus, les milieux naturels relâchent environ 20 % de l'émission globale annuelle de méthane (Price *et al.*, 2005). Les impacts de ces changements vont agir en synergie avec les autres sources de dégradations. Les changements du climat, qui touchent le régime hydrologique et la température, vont amener à une réduction des services fournis par les MH (Brinson et Malvárez, 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Hanson *et al.*, 2009). La fréquence et l'intensité de ces changements affectent différemment les MH selon leur type (tableau 1). En somme, avant la fin de ce siècle, les impacts des CC seront probablement le facteur direct le plus important du changement global des services écosystémiques en fluctuant l'intensité des débits, en augmentant le stress animal et en diminuant la qualité de l'eau (Erwin, 2009).

Tableau 1 : Intensité des pressions subies par la communauté biotique selon le type de milieux humides (adapté de Postel et Carpenter (1997) et Brinson et Malvárez (2002)). Fonction 1 : Support d'habitats fauniques, Fonction 2 : Régulation des débits de crues et Fonction 3 : Rétention des sédiments

Type de perturbation	Riverain			Lacustre			Incliné		
	Type d'impact	Intensité	Fonction	Type d'impact	Intensité	Fonction	Type d'impact	Intensité	Fonction
Géomorphique	Barrages	Sévère	1	Dragage	Modérée	1 et 2	Route	Sévère	1 et 2
Hydrologique	Canalisation de l'eau	Sévère	1 et 2	Stabilisation du niveau de l'eau	Modérée	1 et 2	Drainage	Sévère	1 et 2
Apport de nutriments et contaminants	Eutrophisation	Sévère	1, 2 et 3	Eutrophisation	Sévère	1, 2 et 3	Perte d'espèces sensibles aux nutriments	Sévère	-
Changement climatique	Eutrophisation	Mineure	1, 2 et 3	Changement du niveau de l'eau	Modérée	1 et 2	Assèchement	Modérée	1, 2 et 3

Pressions humaines

Les causes principales anthropiques de la dégradation des MH sont l'altération hydrologique, l'eutrophisation et la sédimentation, le remblaiement et l'invasion par les espèces exotiques ou invasives allochtones (Zedler et Kercher, 2005; Hanson *et al.*, 2009). D'un point de vue hydrologique, le redressement des rivières et l'irrigation modifient l'accessibilité de l'eau en aval pour l'agriculture et altèrent les régimes naturels d'écoulement. Les barrages ont aussi un rôle majeur dans la fragmentation et modifient les habitats aquatiques (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). En effet, l'établissement de barrages interrompt la connectivité des systèmes hydriques, retient les sédiments, augmente la fragmentation et entraîne la destruction des habitats. Par conséquent, cela empêche les régimes de crues saisonniers par la construction de larges réservoirs (Burchmore, 1990; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Concernant les zones agricoles, elles sont plus sensibles aux variations climatiques que les paysages naturels, car le drainage, le tillage et la récolte réduisent l'infiltration de l'eau et augmentent la fréquence et l'intensité de l'écoulement de surface et de la décharge de polluants (Erwin, 2009). L'eau utilisée, souvent en surcharge de nutriments, cause une diminution de services, comme l'approvisionnement en eau douce (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Cet apport de nutriments rend essentielle la fonction d'épuration de l'eau dans les zones peuplées ou d'agriculture intensive (Zedler et Kercher, 2005). De plus, il est reconnu que le degré d'isolement des MH augmente avec l'expansion des terres agricoles (Wang *et al.*, 2008). De manière générale, la production agricole est inversement liée à la qualité et à la quantité d'eau (Postel et Carpenter, 1997), malgré que les pays industrialisés commencent à revoir leur gestion territoriale en intégrant des perspectives durables (Brinson et Malvárez, 2002).

Au Québec et particulièrement dans les BTSL, le redressement des cours d'eau a profondément affecté les MH, notamment en causant leur disparition. Le redressement des rivières effectué pendant des décennies dans les régions rurales à des fins majoritairement agricoles avait été fortement encouragé par les subventions gouvernementales. Les impacts sur les écosystèmes, mal jugés au départ, perdurent encore de nos jours (Jobin *et al.*, 2004; MDDEP, 2007). De plus, le remblayage par l'implantation d'infrastructures industrielles est très important dans des secteurs comme le parc industriel de Bécancour. Également, entre 1945 et 1984, les MH du fleuve Saint-Laurent ont subi de profonds changements, principalement près des infrastructures anthropiques, notamment par le drainage, l'agriculture et le déboisement (Kirby et Beaulieu, 2006; Jean et Létourneau, 2011). Le problème le plus inquiétant vient du fait que les décideurs ne sont pas conscients de la connexion entre la condition d'un MH et les services bénéfiques à la société (Turner *et al.*, 2000).

2.3. Fonctions écologiques et biens et services écologiques

La distinction entre les termes fonction et BSÉ n'est pas évidente à travers la littérature et on les confond souvent. Si les BSÉ se rapportent strictement aux bénéfiques qu'en tire la société (De Groot *et al.*, 2010), les fonctions écologiques, quant à elles, concernent uniquement les processus et les interactions entre les caractéristiques et la structure des MH (Turner *et al.*, 2000; De Groot *et al.*, 2007; Limoges, 2009; Ramsar, 2011).

2.3.1. Fonctions écologiques des milieux humides

On dénombre quatre grandes catégories de fonctions : les fonctions de régulation, d'habitat, de production et d'information. (1) Les fonctions de régulation sont la capacité de l'écosystème à réguler les processus écologiques essentiels qui permettent de supporter la vie. (2) Les fonctions d'habitat sont relatives aux écosystèmes qui procurent des refuges et des habitats, ce qui contribue à conserver la diversité biologique. (3) Les fonctions de production concernent la création de biomasses par les producteurs primaires et secondaires. (4) Les fonctions d'information regroupent tout ce qui contribue à la santé humaine (De Groot *et al.*, 2002). Les deux premières catégories contiennent les fonctions écologiques les plus étudiées et sont les plus intéressantes pour notre étude.

Une liste représentant les principales fonctions écologiques peut être réalisée selon celles qui reviennent le plus souvent dans la littérature en tenant compte de leur importance (voir annexe 2). À partir de cette liste, on cible les trois plus importantes : le support d'habitats fauniques, la régulation des débits de crues et la rétention des sédiments. Ces trois fonctions sont aussi suffisamment documentées pour l'évaluation spatiale. Elles sont d'ailleurs utilisées dans l'étude de Cedfeldt *et al.* (2000) et Mitra *et al.* (2005) précisent qu'elles sont parmi les plus importantes pour les MH. Ainsi, ces fonctions écologiques ne sont pas représentatives de toutes les fonctions que peuvent remplir les MH, mais représentent de bons cas pour tester la méthode d'évaluation. Les recherches d'Adamus *et al.* (1991) ont permis d'établir des liens entre ces fonctions. Ainsi, les fonctions liées au support d'habitats fauniques et à la régulation des débits de crues sont corrélées de façon positive. Les fonctions de la rétention des sédiments et de la régulation des débits de crues ont aussi une corrélation positive alors que la rétention des sédiments et le support d'habitats fauniques peuvent avoir un conflit probable (Cimon-Morin *et al.*, 2013).

Support d'habitats fauniques

La biodiversité est la source de nombreuses sous-fonctions : le maintien de la chaîne trophique, le support d'habitats fauniques et de refuges (Brinson, 1993; Hagggar, 2001; Ramsar, 2011). La fonction écologique supporte l'abondance d'organismes aquatiques, terrestres et aviaires (Adamus *et al.*, 1991). Il est important de noter qu'il n'y a pas de classes de MH particulières qui sont considérées comme ayant une plus grande valeur de biodiversité qu'une autre (Kotze *et al.*, 2008). Lorsque les MH sont perturbés, leur richesse et leur diversité spécifique sont plus faibles (Chippis *et al.*, 2006). Maintenir le régime hydrologique d'un MH et sa variabilité naturelle est donc nécessaire afin de conserver ses caractéristiques écologiques (Price *et al.*, 2005).

De nombreuses caractéristiques spatiales des MH influencent l'efficacité à remplir une fonction écologique. Kienast *et al.* (2009) ont suggéré plusieurs facteurs d'influence tels que les pentes fortes, la présence d'aires urbaines, de zones forestières, de zones hétérogènes agricoles et de plans d'eau. Il est effectivement apparent que l'occupation du territoire autour des MH a une très grande influence sur leur état puisque le voisinage des MH constitue souvent des habitats intérieurs pour de nombreuses espèces semi-aquatiques qui dépendent des écotones pour compléter leur cycle de vie (Semlitsch et Bodie, 2003). Il est aussi raisonnable d'admettre que les milieux de plus grandes

superficiés sont plus susceptibles de se conserver à long terme ou d'offrir un habitat fonctionnel à un plus grand nombre d'espèces (Brown et Dinsmore, 1986; Joly *et al.*, 2008).

Régulation des débits de crues

La régulation des débits de crues est une des fonctions les plus importantes affectant directement l'intensité du débordement en aval (Duang, 1990; Haggar, 2001; Joly *et al.*, 2008), ce qui permet d'avoir une certaine maîtrise des eaux de crues (Ramsar, 2011). La fonction se décompose en deux éléments : le stockage des eaux de crues et l'atténuation des débits par leur désynchronisation (Adamus *et al.*, 1991). Les MH absorbent les excès en précipitations par infiltration et préviennent l'inondation en aval alors que la végétation ralentit la circulation de l'eau et permet aux sédiments de décanter (Mitsch et Gosselink, 2000; Krohne, 2001; Hopfensperger *et al.*, 2006; Ramsar, 2011). La saturation en eau et la perte de couverture végétale sur les bassins adjacents sont les principales raisons de la hausse de la fréquence des crues de grandes intensités, ce qui provoque des changements drastiques dans la densité et la composition des fonds riverains (Davis, 1977).

Le rôle de régulation est plus efficace lorsque les MH sont situés en amont des régions ayant des risques d'inondations tels que les aires urbaines ou les champs agricoles (Duang, 1990; Haggar, 2001; Zedler et Kercher, 2005). Selon De Groot *et al.* (2002), il devrait y avoir de 3 à 7 % de MH dans un BV et plus de 6 % dans un sous-bassin (SB) en zone tempérée pour assurer le contrôle des inondations et la qualité de l'eau (Bryan, 2004; McHattie *et al.*, 2004). Par exemple, l'atténuation des débits augmente significativement lorsque la pente est faible (Adamus *et al.*, 1991), ce qui atténue le pic maximal de la crue de la rivière (Posthumus *et al.*, 2010). La composition végétale, la saturation en eau du MH et sa localisation sont donc trois facteurs importants pour mesurer l'efficacité d'un MH à réguler le débit. Grâce à leur capacité à stocker et à graduellement relâcher l'eau, les MH peuvent fonctionner comme des puits et réduire les débits en interceptant l'écoulement de surface (Schweiger *et al.*, 2002).

Rétention des sédiments

La rétention des sédiments est une fonction importante pour les MH servant de bassins où des sédiments peuvent décanter. Elle agit souvent de concert avec la rétention des polluants (toxiques) et des matières nutritives (nutriments) (Ramsar, 2011). En général, la source des nutriments provient de la densification urbaine et de l'agriculture intensive. Souvent, lorsqu'il y a ruissellement, les MH

sont les seuls à pouvoir filtrer et purifier l'eau avant que les nutriments arrivent au cours d'eau (Evans *et al.*, 1996). Verhoeven *et al.* (2006) suggèrent qu'il doit y avoir un minimum de 2 à 7 % du BV composé de MH pour constater une bonne qualité d'eau. Aussi, la quantité de sédiments dans les cours d'eau peut être réduite jusqu'à 90 % dans les bassins fluviaux lorsqu'ils sont composés de 40 % et plus de lacs et de MH (Duang, 1990; Evans *et al.*, 1996). La végétation capte aussi l'excès de nutriments, ce qui aide à maintenir et à améliorer la qualité de l'eau des lacs et rivières (Krohne, 2001) de façon efficace dans des zones tampons végétalisées (Tiner, 2004; Hanson *et al.*, 2008). En effet, les arbustes et les arbres ralentissent l'eau et captent les sédiments. Par contre, lorsque l'eau fluctue au-dessus du niveau des arbustes ou de la végétation émergente, les arbres sont plus efficaces, bien qu'ils soient plus espacés (Davis, 1977). La capacité de rétention des sédiments varie considérablement selon divers facteurs tels que la position des MH, le type de substrat, les espèces de plantes dominantes et le climat (McHattie *et al.*, 2004). Cole (2002) précise que l'accumulation de sédiments inorganiques est une fonction typique des MH de dépression et des prairies humides, bien que la majorité des MH puisse les stocker.

2.3.2. Biens et services écologiques

Les BSÉ sont bénéfiques pour l'ensemble de la communauté humaine et sont offerts gratuitement par de nombreux écosystèmes, dont les MH (Costanza *et al.*, 1997). Dans cette optique, les humains leur attachent une certaine valeur puisque plusieurs sont critiques pour leur survie (Bryan, 2004; Kremen, 2005). Effectivement, la société dépend des écosystèmes par plusieurs services comme la purification de l'eau et la mitigation des inondations (Chapin III *et al.*, 2002). Les services procurés naturellement sont aussi ceux qui sont le plus rapidement perdus, car ils ne sont pas toujours pris en compte dans les décisions (Postel et Carpenter, 1997). Les BSÉ résultent donc de la performance des fonctions écologiques des MH (Smith *et al.*, 1995). Une fonction peut d'ailleurs contribuer à plusieurs BSÉ et inversement, un service peut être le produit de plusieurs fonctions (Costanza *et al.*, 1997). Il y a plusieurs classements des BSÉ, mais les grandes catégories sont souvent les mêmes : la régulation et le support, l'approvisionnement, et la culture (Dodds *et al.*, 2008; Kotze *et al.*, 2008).

Une adaptation d'un résumé des différents BSÉ réalisé par l'Évaluation du Millénaire a été faite par Hanson *et al.* (2009) et Limoges (2009) en tenant compte des services culturels. D'autres auteurs ont aussi utilisé cette classification et ont considéré la biodiversité comme étant la source des biens et services qui ont une valeur économique (Rönnbäck *et al.*, 2007). Une synthèse a été réalisée en se

basant sur les principaux auteurs expliquant les BSÉ (voir annexe 2). La catégorie qui nous intéresse regroupe la régulation et le support aux habitats et comprend, entre autres, le contrôle des inondations, l'assimilation des nutriments, le contrôle de l'érosion et la formation des sols et la biodiversité. Les BSÉ les plus étudiés s'évaluent aisément, contrairement à la recharge ou la décharge de l'eau souterraine ou le cycle du carbone. Un point important à prendre en considération est le fait que les MH peuvent aussi procurer de « mauvais services » (*disservice*), comme lorsque des épisodes d'inondation surviennent (Dobbs *et al.*, 2011). Les BSÉ associés à notre problématique sont importants, car cela permet d'appuyer le choix des fonctions écologiques à évaluer.

2.4. Évaluation des milieux humides

La valeur est une mesure du rôle ou de l'importance des fonctions d'un écosystème pour le maintien de sa résilience et de sa santé (Bingham *et al.*, 1995). Elle représente la qualité des services que les humains tirent des écosystèmes humides, ainsi que les valeurs que la société attribue à ces services. Bien que la valeur des MH découle de leurs fonctions écologiques, il s'agit de deux concepts différents (Brinson, 1993; Hanson *et al.*, 2008). La valeur est une notion humaine qui varie selon plusieurs facteurs (Mitsch et Gosselink, 2000; Brander *et al.*, 2006) et est associée aux BSÉ qui émanent des fonctions écologiques bénéficiant aux humains (Adamus *et al.*, 1991; Brinson, 1993; Turner *et al.*, 2000). Selon Smith *et al.* (1995), assigner une valeur requière des considérations dans une variété de facteurs subjectifs lors d'une évaluation quantitative ou qualitative. Des standards de comparaison doivent aussi être établis, car cela permet de comparer la capacité d'une fonction dégradée selon une référence. En effet, l'utilisation de MH de référence dans l'étude de Brinson et Rheinhardt (1996) permet la comparaison avec d'autres MH d'un même BV ou à la même échelle et région, mais à différentes périodes temporelles. Ainsi, une valeur relative est obtenue pour la comparaison, à condition qu'elle ait été normalisée (Smith *et al.*, 1995). Plusieurs équations simples peuvent être utilisées pour normaliser les valeurs, dont celle de Nielsen *et al.* (2012), mais ne sont pas toutes efficaces, car certaines ne permettent pas d'obtenir des valeurs négatives représentant mieux une situation critique.

Selon Olewiler (2004) et Ghermandi *et al.* (2010), les approches d'évaluation économique sont regroupées sous deux principales catégories. Les approches de la première catégorie se concentrent sur les dommages économiques, comme le coût de remplacement (Costanza *et al.*, 1997; Boyer et Polasky, 2004). Par exemple, la fonction de régulation des débits de crues peut être évaluée de façon

indirecte par une méthode de coût de remplacement en cas de substitution d'un MH par un barrage (Brander *et al.*, 2006). La seconde catégorie représente la volonté de payer des individus pour les BSÉ ou la volonté d'accepter une compensation pour la perte de BSÉ. L'évaluation porte souvent sur des sondages pour évaluer la perception, l'attitude et la préférence des gens dans un marché simulé. Par exemple, avec la méthode de contingence, la plus utilisée au Québec (Brouwer *et al.*, 1999; Brander *et al.*, 2006; Troy et Wilson, 2006; Limoges, 2009; Ghermandi *et al.*, 2010). Une des techniques de transférabilité efficace est la méthode de transfert de valeurs pour généraliser les valeurs d'un site à l'autre lorsque les conditions environnementales et socio-économiques sont similaires (Eade et Moran, 1996), comme la méta-analyse (Brouwer *et al.*, 1999). Bref, les valeurs données aux BSÉ sont souvent dépendantes de la population, de son économie et de sa socialité (Postel et Carpenter, 1997). Par ailleurs, le but d'évaluer n'est pas tant d'attribuer une valeur monétaire, mais de penser aux compromis entre les alternatives possibles (Greene *et al.*, 2010).

En écologie, la valeur dépend des critères d'intégrité, de résilience et de résistance (De Groot *et al.*, 2002). Plus spécifiquement aux MH, la valeur des fonctions écologiques peut aussi être estimée indirectement à l'aide d'indicateurs spatiaux (Alard *et al.*, 2002; Ghermandi *et al.*, 2010). Ensuite, pour établir la priorité de conservation, on étudie la valeur relative des différentes zones selon leur performance pour différents scénarios (Posthumus *et al.*, 2010). Suite à une normalisation, on peut obtenir une valeur négative représentant les impacts indésirables (Paracchini *et al.*, 2011), comme dans l'étude de Willemen *et al.* (2010) avec l'équation de Gimona et Van Der Horst (2007). Le poids établit l'importance relative des critères (Joly *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2010). En ce qui concerne les seuils écologiques des fonctions écologiques, ils sont très instables et n'impliquent pas nécessairement des seuils économiques pour ces valeurs (Farber *et al.*, 2002).

2.5. Indicateurs spatiaux

Les indicateurs sont des variables qui mesurent directement ou indirectement les processus ou attributs physiques, chimiques ou biologiques des MH et de leur environnement (Adamus *et al.*, 1991). L'observation peut se faire directement sur le terrain ou être dérivée d'autres sources de données (Brinson, 1993). En ce qui concerne les indicateurs spatiaux, on peut dénombrer deux types d'indicateurs dans l'évaluation indirecte : les indicateurs d'opportunité et d'efficacité (Adamus *et al.*, 1991; Cedfeldt *et al.*, 2000; De Groot *et al.*, 2010). Un indicateur d'opportunité permet de déterminer si la fonction écologique est présente alors qu'un indicateur d'efficacité évalue la

performance de cette fonction (Kotze *et al.*, 2008). Kelly *et al.* (2011) notent aussi qu'il faut déterminer des indicateurs en harmonie dans l'espace et le temps. Aussi, Adamus *et al.* (1991) insistent sur le fait qu'un indicateur peu utilisé peut être une bonne mesure, mais qu'un indicateur populaire n'indique pas nécessairement qu'il y a un consensus d'opinions qui existe sur son efficacité.

Les indicateurs spatiaux représentent, dans notre contexte, des caractéristiques de la composition et de la configuration spatiale des MH et de leur environnement. Lorsqu'on parle de la fonction écologique, ses facteurs spatiaux sont l'hétérogénéité des éléments individuels du paysage et la configuration spatiale de l'ensemble du paysage (Kindlmann et Burel, 2008) de même que la relation entre les systèmes écologiques et sociaux (Kearns *et al.*, 2005). Par contre, il est difficile d'interpréter les résultats des calculs d'indicateurs spatiaux (Li *et al.*, 2005) pour comprendre les interactions entre les processus écologiques et les composantes d'un écosystème et ses services (Dale et Beyeler, 2001; De Groot *et al.*, 2010). Par exemple, un des principaux rôles d'un indicateur écologique est d'évaluer l'impact des perturbations anthropiques (Niemi et McDonald, 2004; Feld *et al.*, 2009), comme la méthode de l'*Ecological Impact Assessment* qui évalue l'impact sur les milieux naturels (Posthumus *et al.*, 2010). Ces perturbations induisent souvent une perte fonctionnelle selon l'intensité, la durée, le type ou la sensibilité relative de l'écosystème à l'impact et peuvent être mesurées par plusieurs indicateurs (Abbruzzese et Leibowitz, 1997).

La qualité de la caractérisation du territoire dépend de la quantité et de la diversité des indicateurs spatiaux et de la qualité des données utilisées pour les développer et les évaluer (Smyth *et al.*, 2007). Le défi est de synthétiser le contexte du territoire représenté par les valeurs des indices spatiaux (calculs à caractère spatial des indicateurs spatiaux) qui peuvent, parfois, servir d'indicateur dans des études d'environnement (Kelly *et al.*, 2011). En fait, l'indicateur spatial représente la valeur normalisée de son indice spatial associé. Corry et Nassauer (2005) soutiennent d'ailleurs qu'un des futurs grands intérêts en écologie sera les indices (mesures de l'indicateur) de patron du paysage caractérisant les fonctions écologiques. De plus, il est très important d'être au courant du manque flagrant de relations documentées entre les indices du paysage et les fonctions écologiques (Corry et Nassauer, 2005). Les indices spatiaux sont regroupés en grande partie dans le logiciel Fragstats (McGarigal et Marks, 1995; Weilhoefer, 2011). Ce logiciel permet de calculer plus d'une centaine d'indices spatiaux mesurant, entre autres, l'aire, la densité, la forme, l'isolement et la diversité en plus de représenter ces calculs à différentes échelles spatiales (Kelly *et al.*, 2011), mais leurs

relations avec le paysage sont très peu étudiées (Uemaa *et al.*, 2009). Dans un contexte de patrons de paysage, il sera judicieux d'opter pour la représentation d'indicateurs spatiaux composés (Corry et Nassauer, 2005). Ils sont dirigés par plusieurs éléments : l'opération de l'agrégation, le choix d'une normalisation, le choix d'une méthode de pondération et l'application de la méthode à tous les MH du territoire à l'étude (Abbruzzese et Leibowitz, 1997). Le tableau 2 montre une sélection d'indicateurs spatiaux portant sur la caractérisation des fonctions écologiques.

**Tableau 2 : Synthèse des indicateurs spatiaux par fonction écologique recensés à travers la littérature.
MH : Milieux humides**

Fonction de support à la diversité faunique	
Classe de végétation présente	MH riverain
Connexion au réseau hydrologique	Nombre d'exutoires du MH
Connexion hydrologique entre MH	Ordre de Strahler du cours d'eau connecté
Connexion végétale entre MH	Pente du MH
Densité de MH dans l'aire contributrice	Présence de structure artificielle
Densité des zones anthropiques	Présence d'infrastructures récréotouristiques
Densité végétale	Proximité d'autres habitats
Dispersion de la végétation	Proximité des sentiers
Diversité de la végétation du MH	Proximité d'une classe différente de MH
Diversité des complexes de MH	Proximité entre MH
Forme du MH	Rareté de la classe du MH
Indice de qualité de l'habitat	Superficie des aires contributrices des MH
Irrégularité des frontières des MH	Superficie des MH
MH dans un complexe	
Fonction de régulation des débits de crues	
Classe de végétation présente	Position du MH
Densité de MH dans l'aire contributrice	Proximité des communautés
Densité d'imperméabilité dans l'aire contributrice	Proximité du réseau hydrologique
Densité de terres agricoles	Sinuosité des cours d'eau
Densité du drainage et de canaux	Superficie des MH
Densité végétale	Taux d'infiltration du sol
Nombre d'exutoires du MH	Type de sol
Pente du MH	
Fonction de rétention des sédiments	
Classe de végétation présente	Perturbations subies par le MH
Complexité des MH	Présence de sédiments
Densité de barrages et canaux en aval	Présence d'exutoires
Densité végétale	Proximité de sources de contaminants
Forme du MH	Proximité des communautés
Intensité du ruissellement	Proximité du réseau hydrologique
MH riverain	Proximité entre MH
Pente du MH	Superficie des MH

Beaucoup d'indicateurs spatiaux portent sur les caractéristiques biophysiques des habitats, mais peu se penchent sur les valeurs sociales et économiques associées aux paysages et aux éléments de l'habitat (Adamus *et al.*, 1991; Haines-Young *et al.*, 2006). La dimension sociale est souvent omise

dans l'exploration économique et détient rarement une attention méritée (Alessa *et al.*, 2008; Greene *et al.*, 2010). Quelques études portent sur les fonctions sociales du paysage, alors que dans notre cas il s'agit plutôt d'évaluer une fonction écologique avec sa dimension sociale (Haines-Young *et al.*, 2006; Meyer et Grabaum, 2008). Un très bon exemple d'un développement visant à améliorer la qualité de l'eau est l'aménagement d'une bande de végétation adjacente à un MH (McHattie *et al.*, 2004). Cela peut également être intégré au paysage urbain et servir à des fins diverses ayant des perspectives visuelles attirantes, comme la randonnée pédestre (Alessa *et al.*, 2008). Aussi, la proximité d'un lieu peut représenter un bon indicateur spatial pour les fonctions à caractère récréatif (Lovett *et al.*, 1997). En effet, la valeur augmente avec la visibilité et diminue avec la distance (Eade et Moran, 1996). L'attrait visuel est une valeur sociale très importante qui peut être mesurée par l'hétérogénéité du paysage ou avec un indice de diversité, comme Shannon (Dramstad *et al.*, 2006), car la diversité végétale contribue à l'esthétisme du paysage (Quétier *et al.*, 2009).

Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques

Les MH ont comme fonction écologique primordiale la capacité d'offrir des habitats et des refuges à la faune. Cette fonction n'est pas unique aux MH, mais certains indicateurs sont propres aux MH, comme la connectivité au réseau hydrologique (Alessa *et al.*, 2008). Plusieurs indicateurs développés par des biologistes requièrent des données très exhaustives. De ce point de vue, l'utilisation d'indicateurs spatiaux représente donc un avantage considérable (Feld *et al.*, 2009). Par exemple, pour la connectivité, la théorie des graphes peut s'appliquer (Moilanen et Nieminen, 2002). Aussi, la taille du milieu a un effet très important, car si un MH est trop petit, la fonction n'existera pas (Adamus *et al.*, 1991; Mitsch et Gosselink, 2000). Les milieux de plus grande superficie sont plus susceptibles de se conserver à long terme ou d'offrir un habitat fonctionnel à un plus grand nombre d'espèces (Environmental Law Institute, 2003; Joly *et al.*, 2008), notamment pour les oiseaux (Cedfeldt *et al.*, 2000; Corry et Nassauer, 2005; Uuemaa *et al.*, 2009). En ce qui concerne la forme des MH, elle est très dépendante de l'effet de lisière, car les pressions anthropiques modulent les frontières des MH (Joly *et al.*, 2008). Plus l'aire intérieure est grande et plus l'habitat sera important (Ehrenfeld, 2000). De plus, les MH sont des écotones, c'est pourquoi l'étude des caractéristiques de leurs lisières est si importante (Wang *et al.*, 2008). Il y a d'ailleurs de nombreux indices de forme qui se retrouvent dans la littérature pour être utilisés selon leur contexte propre. En réalité, des parcelles avec le même périmètre et la même aire peuvent avoir plusieurs formes différentes, c'est pourquoi des indices de déformation et d'élongation ont été développés.

L'avantage de cette fonction est qu'elle peut être évaluée par de nombreux indicateurs spatiaux supportés dans la littérature scientifique (McHattie *et al.*, 2004; Corry et Nassauer, 2005; Kienast *et al.*, 2009).

Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues

Le stockage des eaux de crues dépend de l'élévation relative au cours d'eau adjacent, du relief microtopographique, de la pente, de la densité de végétation, etc. (Smith *et al.*, 1995). La taille du MH est un indicateur spatial très important pour cette fonction écologique, car elle détermine le volume accessible pour se remplir (Kotze *et al.*, 2008). La désynchronisation des débits de crues est plus efficace quand le MH est suffisamment large pour intercepter la majorité du débit. De plus, une densité de végétation élevée et une présence d'obstructions (rochers, buttes, etc.) dans le MH sont adéquates pour résister à la force de l'inondation (Adamus *et al.*, 1991). Les caractéristiques du sol permettent aussi le contrôle du débit selon sa capacité d'infiltration, car le débit augmente lorsque les pentes sont abruptes et que le sol est peu profond ou imperméable (Eade et Moran, 1996). De plus, une couverture végétale éparse permet d'atténuer le débit plus efficacement s'il entre graduellement dans une aire de drainage en pente douce (Adamus *et al.*, 1991).

Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments

Plusieurs méthodes ont été développées pour évaluer la qualité de l'eau, par exemple, avec l'équation de Heinemann (1981) sur l'estimation de la décharge de sédiments ou le modèle RUSLE (Hopfensperger *et al.*, 2006). Ce dernier requiert peu de données, pourtant il présente des limitations majeures, notamment dans un exercice spatio-temporel. L'identification du débit et le transport des sédiments peuvent être modélisés par des modèles comme WEPP (Hopfensperger *et al.*, 2006). Par ailleurs, les indicateurs spatiaux sont souvent utilisés comme indicateurs de qualité de l'eau (Moreno-Mateos et Comin, 2010), comme la position des MH dans le BV (McHattie *et al.*, 2004). Par contre, les indices de configuration seraient plus appropriés que les indices de compositions pour évaluer la qualité de l'eau, car l'occupation du territoire fait partie de l'aire drainée par les MH (Kearns *et al.*, 2005). En ce qui concerne la forme, il y a peu d'étude reliant cet élément à la qualité de l'eau. Toutefois, on considère que les marais longs et étroits, de même que ceux portant au maximum le contact de l'eau avec la végétation et le temps de stagnation dans le MH, devraient être les plus efficaces (McHattie *et al.*, 2004). De plus, la microtopographie créée par la végétation et la densité forestière servent à ralentir l'écoulement, ce qui amène à une sédimentation. Néanmoins, une

trop grande quantité de sédiments peut causer un arrêt de la fonction lorsque l'aire de drainage est très grande (Adamus *et al.*, 1991; Cole, 2002; Van Lonkhuyzen *et al.*, 2004).

2.6. Outil d'aide à la décision

L'utilisation durable d'un écosystème n'est pas seulement rationnelle d'un point de vue écologique, mais l'est également du point de vue économique (De Groot *et al.*, 2007), alors que la dimension socioculturelle permet de prendre en compte l'effet de l'humain sur l'écologie (Wang *et al.*, 2008). Une gestion basée sur l'écosystème se doit d'intégrer des facteurs liés à tous les aspects du DD (Greene *et al.*, 2010).

L'évaluation des écosystèmes en début de millénaire des Nations Unies reconnaît l'importance économique mondiale des MH (Ramsar, 2011). Il est pourtant très difficile de mettre une valeur économique sur un BSÉ et plusieurs études portent sur cette problématique (Chapin III *et al.*, 2002). L'évaluation économique des BSÉ rendus par les MH est un outil puissant pour aider à établir des plans d'aménagement et des prises de décisions en gestion territoriale (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Cimon-Morin *et al.*, 2013). Néanmoins, les MH ont souvent un faible poids dans le pouvoir décisionnel, car peu de services écosystémiques ont une valeur commerciale reconnue (Costanza *et al.*, 1997). Par exemple, l'attitude envers les MH diffère selon les groupes sociaux et leur localisation géographique (Adamus *et al.*, 1991). Au niveau social, l'aspect visuel est très difficile à évaluer, il y a donc souvent une omission de l'esthétisme dans la gestion du territoire, malgré son importance (Dramstad *et al.*, 2006).

L'évaluation quantitative des fonctions des MH est essentielle pour mettre en place la séquence hiérarchique de solutions de mitigation afin d'éviter, de réduire ou de compenser les répercussions des projets proposés (Hanson *et al.*, 2009). Lorsque l'application d'indicateurs du DD pour la gestion des MH devient un objectif en soi et une alternative méthodologique sérieuse à considérer, cela permet le développement continu d'outils intégrés d'évaluation tout en augmentant la durabilité des milieux (Joly *et al.*, 2008). Le développement d'un système de support décisionnel et spatial pour la planification territoriale relié à l'évaluation des fonctions du paysage est peu fréquent (Meyer et Grabaum, 2008). Pourtant, les stratégies d'occupation du territoire basées sur les besoins à court et à long terme augmentent la résilience des gestions territoriales (Foley *et al.*, 2005). De Groot *et al.* (2010) précisent que modéliser les fonctions requiert aussi une approche multiéchelle. À

cette approche s'ajoute l'aspect multitemporel pour aider la prise de décision (Wardrop *et al.*, 2007b). L'utilisation de techniques visuelles comme les graphiques radiaux ou d'amœba est nécessaire pour faciliter la communication des résultats (Moctezuma-Malagón *et al.*, 2008).

Un outil d'aide à la décision est avant tout un outil de communication précieux. Il simplifie les informations complexes tout en les rendant accessibles aux différents acteurs concernés par la problématique étudiée. L'intérêt porté sur les indicateurs provient du besoin d'évaluation de la condition écologique (Niemi et McDonald, 2004). Il y a un manque évident dans la recherche pour mesurer l'état des services écosystémiques. Le développement et l'application des méthodes d'évaluation pour inclure les dimensions écologiques, sociales et économiques, font l'objet d'une recherche complexe en écologie du paysage (Meyer et Grabaum, 2008). Par exemple, Palmeri et Trepel (2002) ont établi les zones potentielles de restauration selon des critères du DD en classifiant les scores entre 0 et 1 par zone (figure 1). Cette étude concorde avec les approches proposées par Van Lonkhuyzen *et al.* (2004), Kienast *et al.* (2009) et Greene *et al.* (2010). La classification des valeurs donne un rang qui aide les intervenants à comprendre les cartes régionales en identifiant les zones où des efforts de restauration ou de protection devraient optimiser la performance d'une fonction (Schweiger *et al.*, 2002).

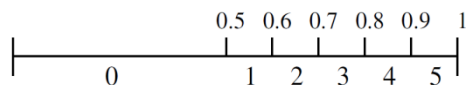


Figure 1 : Exemple de division en cinq classes des valeurs d'indicateurs (tiré de Palmeri et Trepel, 2002)

Plusieurs approches utilisent les BV et une division plus fine comme unité d'analyse (Thomas et Lamb, 2005), car les stress naturels et humains apparaissent à différentes échelles spatiales et temporelles (Abbruzzese et Leibowitz, 1997). Par contre, les limites de ces bassins ne correspondent pas nécessairement avec les autres caractéristiques écologiques, comme les types de sol, la végétation ou encore le régime hydrique. D'un point de vue multitemporel, une des méthodes très utilisées en analyse de changement est l'utilisation d'indicateurs spatiaux du paysage. Cette méthode est principalement détaillée par Kelly *et al.* (2011), qui traite du suivi de la végétation dans un MH restauré. Ces indicateurs spatiaux sont d'ailleurs utilisés dans des outils qu'on appelle *rapid assessment wetland condition*, car ils permettent d'obtenir une information à distance, mais rapidement. Rebelo *et al.* (2009) utilisent des indicateurs spatiaux socio-économiques du changement et soutiennent qu'il est possible de faire la projection de changement d'occupation du territoire à l'aide de scénarios avec divers algorithmes. On peut aussi prévoir des scénarios de CC et

les effets sur les MH (Erwin, 2009). L'analyse du changement par une scénarisation de l'occupation de territoire est pertinente au Québec, car le territoire a été façonné par les changements agricoles et anthropiques (Jobin *et al.*, 2004). La relation entre l'effet de l'échelle et les analyses spatiales s'avère donc une piste explorée par de nombreux chercheurs, notamment en tenant compte des analyses multitemporelles (Kelly *et al.*, 2011).

Un indicateur composé s'avère un outil de taille, car l'unité de référence commune facilite l'interprétation et limite le problème de la pondération. L'analyse cartographique des résultats de l'évaluation des MH devrait permettre d'établir des secteurs prioritaires de conservation (Janssen *et al.*, 2005; Joly *et al.*, 2008). Il serait aussi possible de développer un outil d'aide à la décision à partir d'analyses multicritères de décision (Turner *et al.*, 2000). Par exemple, Tiner (2004) calcule un indicateur composé formé de plusieurs indicateurs spatiaux d'habitat et de perturbation. Pour l'habitat, une valeur plus élevée indique qu'il y a plus d'habitats disponibles alors que pour la perturbation, plus la valeur est élevée, plus il y a de dégradations. Un effort est aussi mis sur l'établissement d'un seuil qui détermine ce qui constitue un habitat naturel viable. En effet, les seuils observés en écologie correspondent à un niveau critique où une fonction écologique se dégrade lorsqu'elle se situe sous ce seuil (Christensen et Krogman, 2012). Ce dernier élément est essentiel dans la quantification des indicateurs spatiaux, car il permet de classer les valeurs. C'est un défi de taille d'identifier les seuils sociaux et économiques en plus des seuils écologiques, puisqu'un système qui est fonctionnel ne veut pas dire qu'il est robuste dans toutes ses dimensions (Smyth *et al.*, 2007).

Wardrop *et al.* (2007a) utilisent un indicateur de fonction (*Functional Capacity Index*) pour évaluer l'efficacité de la fonction écologique en comparant les sites selon leur capacité optimale à remplir une fonction. Ce type d'indicateur peut ensuite être représenté sous forme de diagramme. Il montre alors la condition d'un service écosystémique indiquée sur chacun des axes, ce qui détaille l'analyse visuelle (Foley *et al.*, 2005). Pinzger *et al.* (2005) ont été parmi les premiers à utiliser le diagramme de Kiviat en utilisant des indicateurs. Ce diagramme permet de voir les variations fonctionnelles et temporelles d'une entité et facilite l'identification des relations entre tendances critiques. Cela permet entre autres de représenter des indicateurs complexes de façon simple pour l'interprétation. La normalisation des valeurs est importante pour prévenir un diagramme surdimensionné et obtenir un seuil minimal indispensable. Le résultat final est un polygone dont les frontières peuvent fluctuer. Il

est aussi possible de superposer deux diagrammes pour ressortir les constances et les changements. D'autres auteurs ont par la suite utilisé ce diagramme. Par exemple, les axes peuvent représenter des scénarios (figure 2) et une « enveloppe conceptuelle » (*trade-off evaluation space*) délimite les développements possibles des fonctions sur le territoire (Paracchini *et al.*, 2011). Le but est de trouver des options politiquement acceptables en matière de durabilité, c'est-à-dire de déterminer l'espace dans lequel les compromis entre différents indicateurs peuvent être évalués.

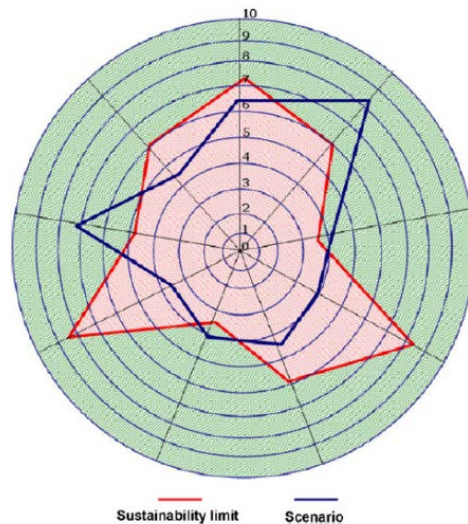


Figure 2 : Exemple d'outil sous forme de diagramme évaluant divers scénarios (tiré de Paracchini *et al.*, 2011)

3. Bassins versants sélectionnés comme sites d'étude

L'approche privilégiée pour la mise en place d'un outil spatial pour la gestion des MH implique naturellement une gestion par BV. Elle apporte comme avantage de considérer la composition du territoire compris dans ses limites comme un tout et ses interactions dans un ensemble fermé.

Au Québec, il y a trois grandes régions agricoles, dont la principale est comprise dans les BTSL. Cette province naturelle repose sur la plate-forme du Saint-Laurent, et possède une superficie de 29 000 km². C'est d'ailleurs dans cette région qu'est concentrée la majorité du développement urbain et agricole du Québec (Kirby et Beaulieu, 2006). Le paysage agricole a été grandement modifié depuis la moitié du 19^e siècle. La transition de l'agriculture traditionnelle vers des techniques plus modernes (utilisation de composés chimiques de synthèses, machineries, etc.) a causé la dégradation du couvert forestier, un drainage des MH, une utilisation accrue de pesticides et de fertilisants et le redressement des cours d'eau, ce qui a grandement marqué la gestion par BV (Jobin *et al.*, 2004). On estime d'ailleurs qu'il reste moins de 25 % du couvert forestier d'origine dans la majorité des Municipalités régionales de comté du sud-ouest du Québec. Ces facteurs et caractéristiques reflètent ce que l'on retrouve dans de nombreux BV des BTSL. Ces régions subissent effectivement de nombreuses perturbations anthropiques. Incidemment, de nombreux problèmes affectent les écosystèmes composant ce territoire, incluant les MH.

Deux sites d'étude ont été ciblés selon des critères de représentativité des caractéristiques principales des BV des BTSL. Les deux BV devaient, entre autres, avoir une partie importante de leur territoire dans les BTSL, une quantité représentative et diversifiée des MH ainsi qu'une hétérogénéité des pressions humaines ou naturelles. De plus, la présence d'intervenants du milieu et de structures organisationnelles aptes à planifier l'intervention au niveau des MH et l'existence d'études complémentaires portant sur ces BV ont fait partie des facteurs importants pour le choix final (Labbé *et al.*, 2011). Les deux BV sélectionnés, ceux des rivières Yamaska et Bécancour, ont respectivement une superficie de 4 784 km² et 2 620 km². Ils sont entièrement compris dans le Québec et le BV de la rivière Yamaska a 60 % de son territoire dans les BTSL alors que c'est 44 % pour le BV de la rivière Bécancour. Le reste du territoire des BV est situé dans les Appalaches où il y a un fort relief caractérisé par des collines boisées (COGEBY, 2010), ce qui représente une contrainte importante pour le développement agricole (Morin et Boulanger, 2005). Les caractéristiques des BV sont représentées par le tableau 3.

Tableau 3 : Caractéristiques des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011. BV : Bassin versant, BTSL : Basses-Terres du Saint-Laurent, MH : Milieux humides

BV	Superficies des BV	% BTSL Appalaches	Lac de tête principal	Superficies des MH	% de MH	Complexes de MH
Yamaska	4 784 km ²	60 40	Lac Brome	188 km ²	3,9	495
Bécancour	2 620 km ²	44 56	Lac Bécancour	279 km ²	10,6	623

La composition de l'occupation du territoire de chacun des BV est détaillée dans le tableau 4. On remarque que dans les deux BV, il y a une forte dominance de forêts et de terres agricoles. Dans le cas du BV de la rivière Yamaska, 34,6 % et 43,3 % du territoire sont occupés par la forêt et l'agriculture, respectivement. La rivière est d'ailleurs considérée comme un affluent très pollué du Saint-Laurent, notamment par ses activités agricoles (fermes, unités animales, etc.). Le BV est drainé par trois principaux tributaires : les rivières Noire, Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est (COGEBY, 2010). Pour ce qui est du BV de la rivière Bécancour, il s'agit plutôt de 53,1 % et de 21,2 % du territoire qui sont occupés par la forêt et l'agriculture, respectivement, et la majorité des unités animales se retrouve dans les Appalaches. La rivière Bécancour contient plusieurs tributaires, dont les rivières Bourdon, Palmer, Noire et Blanche (Morin et Boulanger, 2005). Contrairement au BV de la rivière Bécancour, le réseau routier et le développement urbain (classe anthropique) du BV de la rivière Yamaska prennent une place plus importante. En effet, une grande partie de son bassin est représentée par la région administrative de la Montérégie, qui est plus peuplée que celle du Centre-du-Québec dans la région de Bécancour. Il est intéressant de voir que la classe des tourbières exploitées se retrouve exclusivement dans le bassin de la rivière Bécancour. Elles représentent un exemple concret de la conversion des terres par les humains, précisément pour la culture de canneberges (Morin et Boulanger, 2005). Les MH sont en très faible proportion (moins de 4 %) pour la rivière Yamaska alors qu'on en retrouve sur plus de 10 % du territoire de Bécancour. Ces caractéristiques contrastées des deux BV permettent d'évaluer la méthode proposée sur des territoires distincts, mais qui demeurent dans les BTSL.

Le tableau 5 montre les classes de MH cartographiées par le MDDEFP et Canards Illimités Canada sur les deux territoires. Dans les deux cas, en termes de nombre, les marécages dominent fortement les MH. Dans le BV de la rivière Yamaska, il y a aussi beaucoup de MH d'eau peu profonde et de marais. Par contre, au niveau de la taille des MH, ce sont les marécages et les tourbières boisées qui prennent la plus grande superficie des MH. Il y a peu de tourbières boisées, mais elles sont très grandes alors que les eaux peu profondes sont souvent de très petites dimensions. Pour le BV de la

rivière Bécancour, les tourbières boisées sont, cette fois, en plus grande superficie que les marécages. En effet, elles représentent près de la moitié de la taille totale des MH du bassin.

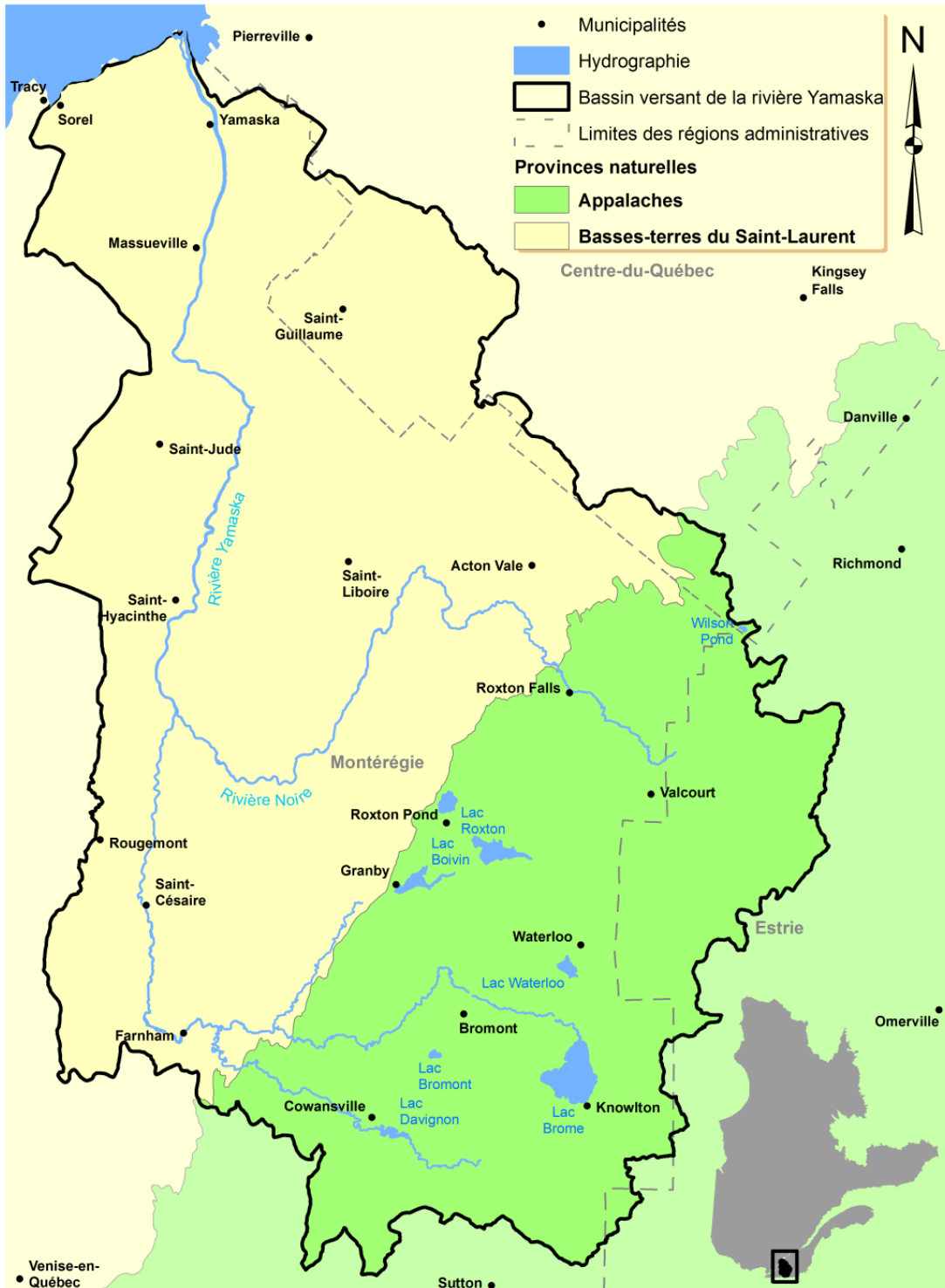
Tableau 4 : Occupation du territoire des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011

Classes	Yamaska (%)	Bécancour (%)
Agriculture	43,3	21,2
Anthropique	7,3	3,5
Forêt	34,6	53,1
Hydrographie	1,1	1,2
Milieus humides	3,9	10,6
Sol nu	0,1	0,9
Tourbière exploitée	0,0	1,5
Végétation	9,3	5,5

Tableau 5 : Classes de milieux humides (MH) présents dans les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour en 2011

Classes de MH	Yamaska		Bécancour	
	% nombre de MH	% taille des MH	% nombre de MH	% taille des MH
Tourbière <i>bog</i>	3,6	5,9	4,2	12,2
Tourbière <i>fen</i>	2,5	3,2	5,1	3,4
Tourbière boisée	9,6	29,7	15,5	48,8
Eau peu profonde	17,5	2,2	2,7	0,7
Marécage	46,9	39,4	62,9	33,1
Marais	18,5	19,1	3,5	0,8
Prairie humide	1,5	0,5	6,1	1,0

Les figures 3 et 4 montrent le territoire des deux BV à l'étude. Le BV de la rivière Yamaska présente plusieurs affluents importants qui prennent leur source au sud-est du bassin. Les trois régions administratives, en ordre décroissant de proportion du bassin, sont la Montérégie, le Centre-du-Québec et l'Estrie. Quelques municipalités d'importance démographique relative se retrouvent sur le territoire, notamment Saint-Hyacinthe, Granby et Bromont. Les BTSL et les Appalaches correspondent approximativement aux couvertures agricole et forestière, respectivement. Le territoire est généralement plat avec une pente moyenne de 3,08 %. Au niveau du BV de la rivière Bécancour, une orientation est-ouest illustre de nombreux lacs à la source de la rivière qui se jette dans le fleuve St-Laurent, à l'ouest. Des municipalités d'importance démographique relative sont distribuées sur le territoire, telles que Bécancour, Plessisville et Thetford Mines. Deux régions administratives divisent le territoire, le Centre-du-Québec et Chaudière-Appalaches. La pente moyenne du bassin est de 3,64 %, ce qui en fait un territoire ayant plus de relief que le BV de la rivière Yamaska, expliqué en partie par la portion plus importante du territoire appalachien.



Sources des données

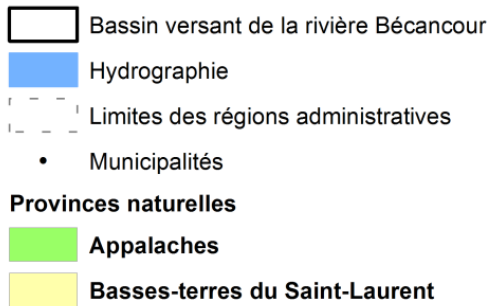
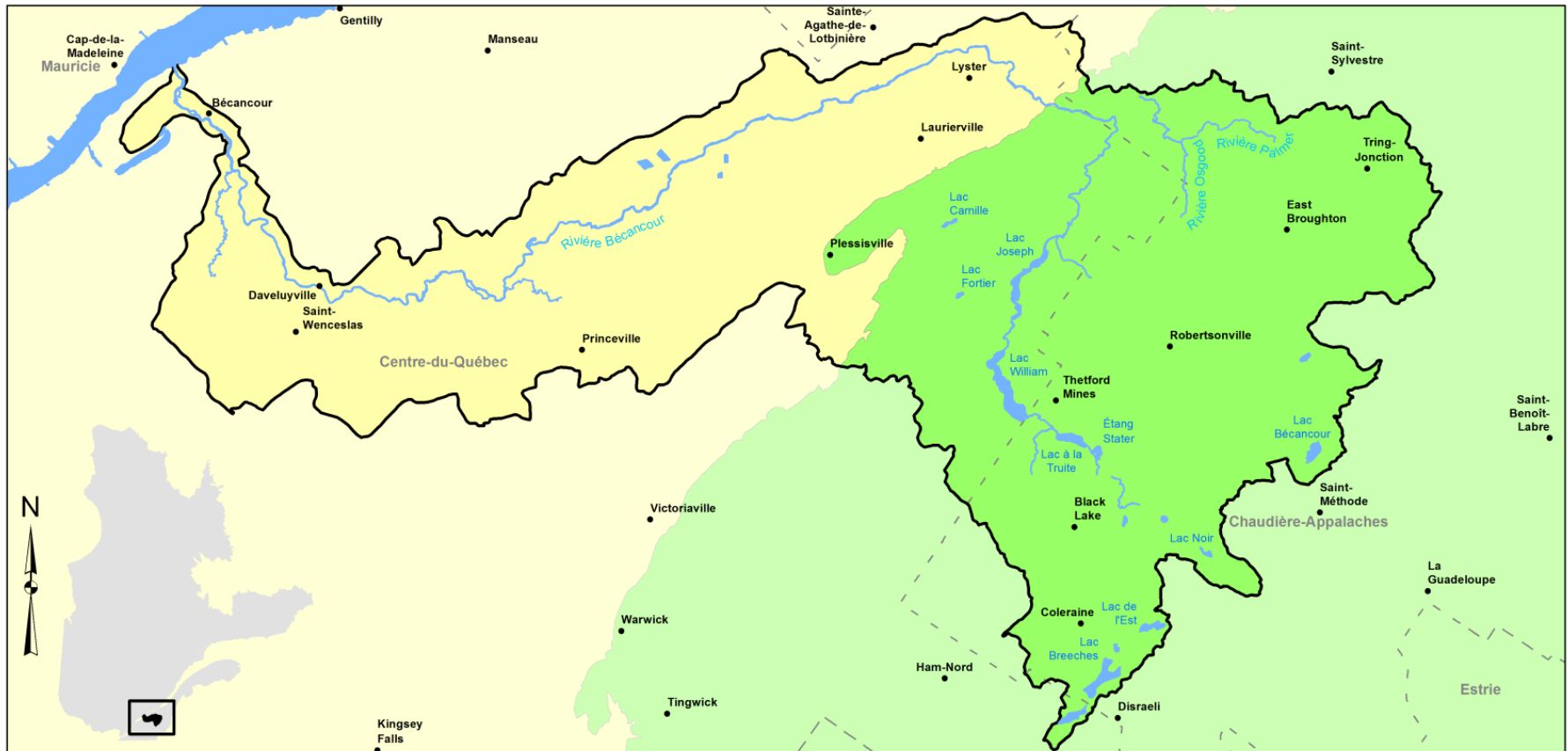
- Provinces naturelles du Québec : MDDEP (2010)
- Limites du bassin versant et réseau hydrologique : Centre d'expertise hydrique du Québec (2012)
- Municipalités (2010) et limites des régions administratives (2012) : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Échelles originales

Bassin versant 1 : 500 000
 0 4,5 9 18 27 km

Québec 1 : 35 000 000
 0 380 760 1 520 2 280 km

Figure 3 : Carte du bassin versant de la rivière Yamaska

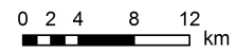


Sources des données

- Provinces naturelles du Québec :
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2010)
- Limites du bassin versant et réseau hydrologique :
Centre d'expertise hydrique du Québec (2012)
- Municipalités (2010) et limites des régions administratives (2012) :
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Échelles originales

Bassin versant 1 : 350 000



Québec 1 : 25 000 000

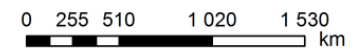


Figure 4 : Carte du bassin versant de la rivière Bécancour

4. Méthodologie

La méthode proposée pour évaluer trois fonctions écologiques des MH est basée sur la caractérisation de ces dernières afin de les cartographier de manière indirecte à l'aide d'indicateurs spatiaux. La figure 5 présente l'organigramme méthodologique général du projet, qui se décompose en cinq étapes principales. La première étape consistait à préparer la base de données géospatiales et à définir les unités spatiales pour la cartographie. La seconde étape comportait la cartographie des indicateurs spatiaux afin de représenter l'efficacité des fonctions écologiques ciblées des MH dans les BV des rivières Yamaska et Bécancour. La cartographie s'est effectuée pour l'état actuel (2011), l'état historique (1984) et pour deux scénarios futurs (2050). Parallèlement, la troisième étape consistait à développer l'indicateur de type économique pour la cartographie. Dans la quatrième étape, une scénarisation de l'occupation du territoire a été effectuée pour obtenir des simulations de 2050. La dernière étape a permis d'établir l'outil d'aide à la décision pour la gestion des MH selon des critères fonctionnels de durabilité. L'ensemble du processus a été appliqué aux deux BV et deux de ses étapes (cartographie des fonctions et outil d'aide à la décision) ont été itérées pour chacune des trois fonctions écologiques. Afin d'offrir une description complète de cette méthodologie, les cinq étapes principales de la méthodologie sont détaillées dans les prochaines sections.

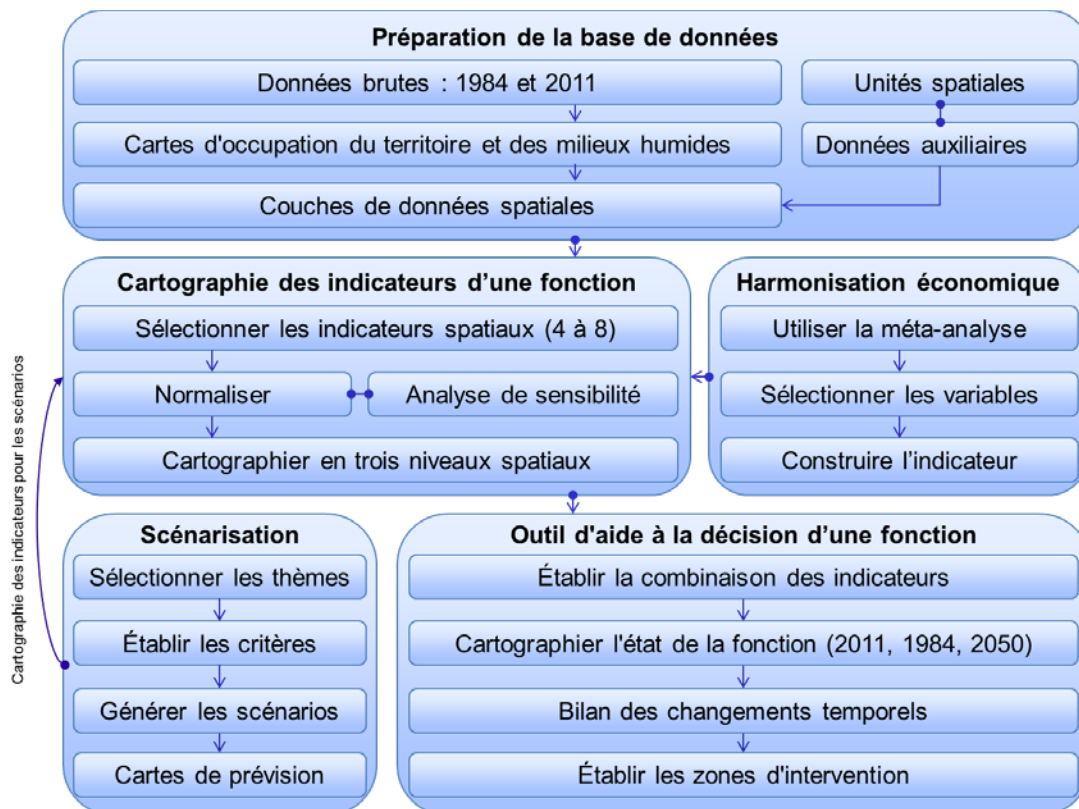


Figure 5 : Schéma méthodologique général appliqué pour chaque bassin versant à l'étude

4.1. Préparation de la base de données

La première étape (figure 6) représente la préparation de la base de données. Il y avait deux types de données : les données brutes et celles utilisées pour les indicateurs spatiaux. Le premier type concernait principalement des photographies aériennes et des images satellitaires. Le second type était composé de produits dérivés du premier type de données. Les couches d'informations géographiques qui ont été principalement utilisées pour l'étude concernent les MH ainsi que l'occupation du territoire. Les données provenaient de plusieurs sources et ont été détaillées dans un catalogue de données (voir annexe 3).

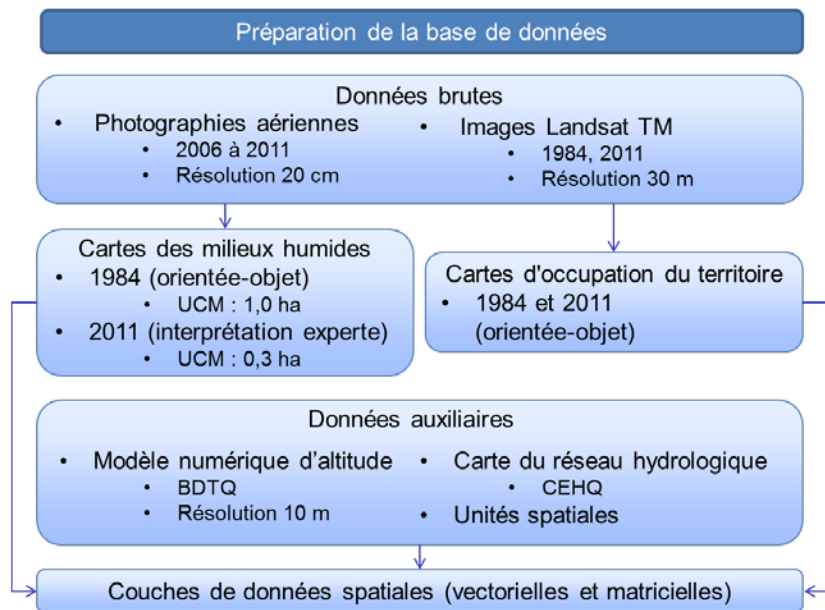


Figure 6 : Préparation de la base de données à référence spatiale. UCM : Unité cartographique minimale, BDTQ : Base de données topographiques du Québec, CEHQ : Centre d'expertise hydrique du Québec

4.1.1. Cartes de l'occupation du territoire et des milieux humides

La cartographie des MH a été effectuée pour deux périodes, en 1984 et en 2011, et ce, pour les BV des rivières Yamaska et Bécancour. La classification qui a été choisie correspond à celle décrite à la section 2.1. et représentée au tableau 5. Les données des MH cartographiés pour la période de 1984 provenaient des images acquises au printemps du capteur Landsat 5 TM et la carte a été produite par l'entreprise Effigis Géo-Solutions. La résolution des images (30 m) a permis de cartographier à un niveau assez fin, soit une UCM de 1,0 ha, par une approche de classification orientée-objet. La seconde cartographie comprend les MH de 2011 à partir de photographies aériennes selon une UCM de 0,3 ha. Cette cartographie détaillée a été réalisée et finalisée en 2012 par le MDDEFP en partenariat avec Canards Illimités Canada. L'approche utilisée pour cette cartographie des MH est la

photo-interprétation. Aussi, une professionnelle de l'Université de Sherbrooke, appuyée par l'entreprise Effigis Géo-Solutions, a produit les deux cartes d'occupation du territoire, ce qui a nécessité l'utilisation de l'approche orientée-objet à partir d'images Landsat 5 TM de 1984 et de 2011. Les classes qui ont été cartographiées sont représentées au tableau 4. Ces quatre cartes des MH et de l'occupation du territoire en 1984 et en 2011 ont servi pour le développement d'indicateurs spatiaux. Ces cartes ont par la suite été utilisées pour générer les scénarios de prévision pour 2050 (voir section 4.4.).

En plus des données qui servent de cartes de base au projet, diverses autres données ont été nécessaires pour la mesure d'indicateurs spatiaux. Parmi celles-ci, le modèle numérique d'altitude (MNA) a notamment servi à l'établissement des pentes des MH. De plus, l'hydrographie représentait un élément très important pour les fonctions écologiques et sa position par rapport aux MH était une caractéristique majeure dans l'efficacité des MH. La couche cartographique du réseau hydrologique provenait du Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ) et était considérée comme stable pour toutes les périodes temporelles. Des unités spatiales de référence ont été produites à partir d'unités hydrologiques relativement homogènes (UHRH) générées par une analyse hydrologique faite par l'Institut National de la Recherche Scientifique, Eau Terre Environnement (INRS ETE) en utilisant les logiciels Physitel et Hydrotel (Rousseau *et al.*, 2013).

L'utilisation de données multisources de MH représentait un défi. En effet, les données de MH de 1984 ont dû être corrigées pour être conformes avec l'UCM de 2011 (0,3 ha). Concrètement, les données de 2011 ont été insérées à la carte de 1984 en ce qui a trait aux MH n'ayant pas changé entre 1984 et 2011, ce qui a permis de réduire de beaucoup les erreurs. Ces traitements ont aussi été appliqués pour les données des scénarios de 2050. Les MH ont aussi été traités pour la construction de complexes de MH. En fait, le concept se veut un regroupement des MH adjacents ou séparés par une distance de moins de 30 m (Beaulieu *et al.*, 2010). Le traitement a permis d'éliminer tous les MH inférieurs à l'UCM (0,3 ha), sauf s'ils faisaient partie d'un complexe. De plus, il était fréquent qu'un MH touche à plusieurs frontières du bassin, ce qui a amené à établir une règle d'utilisation pour choisir la meilleure représentation. Trois options ont été considérées, le dédoublement de MH par bassin (option 1), la proportion du MH par bassin (option 2) et la segmentation du MH par bassin (option 3). En effet, il importait de faire ce choix pour l'utilisation des données lors des traitements, mais aussi d'un point de vue thématique. Un MH pourrait ne pas contribuer également

dans toutes ses portions faisant partie des bassins qui le segmentent. L'option la plus logique à utiliser pour le projet fut la deuxième, qui consistait à tenir compte de la proportion de chaque MH dans ses limites respectives. Ces questionnements ont amené à réfléchir sur le choix des unités spatiales à considérer pour mesurer les indicateurs spatiaux en tenant compte de l'étendue des MH.

4.1.2. Création d'unités spatiales de diagnostic et d'intervention

L'approche multiéchelle permettait de représenter, à plusieurs niveaux, différentes informations pour des objectifs distincts. Par exemple, il était possible d'utiliser l'ordre 2 à 6 (du niveau le plus grossier au plus fin) des BV. Toutefois cette division du territoire n'était pas appropriée pour des analyses comparatives des fonctions écologiques, car elle générait des polygones trop irréguliers. Une nouvelle méthode a donc été intégrée pour créer de nouvelles unités spatiales. Un premier niveau était adapté au diagnostic du territoire à une échelle relativement grossière pour couvrir tout le BV sans avoir à utiliser un nombre trop élevé d'unités. Le deuxième niveau, plus fin, était adapté pour gérer l'intervention. Son étendue spatiale était compatible avec l'identification d'éléments spécifiques sur le terrain. L'adoption d'unités adaptées était importante puisqu'elles divisaient le territoire pour l'ensemble des indicateurs spatiaux et servaient à aider l'intervenant dans sa planification. La représentation cartographique en deux niveaux a répondu à nos objectifs spécifiques suivant les lignes directrices suivantes :

- Élaborer un niveau tactique de division fine du territoire, avec une division par microbassins (MB), pour l'intervention relative aux MH ;
- Établir un niveau stratégique situé entre le BV et les MB, représentant le BV de façon grossière en sous-bassins (SB) pour le diagnostic du territoire ;
- S'assurer de la compatibilité entre les UHRH, les MB, les SB et les BV : s'appuyer d'informations géomatiques pour l'agrégation et la segmentation des UHRH.

La division du territoire, pour le diagnostic, devait comporter des SB d'une taille moyenne de 50 km² (entre 30 et 70 km²) alors qu'au niveau tactique, les MB devaient avoir en moyenne une taille de 10 km² (entre 5 et 15 km²). Chan *et al.* (2006) ont plutôt suggérés une aire minimale de 5 km², mais à cette échelle le nombre de zones était trop élevé et la taille insuffisante pour capter un minimum de MH. Les deux niveaux d'unités spatiales ont été construits en suivant la méthode décrite à la figure 7. La représentation d'un niveau plus fin à un niveau plus grossier implique une

généralisation de l'UCM. En considérant la taille du BV de la rivière Yamaska (4 784 km²), le nombre de SB (50 km²) et de MB (10 km²) devait être d'environ 96 et 478, respectivement. Quant aux BV de la rivière Bécancour (2 620 km²), il devait être composé de 52 SB et de 262 MB. Il est aussi important de noter qu'il y a une forte compatibilité entre SB et MB puisque ces divisions proviennent toutes les deux de la même unité de base (UHRH).

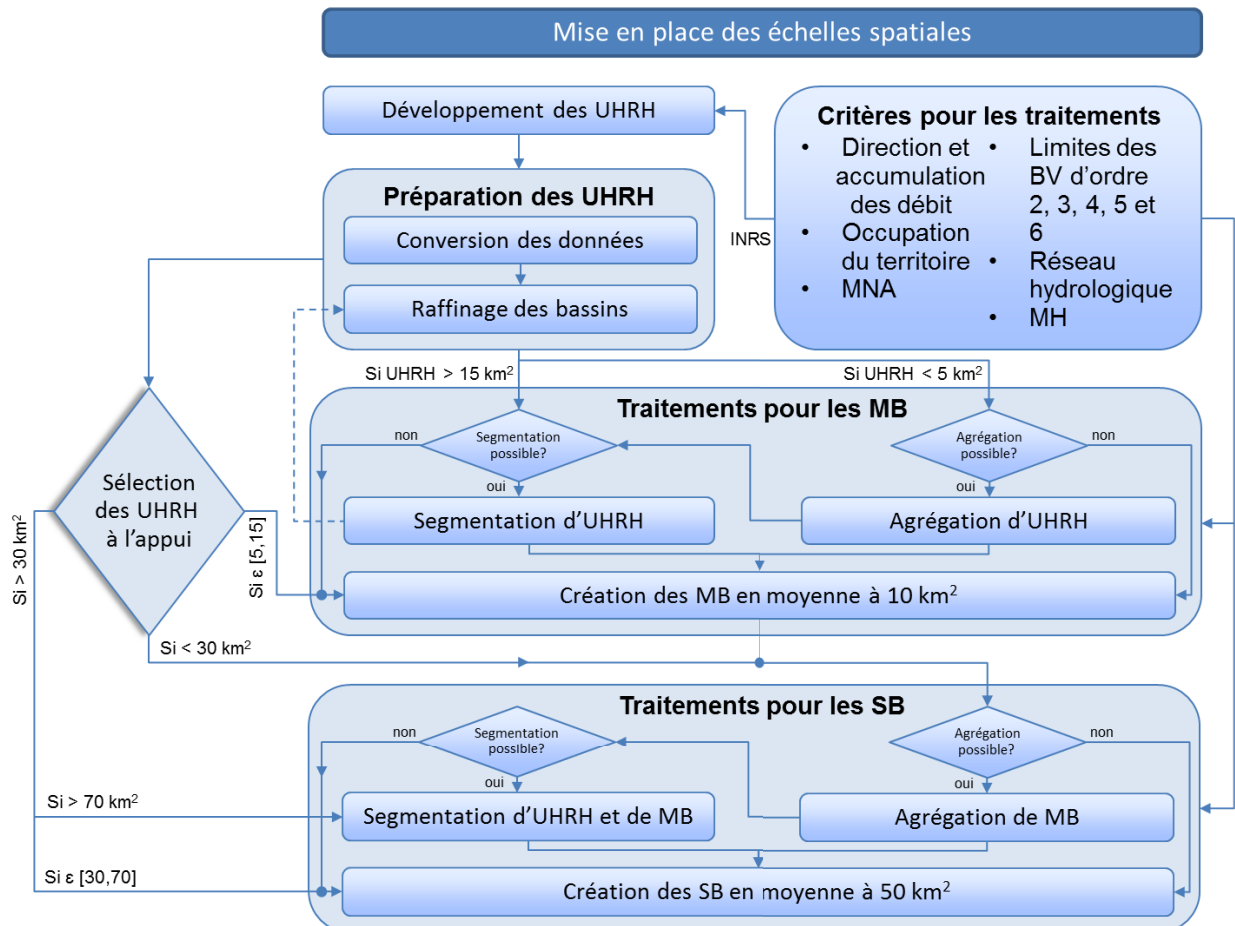


Figure 7 : Méthode pour concevoir les unités spatiales. MH : Milieux humides, SB : Sous-bassins, MB : Microbasins, BV : Bassin versant, UHRH : Unités hydrologiques relativement homogènes, MNA : Modèle numérique d'altitude

Les UHRH disponibles par l'analyse hydrologique (Rousseau *et al.*, 2013) ont d'abord nécessité un travail de raffinement, car les données générées avaient une résolution de 30 m et possédaient des limites *pixelisées* qui ont été généralisées. Ensuite deux procédures complémentaires étaient possibles selon la taille de l'UHRH : les bassins trop petits ont été agrégés alors que les UHRH d'une grande taille ont été segmentés. De plus, pour faire le choix des agrégations et des segmentations à effectuer, il était important de considérer la pente, le MNA et l'accumulation et la direction du débit des cours d'eau. Aussi, il était important d'utiliser la couche d'information hydrographique qui divise les bassins. Parfois, l'occupation du territoire a servi d'indicateur afin de

conserver une certaine homogénéité des classes entre bassins et d'éviter de scinder un MH. Ces critères ont guidé le choix de l'unité à laquelle une UHRH plus petite a été agrégée. Par exemple, deux unités pouvaient être agrégées à l'aide de l'accumulation du débit si les deux unités, ainsi que leur tronçon hydrologique respectif, partageaient le même écoulement et le même cours d'eau. On s'appuyait sur les autres critères s'il y avait une confusion. En ce qui concerne la segmentation, un traçage manuel était opéré, appuyé par les mêmes critères. Il a fallu suivre principalement le réseau hydrologique, le MNA et les limites des bassins de niveau supérieur à 2. Les UHRH de taille trop élevée ont nécessité une segmentation qui les divisait en unités plus petites, ce qui facilitait l'agrégation. En ce qui a trait à la création de SB, elle était basée sur les UHRH et les MB. Dans le cas où une UHRH était assez grande pour être considérée comme un SB, elle a été conservée pour cette échelle. Dans le cas contraire, on a utilisé les MB pour les agréger jusqu'à l'obtention de la taille moyenne de 50 km². Finalement, le fait de débiter par l'UHRH assurait que tous les bassins (MB ou SB) étaient reliés à un ou plusieurs tronçons hydrologiques et donc qu'il y avait assurément une connectivité hydrologique présente.

4.2. Cartographie des indicateurs spatiaux d'une fonction écologique

Les indicateurs spatiaux ont été choisis pour représenter les trois volets du DD, soient écologique, socioculturel et économique (De Groot *et al.*, 2002). Ces indicateurs spatiaux permettaient de visualiser spatialement l'efficacité de la fonction écologique. Les fonctions écologiques ont été choisies en fonction de plusieurs critères, notamment en étant efficaces dans plusieurs classes de MH en plus d'être mesurables par les données disponibles. Elles représentaient aussi les trois fonctions écologiques les plus étudiées. Cette seconde étape méthodologique (figure 8) traite des procédures pour l'application spatiale d'indicateurs afin d'obtenir des cartes représentant l'état des fonctions (Saisana *et al.*, 2005). L'approche multiéchelle a priorisé deux échelles spatiales d'analyse pour la représentation cartographique. L'échelle du BV n'a pas eu de représentation cartographique, contrairement à l'échelle du SB pour le diagnostic et l'échelle plus fine du MB pour l'intervention. Le processus s'est effectué pour chaque indicateur spatial pour l'année actuelle (2011), la situation historique (1984) et pour deux scénarios (2050).

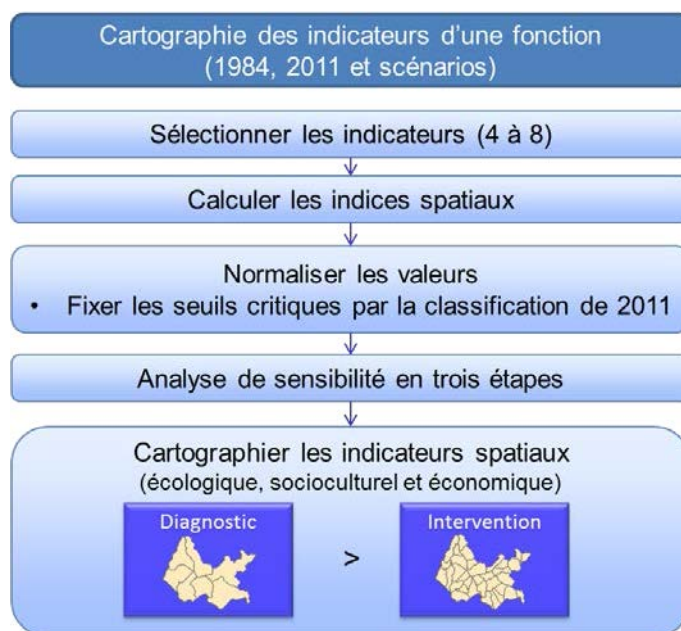


Figure 8 : Cartographie des indicateurs d'une fonction écologique des milieux humides

4.2.1. Sélection des indicateurs et calcul des indices spatiaux

Une liste grossière d'indicateurs tirés de la littérature, représentant l'ensemble des indicateurs spatiaux qui pouvaient s'appliquer à notre territoire et à notre thématique, a tout d'abord été élaborée. La mise en place de cette liste a été guidée par de nombreux critères : (1) applicabilité aux BTSL, (2) support par la littérature, (3) définition spatiale, (4) mesurable par un SIG avec les données disponibles, (5) degré d'interprétation possible, (6) significatif pour la fonction et (7) exclusivité de la mesure entre types d'indicateur spatial d'une même fonction (Cedfeldt *et al.*, 2000; Dale et Beyeler, 2001; Li *et al.*, 2005; Feld *et al.*, 2009). Plus d'une vingtaine d'indicateurs spatiaux par fonction ont été recensés. Le choix final des indicateurs spatiaux s'est effectué en deux étapes. D'abord, la première étape, la présélection, correspondait à réduire le nombre d'indicateurs spatiaux recensés par la liste (4 à 8 indicateurs spatiaux par fonction). Plusieurs indicateurs spatiaux ont été éliminés, car ils ne procuraient pas un gradient de valeurs nécessaire à la normalisation. Dans la deuxième étape, des analyses quantitatives ont été utilisées pour réduire encore plus la sélection préliminaire (voir la sous-section 4.2.3. de l'analyse de sensibilité (AS)). Cette étape n'a toutefois été appliquée que plus loin dans le processus de traitement des indicateurs spatiaux.

Pour éviter une confusion possible entre les termes utilisés, il vaut mieux rappeler que les indices spatiaux ont été sélectionnés pour représenter un indicateur spatial et qu'une série de 4 à 8 indicateurs spatiaux, caractéristiques des thématiques du DD, ont été par la suite analysés pour

sélectionner ceux qui ont composé l'indicateur de fonction (IF). Une fois que le choix préliminaire des indicateurs spatiaux qui ont composé l'IF a été fait, ils ont été mesurés sur le territoire à l'aide d'indices spatiaux sélectionnés. Il est important de noter que certains indices ont dû être ajustés pour les données disponibles, ce qui a permis de faire ressortir certaines limites d'application (voir section 6.2.). Chaque indicateur spatial sélectionné a été utilisé selon sa fonction écologique associée (tableau 6) et est détaillé dans l'annexe 4. De plus, l'indicateur de type économique a été inclus dans les IF, mais cet indicateur demandait la mise en place d'indices spécialisés (Brinson, 1993) établis sur des méthodes économiques, telles que l'analyse coût-bénéfice (Mitsch and Gosselink, 2000). Un travail en parallèle a été nécessaire pour adapter les résultats du volet économique du projet à l'analyse spatiale (voir section 4.3.). Une description complète des indices spatiaux associés aux indicateurs spatiaux est disponible à l'annexe 5.

Tableau 6 : Indicateurs et indices spatiaux du développement durable pour les trois fonctions écologiques des milieux humides (MH) (les indicateurs rehaussés en gras ont été retenus pour l'analyse)

Code d'indicateur	Indicateurs spatiaux	Indices spatiaux	Développement durable
Fonction du support d'habitats fauniques			
I1	Connectivité entre MH	Proximité des parcelles	Écologique
I2	Fragmentation de l'habitat	Circularité de Miller	Écologique
I3	Degré de connectivité hydrique	Densité du réseau hydrologique	Écologique
I4	Barrière anthropique	Densité du bâti	Écologique
I5	Hétérogénéité naturelle	Diversité de Shannon	Socioculturel
I6	Préférence visuelle naturelle	Densité forestière	Socioculturel
Fonction de régulation des débits de crues			
I1	Superficie du MH	Taille du MH	Écologique
I2	Désynchronisation naturelle	Densité forestière et végétale	Écologique
I3	Vitesse d'écoulement	Pente du MH	Écologique
I4	Position du MH	Altitude du MH	Socioculturel
I5	Proximité des communautés riveraines	Proximité du bâti et du cours d'eau	Socioculturel
Fonction de rétention des sédiments			
I1	Végétalisation	Densité forestière	Écologique
I2	Complexité des MH	Indice de Moran	Écologique
I3	Élongation du milieu	Forme irrégulière de Miller	Écologique
I4	Connectivité hydrologique	Proximité de l'eau	Socioculturel
I5	Proximité des communautés	Proximité du bâti	Socioculturel

4.2.2. Détermination des seuils des indices spatiaux et normalisation des valeurs

Les seuils critiques sont liés aux variations de la valeur des indices spatiaux et ont été déterminés en appliquant une méthode de division des valeurs. L'approche statistique a permis d'étudier la distribution des valeurs et de déterminer, par différentes méthodes, les cassures de la tendance qui

représentent les seuils de groupes de valeurs de la distribution. Ensuite, comme les valeurs des indices ne sont pas compatibles entre elles, car la gamme de valeurs pour chaque indice varie, celles-ci ont dû être normalisées. La valeur de l'indice spatial normalisée a été utilisée comme valeur de l'indicateur spatial associé. On a donc fixé les seuils pour faire une normalisation sur l'ensemble du BV, ce qui a permis de faire la comparaison relative.

Diverses méthodes ont été utilisées afin de choisir les seuils appliqués à chaque indice : intervalles égaux, bri naturel, quantile et intervalle géométrique. Certaines méthodes sont moins bien adaptées pour visualiser et diviser la distribution de valeurs. Étant donné que les valeurs étaient très concentrées ou parfois très distancées, cela nous a amenés à choisir une option qui permettait d'étaler la distribution : l'égalisation d'histogramme (*equalization histogram*). Cette méthode de traitement d'image ajuste les valeurs pour répartir la distribution sur l'ensemble de la plage de valeurs possibles, en « étalant » l'histogramme. Cette méthode éprouvée correspond à une division par quantile. En effet, celle-ci divise les valeurs en effectifs égaux pour que chaque classe ait le même nombre de valeurs qui sont, par la suite, normalisées. Nous avons choisi de diviser les valeurs en cinq classes égales (20 % d'effectifs par classe) basées sur les valeurs brutes (valeurs des indices spatiaux, avant la normalisation) de la période de 2011 (la référence). La méthode par quantile a donc établi les seuils pour une répartition égale dans les classes. Pour les périodes de 1984 et 2050, les valeurs ont changé de classes selon les seuils établis à partir de la période de référence de 2011.

Il est important de noter que les bassins n'ayant pas de MH n'ont pas été pris en compte dans l'établissement de seuils et dans la normalisation. La normalisation a amené les seuils aux mêmes valeurs, soit -1 pour les MH les moins efficaces, près de 0 pour les MH ayant une efficacité normale et 1 pour les MH les plus performants (Smith *et al.*, 1995; Posthumus *et al.*, 2010; Willemen *et al.*, 2010). Après avoir défini le nombre de classes, les bornes de valeurs normalisées de ces classes (valeurs des indicateurs spatiaux) ont été fixées. Il a donc été nécessaire de normaliser les valeurs brutes par classe, ce qui permet d'avoir un premier quantile pour un état critique de la fonction (entre -1 et -0,6), un état mauvais (entre -0,6 et -0,2) pour le second quantile, un état stable à la moyenne (entre -0,2 et 0,2) pour le troisième quantile, un quatrième quantile pour un bon état (entre 0,2 et 0,6) et un très bon état (entre 0,6 et 1) pour le dernier quantile. La normalisation a permis par la suite de grouper les indicateurs spatiaux par fonction et de comparer les différentes zones entre

elles à partir de cette valeur généralisée. La formule de Gimona et van der Horst (2007) a été utilisée pour normaliser les valeurs entre chaque classe :

$$\frac{(x - \min_{ancien}) * (max_{nouveau} - \min_{nouveau})}{max_{ancien} * \min_{ancien}} + \min_{nouveau} \quad (\text{équation 1})$$

où x est la valeur brute de l'indice, $max_{nouveau}$ est une valeur de la borne supérieure selon la classe (-0,6, -0,2, 0,2, 0,6 ou 1), $\min_{nouveau}$ est une valeur de la borne inférieure selon la classe (-1, -0,6, -0,2, 0,2 ou 0,6), et max_{ancien} et \min_{ancien} sont les valeurs brutes des bornes supérieures et inférieures de chaque classe. Il est important de noter que dans le cas où un phénomène mesuré est négatif, la normalisation a été inversée. Par exemple, lorsqu'on évaluait la densité du bâti autour d'un MH pour évaluer l'impact anthropique sur ce milieu, une valeur élevée correspondait à un impact important.

4.2.3. Analyse de sensibilité pour le choix des indicateurs spatiaux

Une fois que la présélection de 4 à 8 indicateurs spatiaux a été établie pour représenter un IF (section 4.2.1), une AS a été appliquée afin de tester leur robustesse à l'échelle des SB de la rivière Yamaska (figure 9). Cette AS a permis d'établir comment les résultats finaux étaient influencés par le choix des indicateurs spatiaux (Booyesen, 2002) et a donné un degré de confiance sur la pertinence des indicateurs qui ont été utilisés. Il a donc fallu faire varier les variables du modèle, dans ce cas-ci, les indices et les indicateurs spatiaux et évaluer les impacts de ces changements sur les résultats finaux (Duchemin et Lachance, 2002), en l'occurrence l'IF obtenu par la combinaison des indicateurs spatiaux d'une fonction écologique. En plus d'évaluer la stabilité et la robustesse des indicateurs spatiaux choisis, l'AS a aussi permis de déterminer jusqu'à quel point le nombre d'indicateurs spatiaux peut être réduit pour éliminer la redondance (Field, 2000). L'AS pour une fonction sélectionnée se divise en trois étapes, (1) l'application de l'indice de sensibilité (IS) aux indices spatiaux, (2) l'analyse des corrélations interindicateurs et entre chacun des indicateurs spatiaux et l'IF et (3) l'analyse orthogonale par composantes principales (AOCP) des indicateurs spatiaux de la fonction. La première étape (IS) a uniquement été appliquée sur la fonction du support d'habitats fauniques, car cette fonction détient un grand nombre d'indices spatiaux. Les résultats de l'AS pour les trois fonctions sont présentés dans la section 5.2. et les détails des analyses sont décrits en annexe 6.

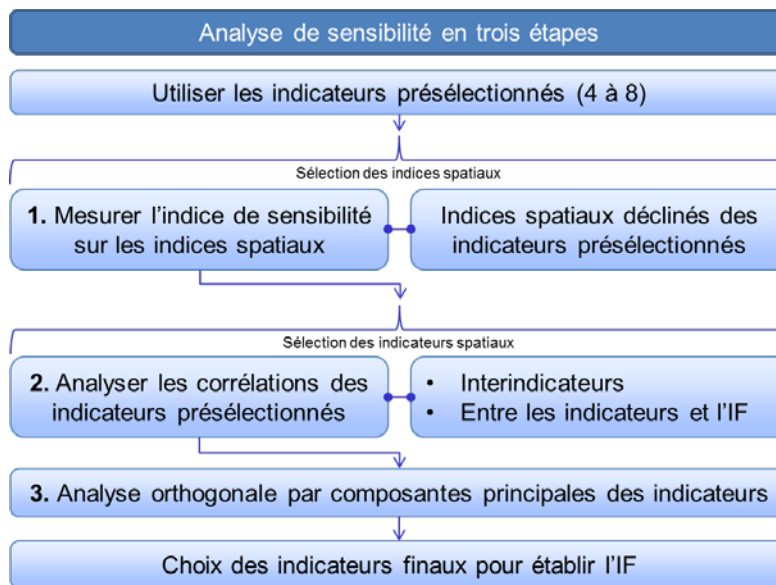


Figure 9 : Méthode en trois étapes pour faire l'analyse de sensibilité au niveau des sous-bassins de la rivière Yamaska. IF : Indicateur de fonction

Étape 1 : Indice de sensibilité appliqué aux indices spatiaux des indicateurs

Pour la première étape de l'analyse, chaque indicateur spatial présélectionné a été décliné en un à quatre indices spatiaux et leur sensibilité avec la synthèse (S) a été évaluée. Cette S est construite à partir d'une combinaison des indices spatiaux associés aux indicateurs spatiaux. Si la fonction avait quatre indicateurs présélectionnés, S était composée de quatre indices spatiaux. On a utilisé une formule indépendante (IS) pour évaluer le degré de sensibilité de l'indice choisi par rapport à S (Duchemin et Lachance, 2002) :

$$IS = \frac{S_{max} - S_{min}}{S_{moy}} * \frac{I_{moy}}{I_{max} - I_{min}}. \quad (\text{équation 2})$$

où S_{max} , S_{min} et S_{moy} sont, respectivement, les valeurs maximale, minimale et moyenne de la synthèse et I_{max} , I_{min} et I_{moy} sont, respectivement, les valeurs maximale, minimale et moyenne de l'indice spatial. Cette formulation nous a obligés de faire varier un seul indice à la fois pour voir la sensibilité de S. Cette analyse a permis de choisir les indices spatiaux utilisés pour mesurer les indicateurs spatiaux. Plus IS était élevé, plus la sensibilité était forte. Cependant, IS ne tenait pas compte de l'interaction entre les indices et on a supposé qu'ils étaient indépendants (Duchemin et Lachance, 2002). L'objectif était de vérifier l'influence du choix de l'indice pour chaque indicateur spatial. Cette analyse a permis de finaliser leur sélection pour ensuite procéder par élimination afin de cibler le choix final des indicateurs spatiaux à utiliser (étapes 2 et 3).

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs et entre les indicateurs et l'IF

Tout d'abord, malgré que les valeurs des indicateurs spatiaux étaient déjà normalisées, une vérification de la normalité de la distribution des valeurs a été effectuée par le test de Kolmogorov-Smirnov (K-S) avec un seuil de probabilité à 5 %. Ensuite, les corrélations interindicateurs et entre les indicateurs spatiaux et l'IF ont été testées par rapport à leur significativité (Field, 2000; Floridi *et al.*, 2011; Ferrara *et al.*, 2012). Les corrélations interindicateurs devaient être faibles, car on ne veut pas que deux indicateurs spatiaux donnent la même information. En effet, de fortes intercorrélations pouvaient induire une certaine redondance et suggéraient qu'un ou plusieurs indicateurs pouvaient être exclus sans affecter significativement la performance du modèle (Field, 2000).

Ensuite, les corrélations entre les indicateurs spatiaux et l'IF ont été analysées. Les corrélations devaient être élevées pour que les indicateurs aient un certain poids dans la combinaison. De plus, le coefficient de détermination (en %) a permis de mesurer la part que prenait chaque indicateur spatial pour expliquer l'IF. Un indicateur pouvait être retiré de la combinaison, mais dans un tel cas, il était judicieux de réévaluer la corrélation une fois un nombre restreint d'indicateurs spatiaux établis.

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs (AOCP)

Cette analyse a servi à établir si les indicateurs spatiaux donnaient une information différente ou complémentaire entre eux puisqu'on établissait la part de variance de l'IF attribuée à chaque indicateur spatial (Saisana *et al.*, 2005; Floridi *et al.*, 2011). L'AOCP a permis une sélection objective, car les indicateurs ont été choisis par rapport à leur pouvoir explicatif, sans égard à ce qu'ils représentaient. En effet, si un indicateur expliquait la même variance qu'un autre, ce dernier pouvait être retiré malgré qu'il ne mesurait pas la même caractéristique. Bien que prendre un seul indicateur éliminait la redondance, il était risqué d'en avoir seulement un par groupe thématique (ex. : socioculturel) puisque cela rendait la mesure vulnérable aux variations et aux erreurs et pouvait amener, potentiellement, à une instabilité de la mesure (Field, 2000). Aussi, plus un indicateur composé était complexe (plus il y avait d'indicateurs), plus il était difficile à interpréter, ce qui a amené à faire un choix judicieux (Floridi *et al.*, 2011).

Les composantes obtenues par l'AOCP représentaient la part de variance explicative de chaque indicateur. La première composante représentait la plus forte proportion de la variance et c'est avec son résidu inexpliqué que la seconde composante était calculée. Il n'y avait donc pas de redondance

d'information entre les deux composantes. Pour effectuer l'AACP, chaque indicateur et la matrice de corrélations devaient avoir une mesure Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) supérieure à 0,50. Kaiser (1974) suggère d'adopter une gradation où une valeur inférieure à 0,50 était inacceptable et une valeur au-dessus de 0,90 était excellente. Une fois les deux composantes établies, la part que prend chacun des indicateurs spatiaux a été analysée.

Les corrélations des indicateurs spatiaux ont été représentées sur un plan de distribution, où chaque axe correspondait à une des deux composantes principales. On se basait ensuite sur ce plan de représentation pour finaliser le choix des indicateurs spatiaux et vérifier que l'analyse concordait avec les étapes précédentes. La longueur des vecteurs indiquait la part d'information des indicateurs spatiaux représentée par les deux axes et l'angle entre deux vecteurs représentait la corrélation qui les liait. Afin de maximiser l'information différente et de conserver une orthogonalité, un indicateur par cadran a généralement été choisi. Finalement, on a comparé l'IF selon diverses combinaisons d'indicateurs spatiaux afin de vérifier s'il y avait beaucoup de changement lorsqu'on réduisait le nombre d'indicateurs. Cela a permis de voir la sensibilité de l'IF induit par les changements des indicateurs spatiaux (Ferrara *et al.*, 2012), afin que la combinaison choisie soit bien corrélée avec l'IF original établi par la présélection des indicateurs (entre 4 et 8 indicateurs spatiaux par fonction). Le nombre de SB dans chacune des classes de valeur ne devait pas être très différent entre les différentes combinaisons. Une fois les indicateurs spatiaux finaux sélectionnés à partir du BV de la rivière Yamaska, ils ont ensuite été utilisés pour le BV de la rivière Bécancour.

4.2.4. Cartographie des indicateurs spatiaux

La cartographie des indicateurs spatiaux a permis d'obtenir une représentation spatiale des valeurs normalisées. Une cartographie de fonctions écologiques en se basant sur des indicateurs de paysage a déjà fait l'objet d'une étude dans une région rurale à laquelle il était intéressant de s'appuyer (Willemen *et al.*, 2010). Selon cette étude, il était important de considérer l'échelle spatiale, car les fonctions ont une valeur différente selon l'échelle considérée. Les cartes finales devaient donc être adaptées aux intervenants ou au niveau d'intervention (Mitsch et Gosselink, 2000) à partir duquel se prenaient les décisions. Deux échelles cartographiques ont donc été utilisées (SB et MB).

Le but de la cartographie des indicateurs spatiaux était de démontrer l'ensemble des SB ou des MB répartis dans le BV avec leur valeur associée. L'analyse par MB a permis de représenter les

indicateurs spatiaux au niveau tactique local alors que la représentation par SB a permis de comparer les valeurs à l'intérieur du BV, mais de façon plus stratégique et décisionnelle pour faire un diagnostic. La cartographie a nécessité une sémiologie simple et conviviale. Ainsi, plus on tend vers un état critique, plus les bassins ont été représentés en rouge alors qu'à l'inverse, on tendait vers un état prometteur représenté en vert. Les valeurs étant normalisées pour tous les SB et les MB, l'effet de l'échelle était très important, car un SB en état critique pouvait ne pas l'être au niveau des MB. Cela a permis de déterminer, à un niveau tactique, des zones où l'intervention serait plus propice après avoir ciblé des secteurs problématiques lors du diagnostic. La cartographie en deux niveaux spatiaux (SB et MB) a été effectuée pour tous les indicateurs composant chacun les trois IF. L'indicateur économique était toutefois le même pour les trois IF.

4.3. Harmonisation économique

L'indicateur économique a été établi par la méthode du transfert de bénéfices telle qu'utilisée par les analyses économétriques avec la méta-analyse (European Environment Agency, 2010; He *et al.*, 2013b). Cette étape a été pilotée par une équipe d'économistes du département d'économie de l'Université de Sherbrooke à laquelle nous avons collaboré afin d'harmoniser les résultats traduits par un indicateur compatible avec les autres de notre étude. D'abord, une série d'articles scientifiques en lien avec l'évaluation des MH a été analysée. Ensuite, plusieurs caractéristiques spatiales ont été mesurées pour chaque observation étudiée. Une fois celles-ci analysées, seules les variables significatives ont été conservées dans l'équation économique. Les variables conservées expliquent la valeur économique de chaque observation. Notamment, la proportion de complexes et de MH isolés, la superficie totale de MH et les densités de couverture agricole et urbaine. Ces variables ont ensuite pu être mesurées directement sur nos sites d'étude pour deux échelles spatiales et ont été utilisées dans la régression afin d'obtenir des valeurs économiques pour chaque SB et MB. Les variables retenues ainsi que l'équation économique sont présentées dans l'annexe 7.

La valeur économique ressortant des résultats était une valeur moyenne à l'ha. L'indicateur économique obtenu représentait la valeur que les gens attribuaient au stock en MH. Puisque la valeur économique était exprimée en \$/ha, les valeurs moyennes ont été multipliées par un facteur de superficie totale de MH par bassin (SB, MB). Cela a permis d'obtenir un indicateur économique mesurant la valeur économique de chaque bassin. Il a ensuite été possible d'utiliser directement cette mesure pour normaliser et cartographier cette information (section 4.2.). De plus, il était nécessaire

de vérifier les corrélations entre l'indicateur économique et les autres indicateurs dans l'AS. Le même indicateur économique a été utilisé pour les trois IF, car il n'y avait pas assez de variabilité lorsqu'ils étaient évalués indépendamment. Vu son rôle privilégié, l'indicateur économique a été utilisé dans la construction des IF malgré que sa représentation gagnerait à être améliorée.

4.4. Scénarisation cartographique

La scénarisation des changements d'occupation du territoire est un outil privilégié dans de nombreuses études de suivi de l'environnement (Quétier *et al.*, 2009; Rebelo *et al.*, 2009). Elle permet notamment de traiter d'hypothèses sur les développements politiques et démographiques, les hypothèses technologiques, les politiques spatiales et les préférences de localisation (Kienast *et al.*, 2009). Deux logiciels ont été considérés pour simuler l'occupation du territoire : Dinamica EGO et IDRISI Selva (voir une description complète à l'annexe 8). Notre choix s'est finalement arrêté sur IDRISI Selva car il était plus simple à utiliser et comprenait tous les modules informatiques nécessaires pour réaliser la simulation. Pour l'ensemble du projet, deux scénarios ont été générés par une professionnelle de recherche du Département de Géomatique appliquée de l'Université de Sherbrooke. Avant de commencer le traitement, il a fallu limiter le nombre de classes pour diminuer le temps du processus. En fonction des objectifs du volet hydrologique et en respect à la thématique étudiée, une quinzaine de classes ont été choisies (tableau 7).

Tableau 7 : Classes d'occupation du territoire et de milieux humides (MH) utilisées pour la scénarisation

No classe	Classes
1	Agriculture
2	Bâti dense et ouvert
3	Hydrologie
4	Sol nu
5	Végétation
6	Tourbières exploitées
7	Forêt – résineux et mixtes
8	Forêt – feuillus
9	MH : <i>bog</i>
10	MH : <i>fen</i>
11	MH : eau peu profonde
12	MH : marécage
13	MH : marais
14	MH : tourbière boisée
15	MH : prairie humide

Deux scénarios de prévision ont été réalisés pour observer l'impact anthropique sur le territoire : un pessimiste et un optimiste sur le taux de disparition/maintien des MH. L'objectif de la scénarisation était d'avoir une distribution variée des classes d'occupation du territoire afin de comparer différents scénarios futurs pour des thèmes particuliers. Précisément, il s'agissait de simuler le territoire pour la période de 2050. Les scénarios, pour correspondre aux données prévues par le volet hydrologique, représentaient deux thématiques : un scénario pessimiste où l'humain prenait le dessus et où la dégradation des MH entre 1984 et 2011 était accrue (diminution d'environ 17 %) et un scénario optimiste pour la restauration et la création de nouveaux MH (augmentation de 15 %). Les scénarios pessimiste et optimiste avaient une occupation du territoire simulée selon la tendance observée entre 1984 et 2011. Ceci a permis de comparer sur une même échelle temporelle des scénarios de dégradation et de restauration.

L'occupation du territoire de 2050 a été simulée dans les mêmes proportions et probabilités que l'évolution analysée entre 1984 et 2011. Une matrice de changement a établi les probabilités de transition entre ces deux cartes. Cette matrice a ensuite été utilisée pour générer des cartes de probabilités entre chaque classe. La combinaison de ces cartes a permis d'utiliser les chaînes de Markov et des automates cellulaires afin de simuler de nouveaux objets ou de modifier ceux qui existaient déjà. Le cas de la tourbière exploitée était particulier, car cette classe était spécifique au secteur de Bécancour. Comme il n'y en avait pas en 1984, la probabilité pour 2050 était surestimée, c'est pourquoi il a été décidé qu'une augmentation de 30 % des tourbières exploitées entre 2011 et 2050 était plus réaliste. Un changement évolutif basé sur un référentiel prévoyait que chaque classe avait une probabilité de changer en une autre classe. Néanmoins, pour les deux scénarios, le réseau hydrologique a été fixé, car il ne changeait pas significativement entre 1984 et 2011. La classe des zones urbaines a aussi été fixée, car le bâti ne pouvait pas être converti dans une autre classe. En ce qui concerne les MH, le scénario pessimiste impliquait un accroissement du rythme de perte actuel des MH : une diminution des MH a donc été simulée. Le scénario optimiste dressait un portrait prometteur de la gestion des MH et a nécessité une analyse supplémentaire. Celui-ci a opté pour une amélioration des MH en misant sur la restauration de MH à l'aide d'une analyse multicritère afin de répartir les nouveaux MH. Dans ce scénario, le nombre et la taille des MH ont augmenté.

En ce qui concerne le scénario optimiste, l'analyse multicritère a combiné différents éléments afin de produire une carte de potentiel de restauration. Un premier critère concernait un indice de

restauration basé sur la proximité du MH aux cours d'eau, la pente du territoire, le drainage et les dépôts de surface (Thériault, 2012). D'autres critères ont été ajoutés à cet indice de potentiel, dont la proportion de MH dans chaque SB. En effet, une pondération par la taille totale des MH donnait un poids important dans les SB qui ne possédaient pas de MH en 2011. Un autre critère ajouté est représenté par la proximité des zones urbaines. Plus une zone était éloignée du bâti, plus elle avait un potentiel pour la restauration. Chaque critère inclut dans l'indice de potentiel avait un poids qui lui permettait d'avoir une influence plus ou moins importante. Les règles de pondération et de classification selon l'ordre d'importance des critères et l'approche utilisée par Thériault (2012) sont décrites dans l'annexe 9. Cette carte de potentiel a ensuite été insérée dans la série de probabilités utilisée par les chaînes de Markov, ce qui a permis de restaurer et de créer plusieurs nouveaux MH.

4.5. Outil d'aide à la décision pour l'intervention d'une fonction écologique

Un outil d'aide à la décision permettant l'intervention ciblée selon les principes durables est possible en prenant en compte les trois sphères du DD dans des perspectives écologique, socioculturelle et économique (Joly *et al.*, 2008). Nous proposons un outil d'aide à la décision basé sur la combinaison des indicateurs spatiaux d'une même fonction écologique des MH selon une approche de durabilité. L'outil a donc été basé sur l'ensemble des analyses spatiales et les différentes approches ont permis de structurer la stratégie afin de cibler des secteurs problématiques. La dernière étape du projet (figure 10) démontre les procédures menant à l'élaboration finale de cet outil.

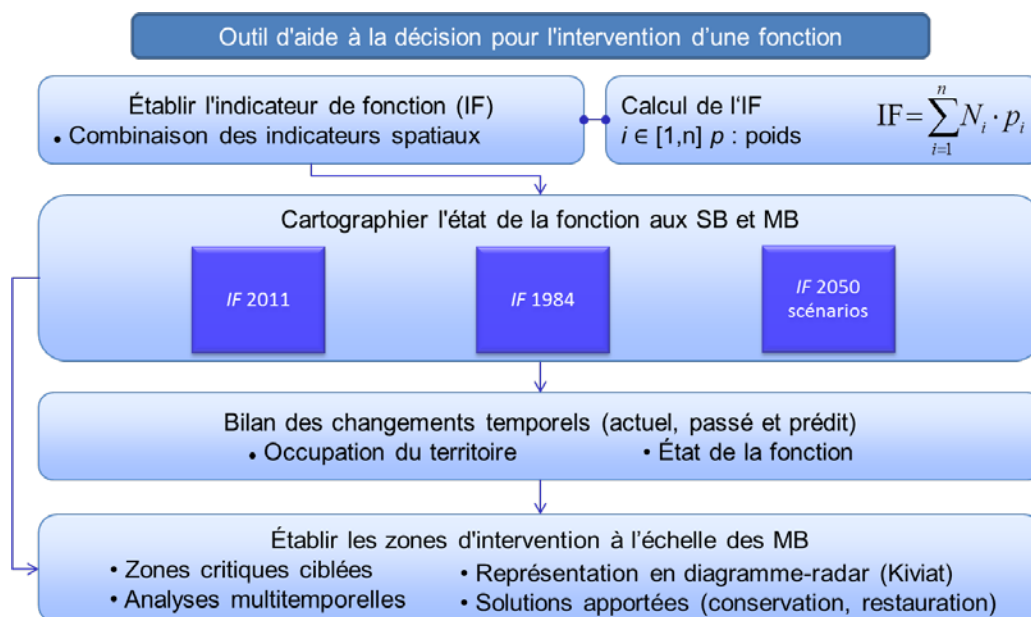


Figure 10 : Outil d'aide à la décision pour l'intervention d'une fonction écologique des milieux humides.

SB : Sous-bassin, MB : Microbassin

4.5.1. Établissement des indicateurs de fonction et leur cartographie

Une fonction écologique a été évaluée selon une combinaison des valeurs normalisées de ses indicateurs spatiaux. En combinant ces indicateurs, cela a permis d'obtenir un IF qui pouvait être interprété comme une valeur représentant l'efficacité durable d'une fonction. La formule qui a été utilisée pour attribuer une valeur à l'IF accorde un poids à chaque indicateur spatial :

$$IF = \sum_{i=1}^n N_i * p_i, \quad (\text{équation 3})$$

où n est le nombre final d'indicateurs spatiaux utilisés (sélectionnés après l'AS), N et p sont la valeur et le poids de chaque indicateur spatial i . Pour des raisons pratiques, les poids étaient équivalents, car les indicateurs étaient indépendants, peu importe leur appartenance en matière de DD. Un IF composé de quatre indicateurs spatiaux avait donc un poids de 0,25 par indicateur, car l'ensemble des poids donnait 1. Ainsi, chaque SB et MB avait une valeur d'IF pour chacune des trois fonctions écologiques étudiées.

La combinaison des indicateurs spatiaux d'une fonction écologique a permis d'analyser son état actuel (2011), passé (1984) et futur (2050). Cette synthèse a permis d'évaluer l'efficacité des MH à remplir leur fonction et d'observer si des zones se dégradait, s'amélioraient ou encore restaient constantes dans le temps. Par exemple, la cartographie a permis d'obtenir des cartes de l'état des MH à deux échelles spatiales (SB et MB) en démontrant les zones où l'efficacité était moindre et où l'intervention serait appropriée. Elle a aussi facilité la comparaison visuelle entre les différentes dates, ce qui a permis de faire un bilan des changements temporels.

4.5.2. Bilan des changements temporels et établissement de zones d'intervention

Les indicateurs spatiaux ont été cartographiés pour 2011, 1984, et pour les scénarios de 2050. Il était donc possible d'analyser un même MH avec 66 ans de différences s'il n'avait pas trop varié spatialement et de déterminer comment l'efficacité de la fonction avait évolué et pourquoi elle avait varié en fonction des impacts anthropiques. Le but de l'exercice n'était pas de faire une analyse de changement en profondeur, mais plutôt d'établir des constats globaux sur l'état de la fonction écologique et son évolution dans le temps pour établir s'il y avait amélioration, constance ou détérioration du MH. En se basant sur ces cartographies temporelles, les changements au niveau des

IF s'avéraient un outil pratique d'analyse de l'évolution territoriale pour guider la gestion du territoire.

L'analyse cartographique des résultats de l'évaluation des MH a permis de cibler des secteurs problématiques en comparant les fonctions en différents niveaux spatiaux et temporels. Des zones en état critique, qui nécessitent de manière plus prioritaire une intervention humaine, ont été sélectionnées selon la cartographie de 2011 pour étudier l'évolution de l'état d'une fonction écologique. Une analyse en détail a été effectuée sur une sélection de quelques cas représentatifs des différentes options de changement temporel. La représentation de l'état d'une fonction a été faite par un diagramme de Kiviat (Foley *et al.*, 2005) où chaque axe correspond à un indicateur spatial (Bernier, 2012). Le nombre d'axes correspond au nombre d'indicateurs qui composent l'IF. Les valeurs normalisées des indicateurs spatiaux peuvent être reliées entre elles, ce qui permet de créer une surface où l'aire de durabilité varie selon la réponse d'une zone. Cette aire représente le degré de durabilité des MH à l'intérieur de leur bassin. Par exemple, dans le cas illustré à la figure 11, les indicateurs 7 et 8 ont des valeurs très faibles ce qui démontre que les MH sont inefficaces à remplir leur fonction dans un contexte social. L'analyse de l'aire démontre que les MH ont une efficacité écologique importante pour cette fonction et qu'ils ont des propriétés écolos économiques supérieures aux seuils minimums d'acceptabilité, donc ils présentent une condition viable pour cette fonction. Une telle représentation permet de voir concrètement comment l'outil peut être utilisé afin de proposer divers aménagements répondant aux besoins spécifiques. En somme, cet outil permet d'assister les gestionnaires des ressources naturelles et du territoire pour intégrer une quantification de l'état naturel des écosystèmes.

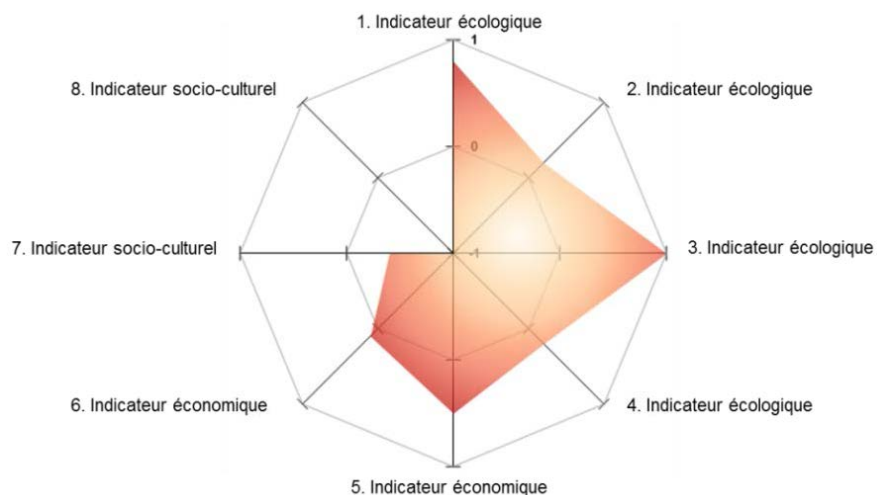


Figure 11 : Exemple théorique d'un diagramme de Kiviat pour une fonction écologique des milieux humides d'un sous-bassin

5. Présentation et analyse des résultats

La cartographie des indicateurs spatiaux procure de nombreux résultats. Des fiches synthèses et des représentations de cartes simplifient l'ensemble des résultats. Les résultats des indicateurs spatiaux et des IF de la fonction de régulation des débits de crues sont présentés aux deux échelles spatiales pour le BV de la rivière Yamaska, mais seulement en annexe 10 pour le BV de la rivière Bécancour. De plus, les trois périodes temporelles (2011, 1984 et 2050 : deux scénarios) sont analysées pour cette fonction écologique. Par ailleurs, seulement les résultats synthèses des deux autres fonctions du BV de la rivière Yamaska sont inclus dans les prochaines sections. On retrouve les résultats complets des fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments pour les deux BV dans les annexes 11 et 12.

5.1. Échelles spatiales

Deux ensembles d'unités spatiales ont été produits pour les SB et les MB selon l'organigramme de la figure 7. Pour la rivière Yamaska, l'analyse hydrologique de l'INRS ETE a établi 559 UHRH ayant une moyenne de 8,56 km² avec un écart-type de 17,04. La mise en place des unités spatiales a résulté en 494 unités de MB et 105 de SB. Dans le cas de la rivière Bécancour, il y a plus d'UHRH (785), car les unités sont plus petites. À l'inverse, puisque le BV est plus petit que celui de la rivière Yamaska, on dénote moins de MB (275) et de SB (56) (tableau 8).

Tableau 8 : Résumé des unités spatiales pour les deux bassins versants. UHRH : Unités hydrologiques relativement homogènes, MB : Microbassins, SB : Sous-bassins

Unités spatiales	Yamaska			Bécancour		
	Nombre théorique	Nombre	Taille moyenne (km ²)	Nombre théorique	Nombre	Taille moyenne (km ²)
UHRH		559	8,56		785	3,31
MB	478	494	9,69	262	275	9,44
SB	96	105	45,57	52	56	46,38

Le niveau d'intervention est l'échelle spatiale la plus fine (le MB), pour permettre d'aider à cibler des zones propices à l'intervention alors que l'échelle du diagnostic est plus stratégique (le SB). Des histogrammes permettent de visualiser la distribution par taille des UHRH, des MB et des SB, ce qui aide à mieux comprendre la division du territoire (figure 12). Par exemple, les traitements ont permis de voir que les UHRH sont fortement concentrées à une taille très faible malgré qu'elles aient une taille moyenne acceptable pour les MB du BV de la rivière Yamaska. La distribution des MB et des SB répond aux objectifs fixés précédemment (section 4.1.2.).

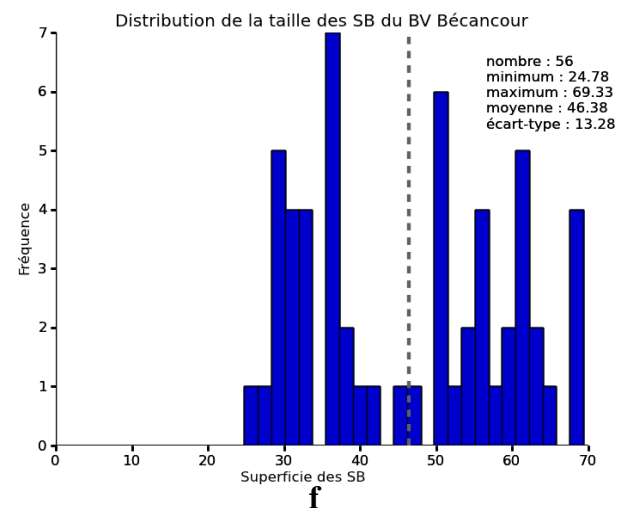
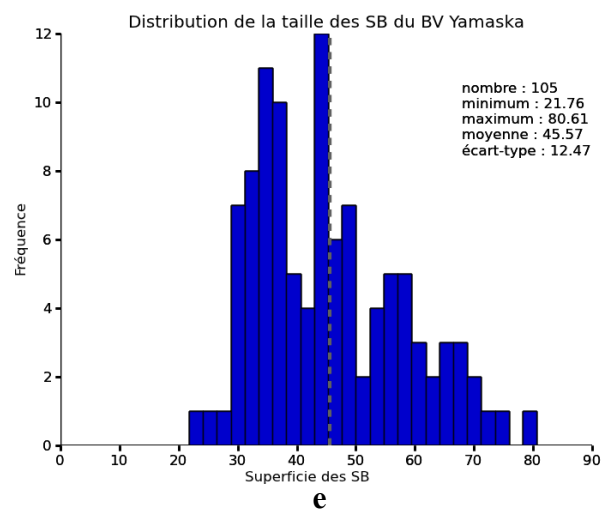
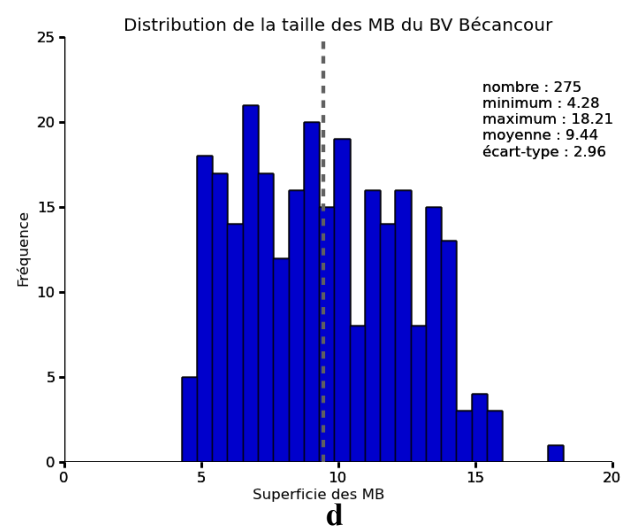
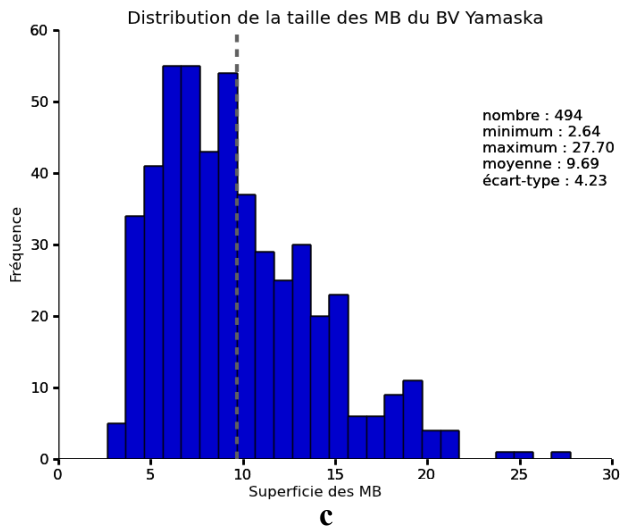
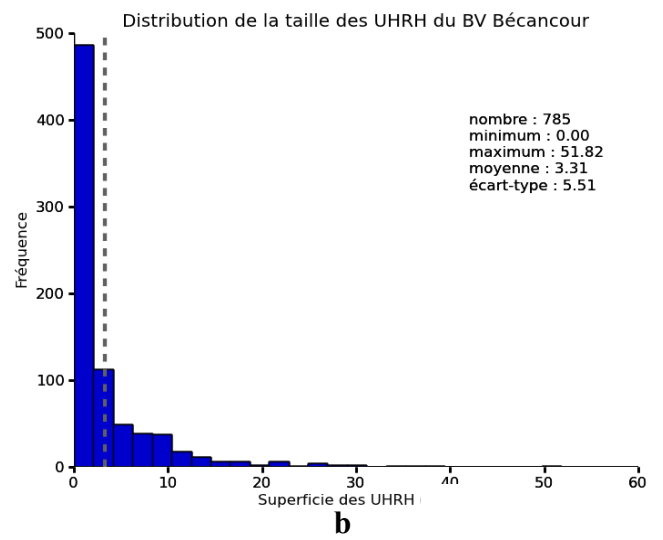
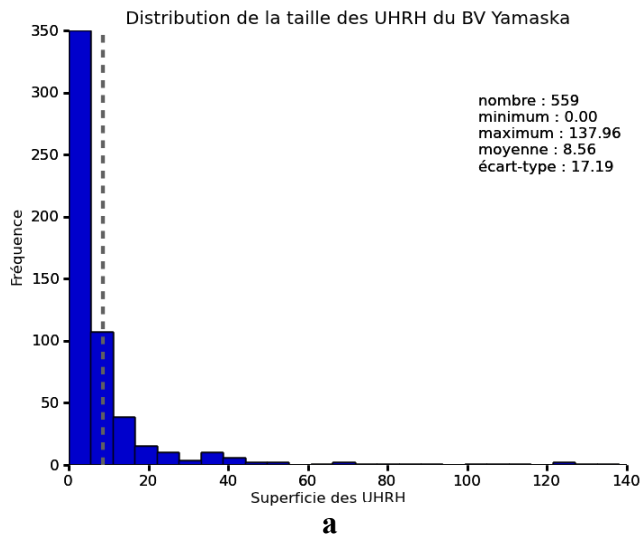


Figure 12 : Distribution de la taille d'unités hydrologiques relativement homogènes (UHRH) (a, b), de microbassins (MB) (c, d) et de sous-bassins (SB) (e, f) en km² des rivières Yamaska (a, c, e) et Bécancour (b, d, f). La moyenne est représentée par une ligne pointillée

5.2. Résultats de l'analyse de sensibilité

De façon générale, l'AS a été appliquée sur les trois fonctions écologiques du BV de la rivière Yamaska et comprend trois étapes. Néanmoins, la première étape a uniquement été appliquée sur la fonction du support d'habitats fauniques, car cette fonction détenait un grand nombre de choix d'indices spatiaux. Après avoir sélectionné les indices spatiaux dans la première étape, il est possible qu'un nombre trop élevé d'indicateurs devait faire l'objet d'une sélection finale dans les étapes 2 et 3. L'étape 2 concerne l'analyse des corrélations interindicateurs et entre les indicateurs et IF et la troisième étape représente l'AOCF appliquée aux indicateurs potentiels d'un IF.

5.2.1. Analyse de sensibilité de la fonction du support d'habitats fauniques

L'AS a été effectuée sur les six indicateurs spatiaux identifiés dans l'étape de présélection pour représenter la fonction du support d'habitats fauniques. Cela comprend : (I1) la connectivité entre MH, (I2) la forme du MH, (I3) la connectivité hydrique, (I4) la pression anthropique, (I5) la diversité naturelle et (I6) la perception naturelle (tableau 9).

Étape 1 : Indice de sensibilité appliqué aux indices spatiaux des indicateurs

Cette étape a permis de choisir lesquels des indices spatiaux potentiels devaient être sélectionnés pour représenter chacun des indicateurs spatiaux d'un IF. Chaque indicateur spatial a été décliné en plusieurs indices spatiaux pour déterminer celui avec qui il était le plus sensible (tableau 9). De manière générale, les indices conservés étaient ceux qui avaient la plus grande sensibilité. Par conséquent, les indices I2_1, I3_3 et I4_1 ont été choisis pour les indicateurs I2, I3 et I4, respectivement. Le dernier indicateur spatial (I6) présente des indices peu différents. I6_1 a été choisi, car la distance utilisée a déjà été utilisée dans des études d'évaluation environnementale (Weller *et al.*, 2007). Les indicateurs spatiaux ayant seulement un seul indice spatial ont été conservés tels quels (I1_1 et I5_1 pour I1 et I5).

Tableau 9 : Indice de sensibilité des indices spatiaux déclinés des indicateurs (les indices spatiaux choisis sont en gras et sont rehaussés). MH : Milieux humides

Indicateurs spatiaux	Indices spatiaux	Indices de sensibilité
(I1) Connectivité entre MH	(I1_1) Proximité des parcelles	0,99
(I2) Fragmentation de l'habitat	(I2_1) Indice de Miller avec un facteur de superficie des MH	2,08
	(I2_2) Indice de forme conventionnel de FRAGSTATS	1,87
	(I2_3) Indice de Miller avec un facteur de superficie des complexes de MH	0,45
(I3) Degré de connectivité hydrique	(I3_1) Proximité des cours d'eau sans tenir compte des types « intermittent » et « construit », avec le facteur de l'ordre de Strahler	0,88
	(I3_2) Proximité des cours d'eau en tenant compte du type « intermittent », mais pas du type « construit », avec le facteur de l'ordre de Strahler	1,00
	(I3_3) Proximité des cours d'eau sans facteur de l'ordre de Strahler	1,79
	(I3_4) Proximité des cours d'eau sans la classe de MH « bog »	0,88
(I4) Barrière anthropique	(I4_1) Densité du bâti dans une zone tampon de 500 m	2,26
	(I4_2) Densité du bâti dans une zone tampon de 30 m	1,69
(I5) Hétérogénéité naturelle	(I5_1) Diversité de Shannon	2,57
(I6) Préférence visuelle naturelle	(I6_1) Densité forestière dans une zone tampon de 1000 m	2,63
	(I6_2) Densité forestière dans une zone tampon de 500 m	2,71
	(I6_3) Densité forestière dans une zone tampon de 300 m	2,80

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs et entre les indicateurs et l'IF

L'analyse K-S a démontré que les indicateurs spatiaux sont normalement distribués, car les valeurs K-S sont supérieures au seuil de 5 % (tableau 10). De manière générale, I3 est bien corrélé avec les autres indicateurs spatiaux (sauf I2) et I5 et I6 sont partagés. Par contre, on remarque que ces deux derniers indicateurs du même type (socioculturel) sont très corrélés entre eux. On voit que seul I4 n'est pas statistiquement corrélé avec IF ($-0,04 < 0,20$). Par contre, il est possible que son effet soit neutralisé par les autres indicateurs, car l'IF n'est expliqué qu'à 0,1 % par I4.

Tableau 10 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I2 : Fragmentation de l'habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle, I6 : Préférence visuelle naturelle, K-S : Kolmogorov-Smirnov

Indicateurs	Coefficients de corrélation détermination						
	I1	I2	I3	I4	I5	I6	IF
I1		0,59* 35	0,61* 37	-0,29* 8	0,77* 59	0,74* 54	0,88* 77
I2			0,09 1	0,10 1	0,26* 7	0,27* 7	0,59* 34
I3				-0,41* 17	0,80* 64	0,69* 48	0,72* 52
I4					-0,35* 12	0,23* 5	-0,04 0,1
I5						0,85* 72	0,86* 74
I6							0,86* 74
K-S	0,17	0,49	0,32	0,29	0,12	0,13	0,68

* corrélation significative à 5 % (0,20)

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

Pour faire l'examen approfondi des indicateurs spatiaux, le test de KMO devait être supérieur à 0,50. C'est le cas pour la majorité des indicateurs et pour la matrice, sauf pour I2 (0,49). Toutefois, puisque l'écart entre le 0,49 et le 0,50 requis est négligeable, nous avons assumé la condition rencontrée. L'application de l'AACP des indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques a procurée deux composantes représentant 60 % et 20 % de la variance totale. Pour la première composante, les indicateurs I1, I3, I5 et I6 expliquent une grande partie de la variance alors que la deuxième composante regroupe principalement les indicateurs I2 et I4.

Le plan de distribution des indicateurs associé à l'AACP a permis de distinguer le poids et le domaine explicatif de chaque indicateur dans chacune des composantes (figure 13). On remarque qu'I4 représente le seul indicateur dans son cadran (I) en plus d'avoir des angles obtus avec la plupart des autres indicateurs spatiaux, ce qui démontre à quel point cet indicateur est indépendant. Dans le cadran II, plusieurs indicateurs sont présents, mais le vecteur le plus important demeure I1, malgré le fait qu'I6 a une forte contribution à la composante 1. Le 3^e cadran contient deux indicateurs, mais celui qui a le vecteur le plus long correspond à I5. Les indicateurs qui ont été retenus sont donc I1, I4 et I5.

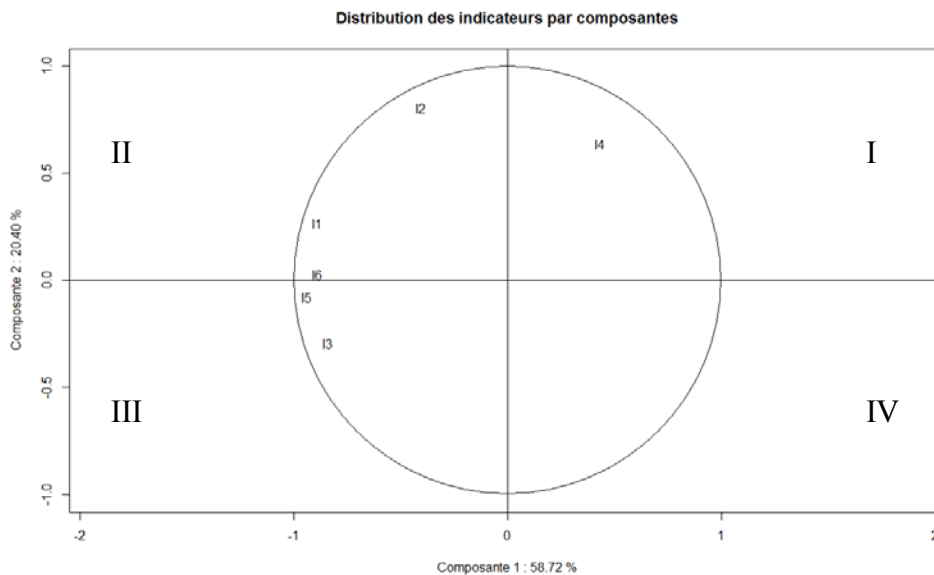


Figure 13 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques associés à l'analyse orthogonale par composantes principales. I1 : Connectivité entre milieux humides, I2 : Fragmentation de l'habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle, I6 : Préférence visuelle naturelle

En recalculant un IF avec les trois indicateurs spatiaux retenus, on s'aperçoit qu'ils sont assez corrélés avec cette nouvelle combinaison d'IF (I1,I4,I5), sauf pour I4 (tableau 11), mais demeure

significatif à 5 %. Les indicateurs I1 et I5 sont assez corrélés entre eux (tableau 10), mais ils ne sont pas bien corrélés avec I4 : il n’y a donc pas de redondance dans le modèle. Les trois indicateurs spatiaux sélectionnés expliquent près de 40 % de la variance totale. On peut aussi voir que toutes les autres combinaisons démontrent des IF fortement corrélés avec l’IF original (combinaison des six indicateurs spatiaux présélectionnés), mais la combinaison choisie (I1,I4,I5) présente la plus forte corrélation (tableau 12). On remarque, au tableau 13, les changements du nombre de SB par classe de valeurs entre les différentes combinaisons proposées et de l’IF original. Le taux de changement des SB d’une classe à une autre (% changement) est supérieur à 30 %. L’IF qui a le moins de changement correspond à la première option ciblée et cela a confirmé le choix effectué puisqu’en choisissant un nombre réduit d’indicateurs spatiaux, l’information changeait peu.

Tableau 11 : Corrélations interindicateurs sélectionnés et l’indicateur de fonction (IF) de la fonction du support d’habitats fauniques. I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle

Indicateurs	IF (I1,I4,I5)	% variance expliquée (composantes 1 et 2)
I1	0,81	14,40
I4	0,22	9,93
I5	0,78	14,79

Tableau 12 : Corrélations entre différentes combinaisons d’indicateurs et l’indicateur de fonction (IF) original de la fonction du support d’habitats fauniques. I1 : Connectivité entre milieux humides, I2 : Fragmentation de l’habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle

Combinaisons d’IF	IF _{original}
IF (I1,I4,I5)	0,938
IF (I1,I2,I5)	0,936
IF (I1,I3,I4)	0,921
IF (I1,I2,I3)	0,928

Tableau 13 : Changements de classes normalisées entre les différentes combinaisons d’indicateurs proposées et l’indicateur de fonction (IF) original de la fonction du support d’habitats fauniques. I1 : Connectivité entre milieux humides, I2 : Fragmentation de l’habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle, Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF original	IF (I1,I4,I5)	IF (I1,I2,I5)	IF (I1,I3,I4)	IF (I1,I2,I3)
1	12	9	20	4	18
2	23	26	23	32	24
3	40	39	25	44	27
4	28	29	31	24	34
5	2	2	6	1	2
Différence		32	45	34	44
% changement		30	43	32	42

Après le choix de la combinaison établie, la corrélation entre l'indicateur économique et les indicateurs de cette combinaison a été étudiée. L'indicateur économique est bien corrélé avec I1 et I5 (0,82 et 0,72 respectivement), mais très peu avec I4 (0,26). Malgré ce constat, puisqu'il a été calculé de façon totalement indépendante, tous les indicateurs spatiaux de la combinaison choisie ont été conservés (I1,I4,I5), car l'indicateur économique procure une information très différente.

5.2.2. Analyse de sensibilité de la fonction de régulation des débits de crues

L'AS a été effectuée sur les cinq indicateurs spatiaux présélectionnés représentant la fonction de régulation des débits de crues. Cela comprend (I1) la superficie du MH, (I2) désynchronisation naturelle, (I3) la vitesse d'écoulement, (I4) la position du MH et (I5) sa proximité avec les communautés riveraines.

Étape 1 : Indice de sensibilité appliqué aux indices spatiaux des indicateurs

Le choix a été fait de ne pas faire cette étape pour la fonction de régulation des débits de crues. Les indices spatiaux pour chaque indicateur spatial ont été choisis selon la base des meilleures connaissances possibles et sont des indices spatiaux fermement appuyés par la littérature.

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs entre les indicateurs et l'IF

Tous les indicateurs ont une corrélation significative avec I5 et les corrélations des indicateurs avec I1 et I3 sont plutôt faibles. Une seule corrélation est supérieure à 0,5, il s'agit des indicateurs I2 et I4 (0,86). Les quatre premiers indicateurs spatiaux sont très corrélés avec l'IF. Ces informations ont appuyé la sélection finale de l'étape 3.

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

La matrice de corrélations a une mesure KMO supérieure à 0,50 et les deux premières composantes expliquent plus de 70 % de la variance totale. Les indicateurs I2 et I4 sont très importants dans la composante 1 alors que la composante 2 est fortement dominée par I1 et I3. À l'aide du plan de distribution des indicateurs associé à l'AACP, on peut analyser les indicateurs à conserver. I5 représente le seul indicateur dans son cadran (IV) en plus d'avoir des angles obtus avec la plupart des autres indicateurs. Dans le cadran I, seulement I3 est présent alors que plusieurs indicateurs sont présents dans le cadran II, mais les vecteurs les plus importants sont I1 et I2. Malgré qu'ils soient du même cadran, ils ne sont pas corrélés entre eux (étape 2). Finalement, il est possible de comparer

l'IF original (combinaison des cinq indicateurs spatiaux présélectionnés) avec diverses combinaisons d'indicateurs (I1,I2,I3,I5 ; I1,I3,I4,I5 ; I1,I2,I5 ; I1,I3,I5 ; I2,I3,I5 ; I3,I4,I5). La combinaison (I1,I2,I3,I5) est l'une des deux plus corrélées (0,91) avec l'IF original.

Seul I4 a été formellement rejeté, car sa variance est expliquée par les autres indicateurs, entre autres I2. Finalement, on a évalué la proximité entre les indicateurs choisis et l'indicateur économique. En observant les corrélations, elles sont fortes avec I1 et I2 (0,69 et 0,77). Puisqu'un paramètre économique comprenait déjà la taille des MH et que la corrélation avec I1 était bonne, il a été possible de l'exclure du choix final et de le remplacer par l'indicateur économique. Ainsi, si on établit un nouvel IF (I2,I3,I5) en intégrant l'indicateur économique, la combinaison permet d'obtenir une corrélation avec l'IF original de 0,954, ce qui représente la meilleure combinaison.

5.2.3. Analyse de sensibilité de la fonction de rétention des sédiments

L'AS a été effectuée sur les cinq indicateurs spatiaux présélectionnés représentant la fonction de rétention des sédiments. Cela comprend (1) la végétalisation, (2) la complexité des MH, (3) l'élongation du MH, (4) la connectivité hydrologique et (5) la proximité des communautés urbaines.

Étape 1 : Indice de sensibilité appliqué aux indices spatiaux des indicateurs

Le choix a été fait de ne pas faire cette étape pour la fonction de régulation des débits de crues. Les indices spatiaux pour chaque indicateur spatial ont été choisis selon la base des meilleures connaissances possibles et sont des indices spatiaux fermement appuyés par la littérature.

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs entre les indicateurs et l'IF

Pour ce qui est des corrélations interindicateurs, on constate une corrélation importante entre I1 et I2 (0,87) et entre les deux indicateurs socioculturels, I4 et I5 (0,52). Les cinq indicateurs spatiaux sont tous significativement corrélés avec l'IF. Plus d'analyses ont donc été nécessaires pour déterminer quels indicateurs devaient être choisis pour représenter l'IF.

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

La mesure KMO de la matrice est supérieure à 0,50 et les deux composantes choisies expliquent plus de 75 % de la variance totale observée. Les indicateurs I1 et I2 dominent la composante 1 alors

que la composante 2 est fortement dominée par I3. Le plan de distribution des indicateurs associé à l'AOCPC montre que dans le cadran IV, I4 et I5 sont bien corrélés. En ce qui concerne le cadran III, I1 et I2 sont très corrélés, mais I2 explique un peu plus de variances. On peut ensuite comparer l'IF original (combinaison des cinq indicateurs spatiaux présélectionnés) avec diverses combinaisons d'indicateurs (I2,I3,I4 ; I2,I3,I5 ; I1,I3,I4 ; I1,I3,I5). La combinaison (I2,I3,I4) demeure celle qui est la plus corrélée avec l'IF original.

La combinaison choisie a permis d'établir plusieurs constats. D'abord, I1 a été abandonné malgré qu'il est un indicateur très important dans la rétention de l'eau (densité de végétation). Le choix basé sur l'AOCPC a été compensé en partie par I2. C'est-à-dire qu'I2 explique une grande partie de la variance d'I1. En plus, la différence entre I4 et I5 étant très faible, un ou l'autre aurait fait un bon choix. I4 a donc été conservé, car la corrélation de cette combinaison avec l'IF original est la plus forte. Finalement, en comparant les indicateurs choisis avec l'indicateur économique, on obtient une seule corrélation forte, soit celle avec I2 (0,74). Le tableau 6 montre les indicateurs spatiaux qui ont été sélectionnés après l'AS (en gras et rehaussés) pour construire les IF de chaque fonction.

5.3. Analyse cartographique des fonctions écologiques pour le bassin versant de la rivière Yamaska

Les résultats sont présentés en détail pour la fonction de régulation des débits de crues, car l'évaluation de cette fonction est peu étudiée en cartographie. Les deux autres fonctions sont présentées en figures synthèses. Les résultats de ces analyses pour le BV de la rivière Bécancour se retrouvent dans l'annexe 10. Les résultats détaillés des fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments pour les deux BV sont présentés dans les annexes 11 et 12.

5.3.1. Analyse cartographique de la fonction de régulation des débits de crues

La fonction de régulation des débits de crues a été analysée à toutes les périodes temporelles pour les SB et les MB. On y voit les résultats des indicateurs écologiques I2 et I3 qui représentent, respectivement, la désynchronisation naturelle et la vitesse d'écoulement, l'indicateur socioculturel I5 qui évalue la proximité des éléments anthropiques et l'indicateur économique (Ié). Cette sous-section présente chaque indicateur spatial et leur synthèse (IF) aux deux échelles spatiales, pour les trois périodes temporelles (2011, 1984 et 2050 : deux scénarios) du BV de la rivière Yamaska.

Cartographie de l'état actuel (2011)

La fonction de régulation des débits de crues a été cartographiée en 2011 par quatre indicateurs spatiaux au niveau des SB (figure 14). La tendance générale de l'IF démontre que c'est dans l'ouest du bassin que l'on retrouve le plus de secteurs problématiques, ce qui correspond aux SB composés d'une grande proportion de terres agricoles. Néanmoins, on remarque énormément de SB dans la classe moyenne (jaune), alors qu'il y a peu de SB où les MH remplissent bien leur fonction. Les indicateurs écologique (I2) et économique (Ié) sont assez bien corrélés, mais cet effet est moins présent dans l'IF, car cette tendance s'est atténuée avec les indicateurs I3 et I5. C'est-à-dire que les zones en pentes (I3) sont aussi celles où il y a le plus de forêts (I5) et les endroits où le service est socialement bien offert n'ont pas une grande valeur économique. Les SB ayant des valeurs économiques les plus fortes sont situées dans les Appalaches. Par conséquent, ces SB ont une valeur économique de stock en MH plus élevée.

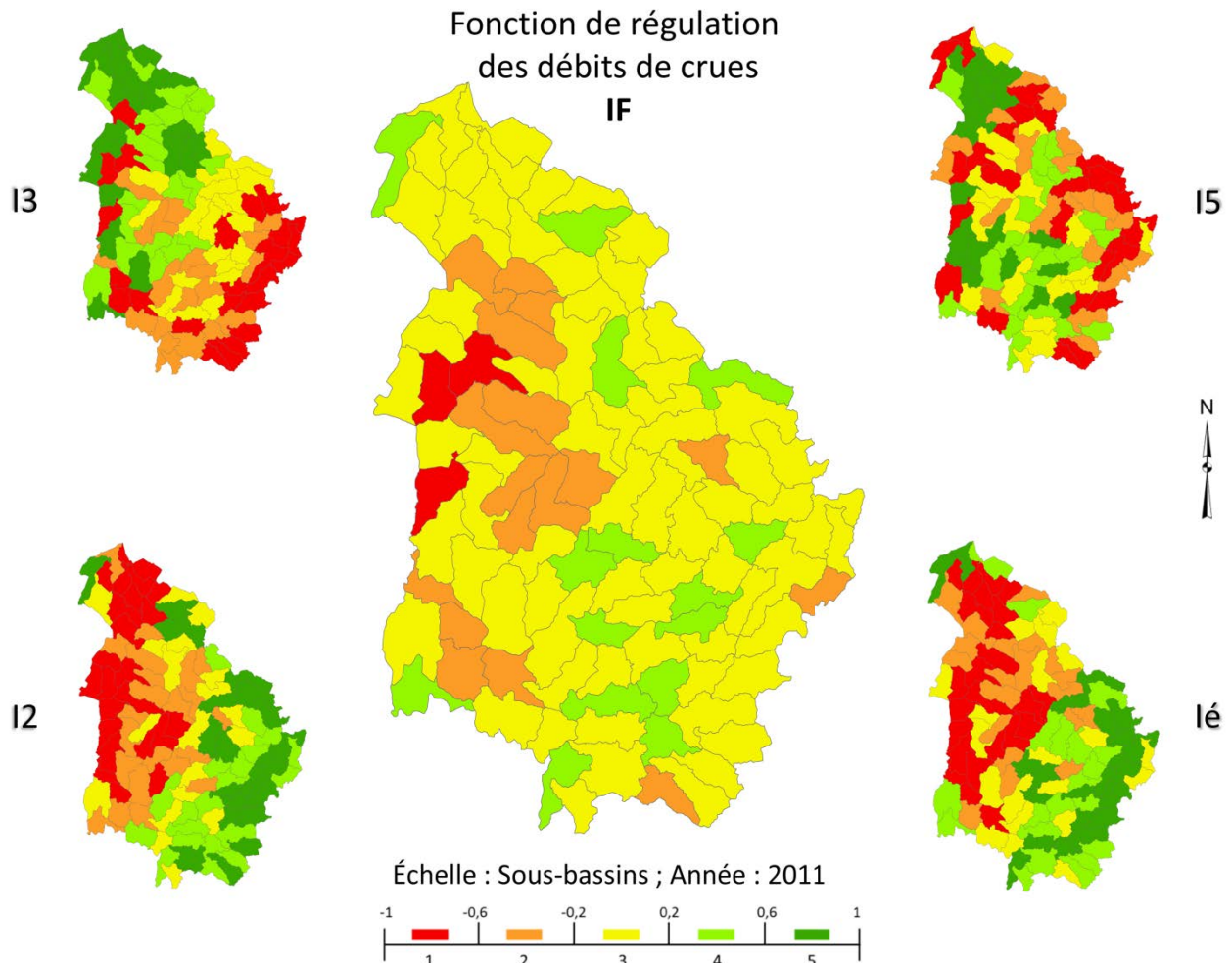


Figure 14 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, une division beaucoup plus fine du territoire, on remarque une grande quantité de bassins d'intervention prioritaire de classe 1 (figure 15). Ceci est dû au fait qu'en précisant les bassins, on retrouve un nombre appréciable de zones qui ne contiennent pas de MH, principalement dans le centre-ouest du territoire. Par exemple, vers le nord du bassin, beaucoup de MB sont en état critique, mais au niveau des SB, ils apparaissent souvent dans la moyenne (en jaune). Finalement, comme pour les valeurs obtenues aux SB, il n'y a aucun MB en très bonne situation. Les valeurs obtenues de l'IF proviennent des indicateurs spatiaux quelquefois très contrastés, mais globalement la combinaison des indicateurs réduit le nombre de valeurs des classes extrêmes, ce qui est surtout le cas de la première classe. En somme, l'IF obtient des valeurs moyennes souvent représentées en jaune ou en vert pâle, comme c'est le cas dans la partie sud-est du BV.

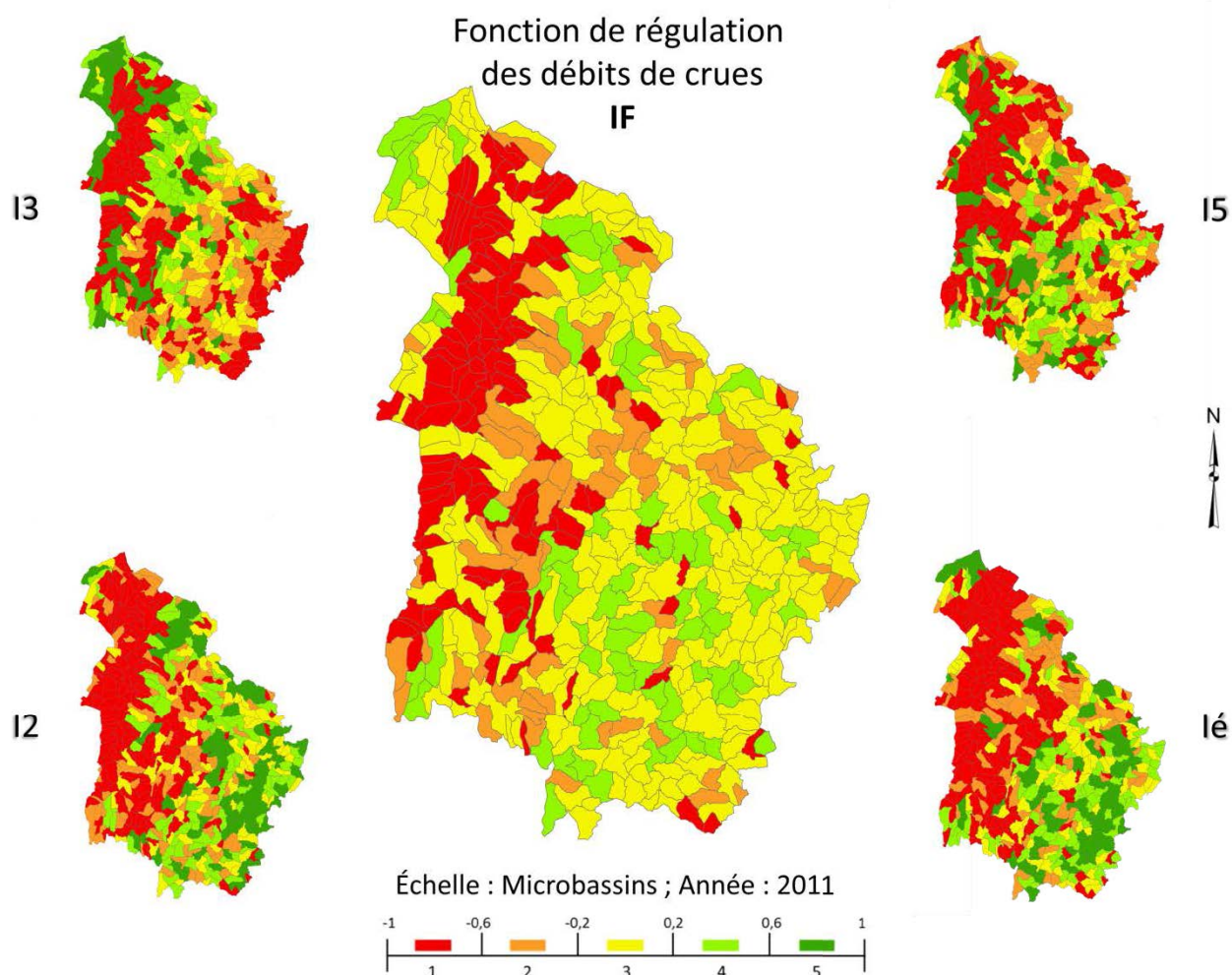


Figure 15 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Cartographie de l'état historique (1984)

La cartographie historique présente un état antécédent à 2011 et a permis d'établir l'évolution depuis les 27 dernières années (figure 16). On remarque, notamment, un nombre très élevé de SB situés dans la classe moyenne et une zone centrale en très mauvais état. Cela s'est traduit par des SB en bon état en 1984, mais qui sont en état critique en 2011, car les MH se sont dégradés. En 1984, il y a plus de MH et seulement un SB qui n'a pas de MH. Par exemple, I2 a de nombreux SB en mauvais état, car il y a peu de végétation et de forêt en 1984. En effet, il y avait plus de secteurs agricoles. Les MH, en 1984, remplissent mieux leur fonction à l'est qu'à l'ouest, car il y avait à ce moment encore plus d'agriculture. Par conséquent, on a pu estimer qu'il y a moins de zones végétales et forestières permettant de ralentir les débits d'eau.

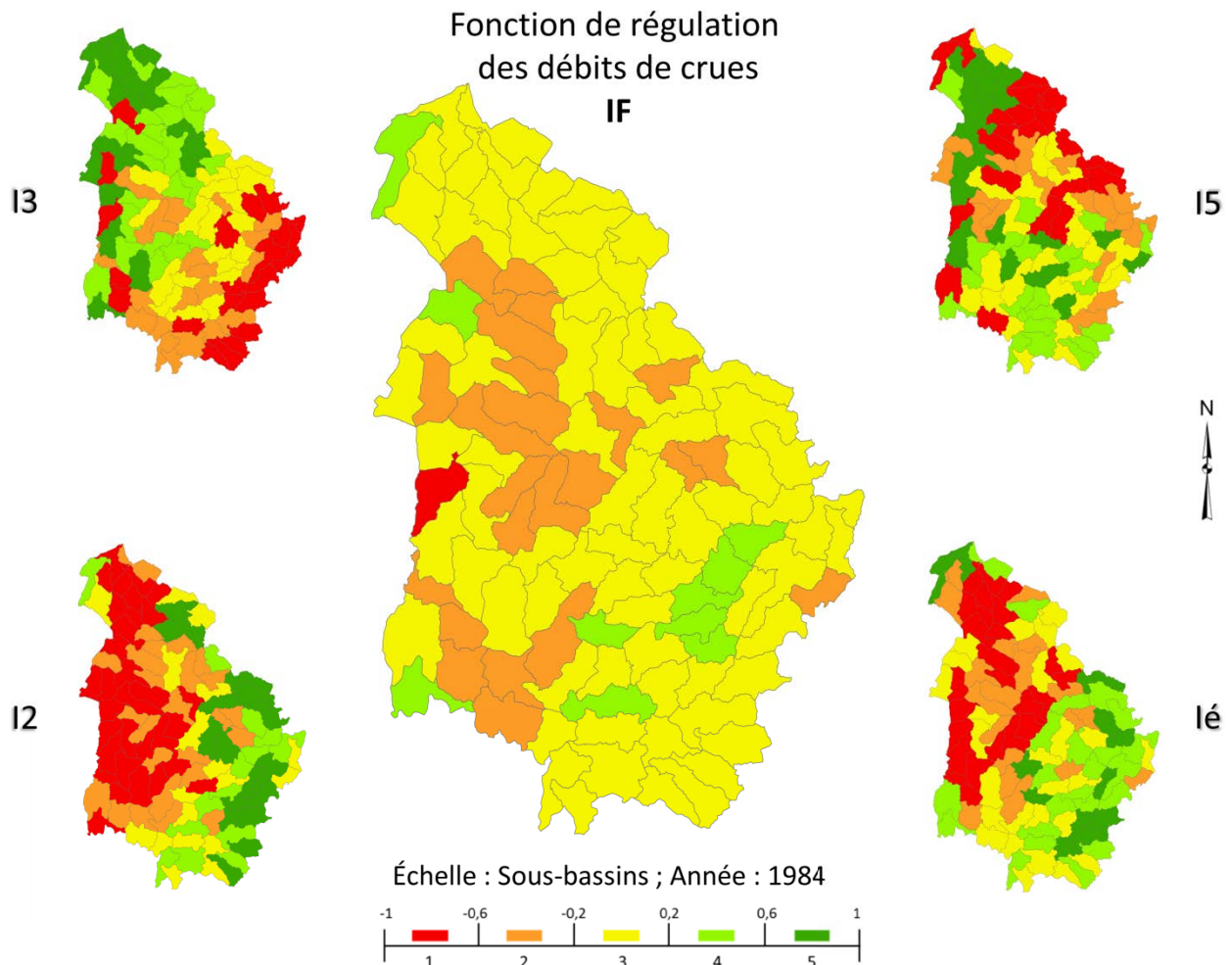


Figure 16 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

À l'échelle des MB, on dénotait 98 bassins sans MH, malgré le fait qu'en 1984 il y avait beaucoup plus de MH qu'en 2011 (figure 17). En comparant les SB et les MB de 1984, cela donne une information très différente. Pourtant, on remarque encore le même phénomène. En effet, il y a une présence de zones où les MH désynchronisent bien les débits en amont, mais cela a eu peu d'impact sur les MH situés dans la zone médiane du BV. Par contre, on voit bien que le secteur amont à l'ouest ne sont pas en bon état et cela peut expliquer en partie la situation médiocre plus en aval (au nord du BV). Bref, l'analyse des MB a démontré que les MH ne remplissent pas bien leur fonction de régulation des débits de crues au nord du BV.

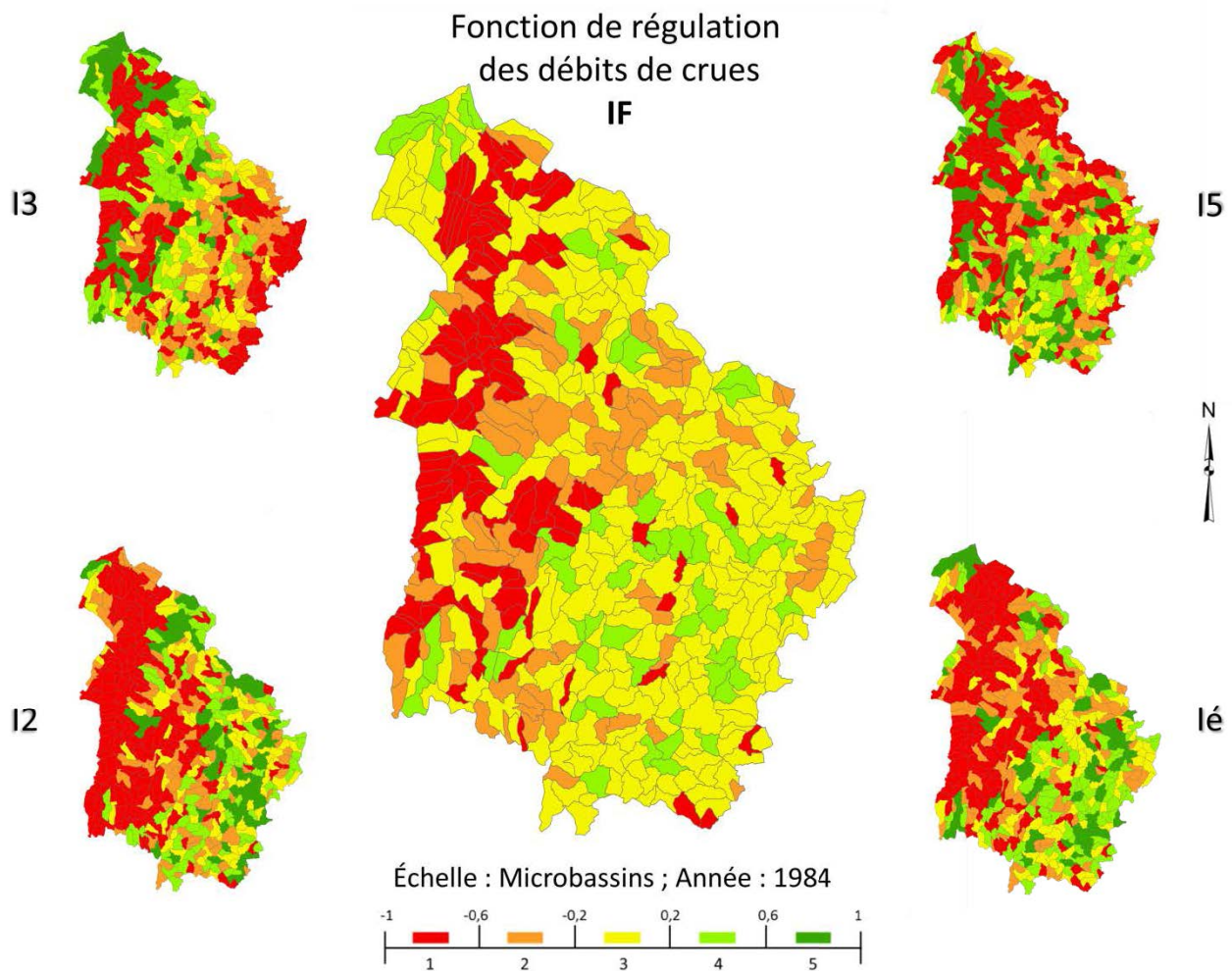


Figure 17 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Cartographie de l'état futur pessimiste (simulation 2050)

Dans une scénarisation pessimiste, la dégradation des MH a eu un impact direct sur la capacité à désynchroniser les débits de crues (figure 18). De nouveaux SB en état critique apparaissent dans l'IF de 2050. Il y a d'ailleurs 6 SB qui n'ont aucun MH. Il est intéressant de constater que les SB en

état critique se concentrent surtout dans la section médiane et en aval du bassin. Quelques SB sont aussi dans un bon état. On a en effet estimé une hausse de la couverture forestière pour 2050, ce qui reflète une hausse pour I2. Il y a aussi une dégradation importante au niveau socioculturel aux frontières du BV. En somme, c'est la partie en aval qui se détériore par rapport à l'amont en 2011.

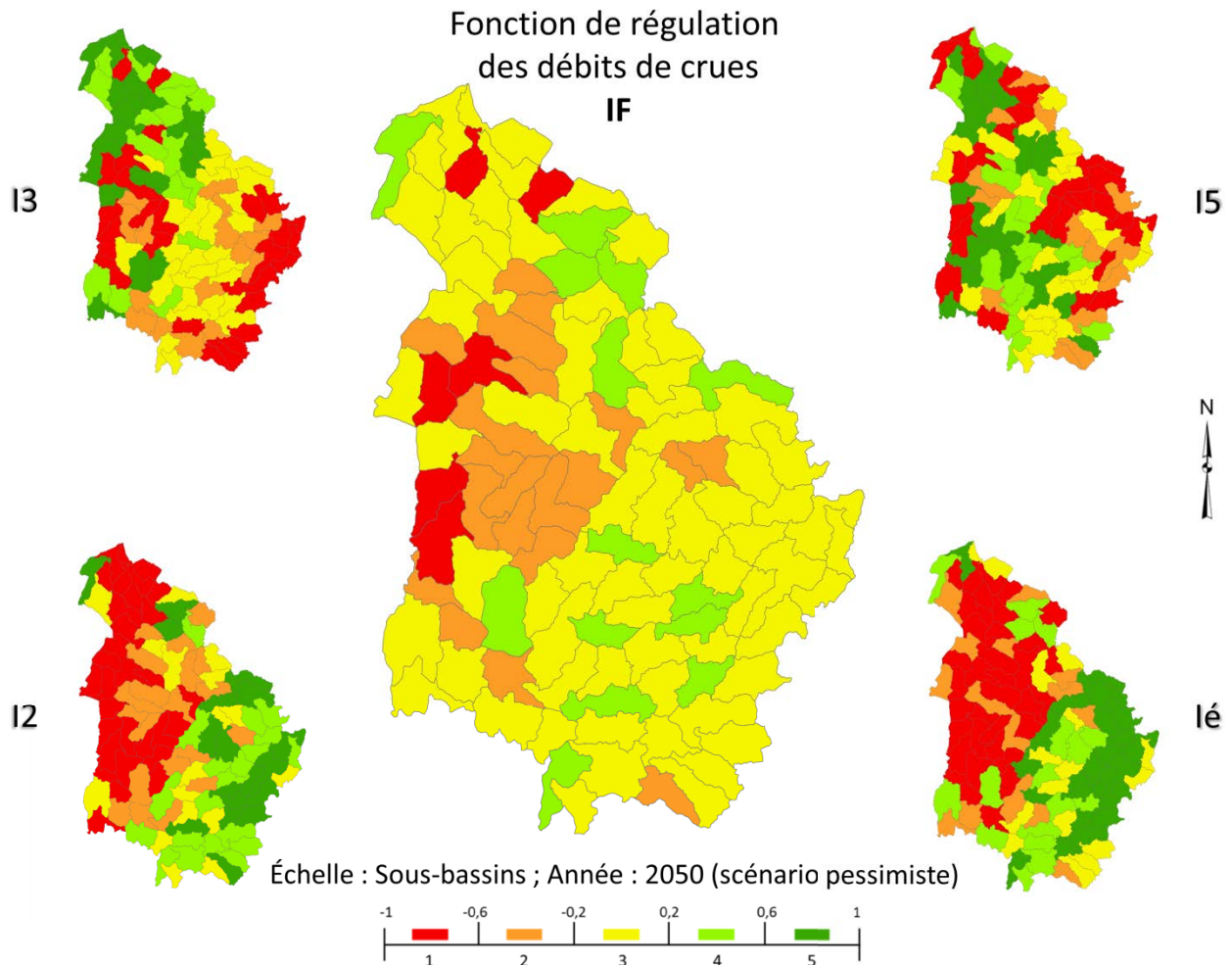


Figure 18 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

À l'échelle de l'intervention, aucun MB n'est en très bon état (figure 19). Une grande perte de MH a affecté les MB, car 162 MB n'ont plus de MH. Le transect nord-sud à l'ouest du bassin montre les zones où la fonction est la moins bien remplie, sauf au nord. Certaines zones en aval montrent des MH qui régulent bien les débits des crues, car il y a une bonne couverture forestière, une faible pente et un service socioculturel offert intéressant. Le sud-ouest du bassin est très atténué en grande partie par I3, car il s'agit de la zone appalachienne où pratiquement tous les MH possèdent une pente assez importante, ce qui a contribué à l'augmentation de la rapidité d'écoulement.

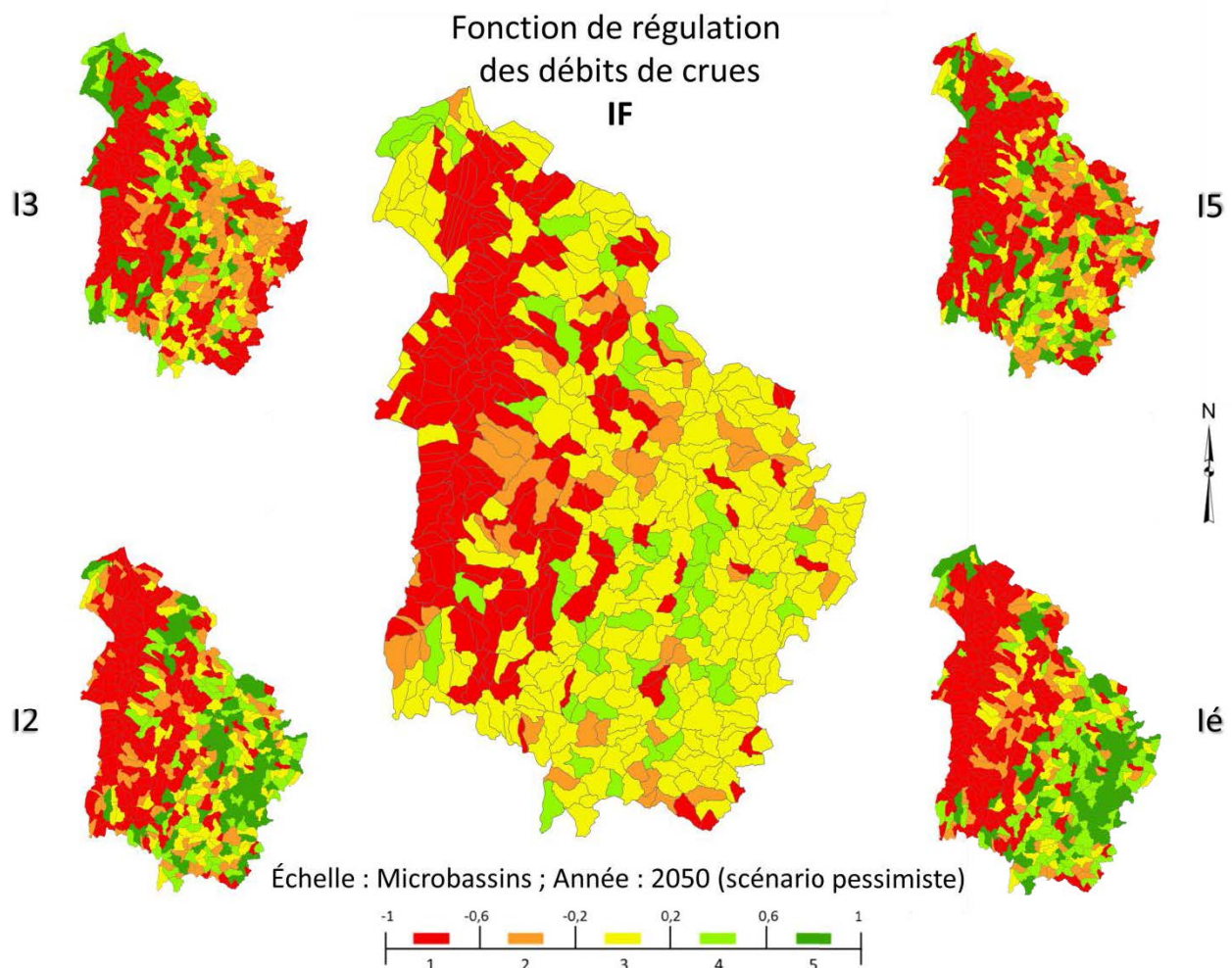


Figure 19 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Cartographie de l'état futur optimiste (simulation 2050)

Dans le scénario optimiste (figure 20), la fonction de régulation des débits de crues semble être globalement bien remplie par les MH, car il y a beaucoup de SB en état moyen et en bon état. En plus, le nombre de SB sans MH a diminué par rapport à 2011. Au niveau des indicateurs spatiaux, la couverture forestière ayant augmenté, les MH restaurés s'y trouvent à proximité et bénéficient donc d'un soutien pour réguler les débits. D'un point de vue économique, la distribution est variée alors qu'on remarque un amas de SB en état critique au nord-ouest et un amalgame de SB en excellent état au sud-est, ce qui contraste fortement avec I3. Il est d'ailleurs intéressant de voir que la fonction n'est pas si dépendante de la position des MH sur le réseau hydrologique. C'est-à-dire que les SB en aval de zones en mauvais état ne le sont pas nécessairement eux aussi.

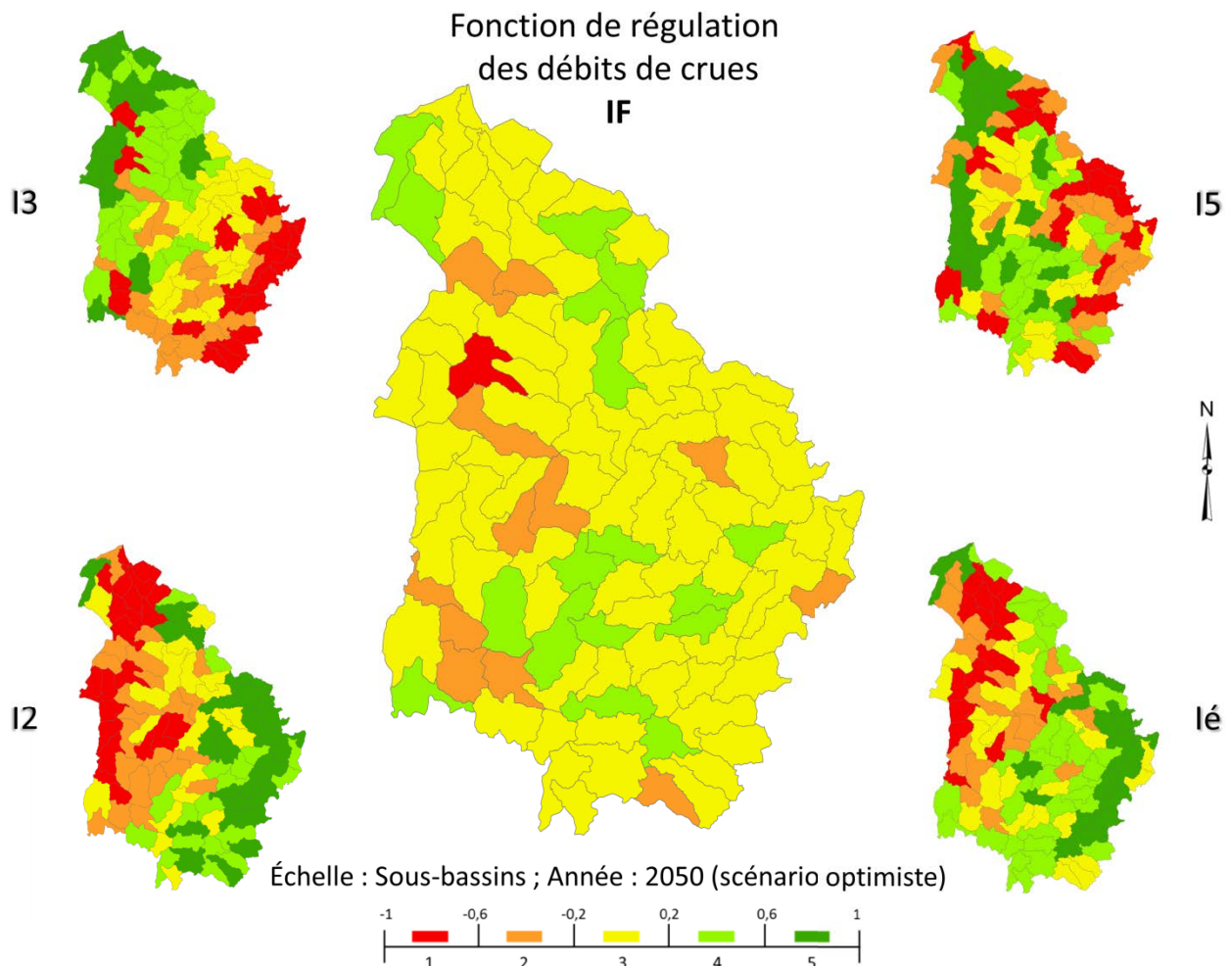


Figure 20 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

À l'échelle des MB, on dénombre 93 bassins sans MH. On distingue aussi plus facilement un nombre élevé de MB en situation très critique en aval (figure 21). Le patron à la frontière ouest demeure le même qu'à l'échelle des SB : ce sont des zones exemptées de MH. Comme plusieurs MH ont été restaurés pour le scénario optimiste, le nombre de MB sans MH a beaucoup diminué. Par contre, ils ne sont pas toujours en bon état puisque la capacité fonctionnelle hydrologique d'un MH prend du temps à redevenir efficace. Pour I3, la majorité des MB qui sont en bon état provient d'un ajout de MH restaurés dans des régions planes. Ensuite, une faible partie représente de nouveaux MH dans des zones de pente non négligeable, ce qui a eu pour conséquence d'augmenter la pente moyenne des MB où de tels MH ont été restaurés.

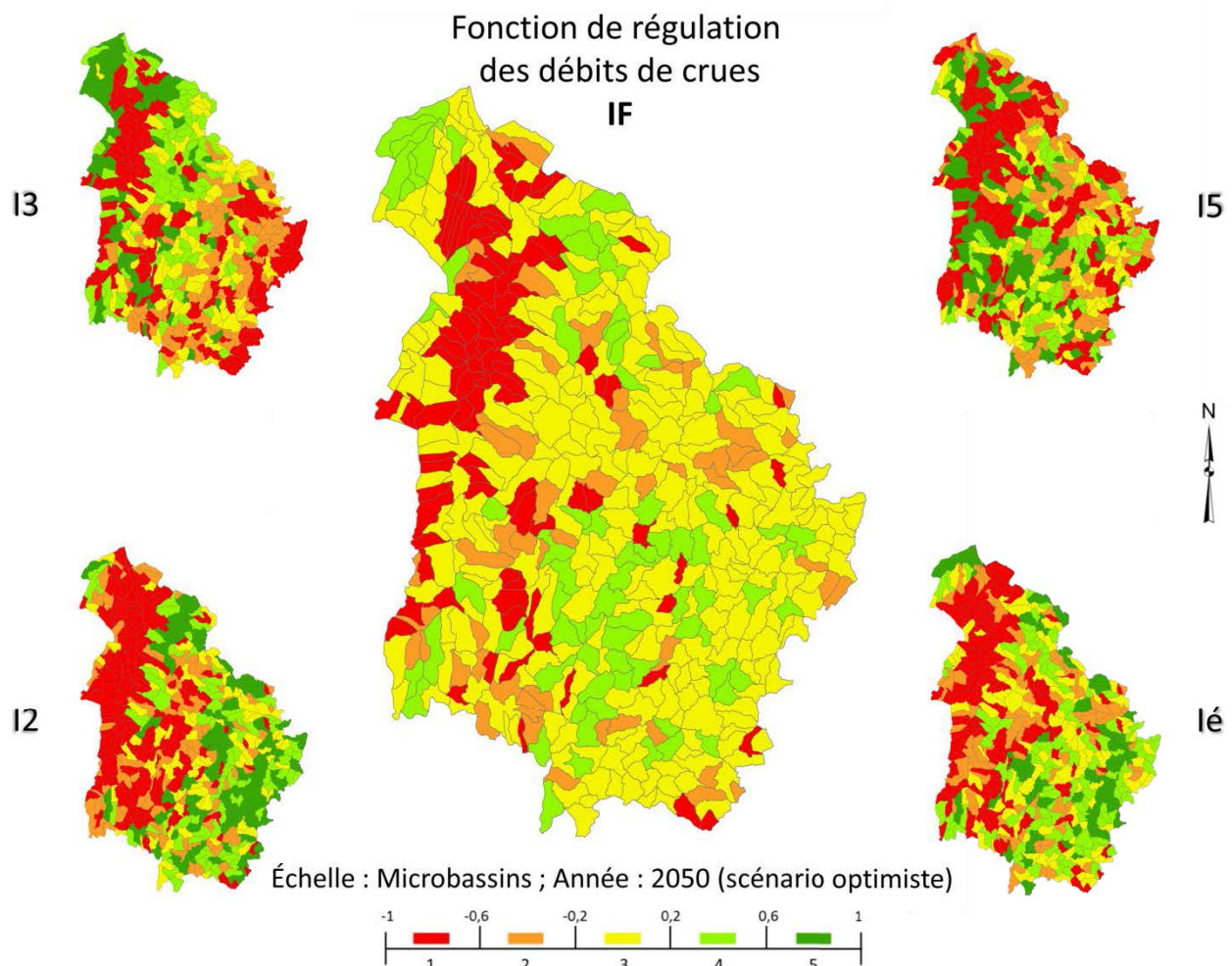


Figure 21 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

5.3.2. Analyse cartographique de la fonction du support d'habitats fauniques

Cette sous-section présente les indicateurs spatiaux et les IF à l'échelle des SB de la rivière Yamaska pour évaluer la fonction du support d'habitats fauniques. On y voit les résultats des indicateurs écologiques I1 et I4 qui représentent, respectivement, la connectivité entre MH et les barrières anthropiques, l'indicateur socioculturel I5 qui évalue la diversité du complexe de MH et l'indicateur économique (Ié), qui est le même que dans la fonction de régulation des débits de crues. On y démontre donc les résultats simplifiés des indicateurs en 2011 et l'IF associé aux deux échelles spatiales et finalement les IF à l'échelle des SB pour les trois périodes temporelles.

En observant les valeurs de SB de l'IF (figure 22), on constate que c'est dans l'ouest du bassin que l'on retrouve le plus de secteurs problématiques. Les SB au centre-ouest du BV sont fortement en

déficit, ils représentent principalement des SB n'ayant aucun ou très peu de MH. Ainsi, il y a une très faible connectivité alors qu'à l'est, il y a beaucoup plus de complexes de MH. I4 présente une distribution fortement contrastée, où les zones critiques forment des amas correspondant aux principales villes du BV. De plus, les routes principales comme les autoroutes influencent aussi la distribution, car certaines routes ont été construites à proximité de nombreux MH, ce qui a créé une pression importante sur les habitats. L'indicateur socioculturel, I5, démontre la diversité du type de MH au niveau des complexes. Une forte diversité présente un attrait social important et les résultats s'apparentent au premier indicateur spatial. Néanmoins, on remarque certaines différences comme au nord du bassin. En effet, il y a de très grands complexes à ces endroits, pourtant il y a peu de diversité des types de MH à l'intérieur de ces complexes. En somme, ce sont les SB qui longent principalement la rivière Yamaska qui sont en déficit.

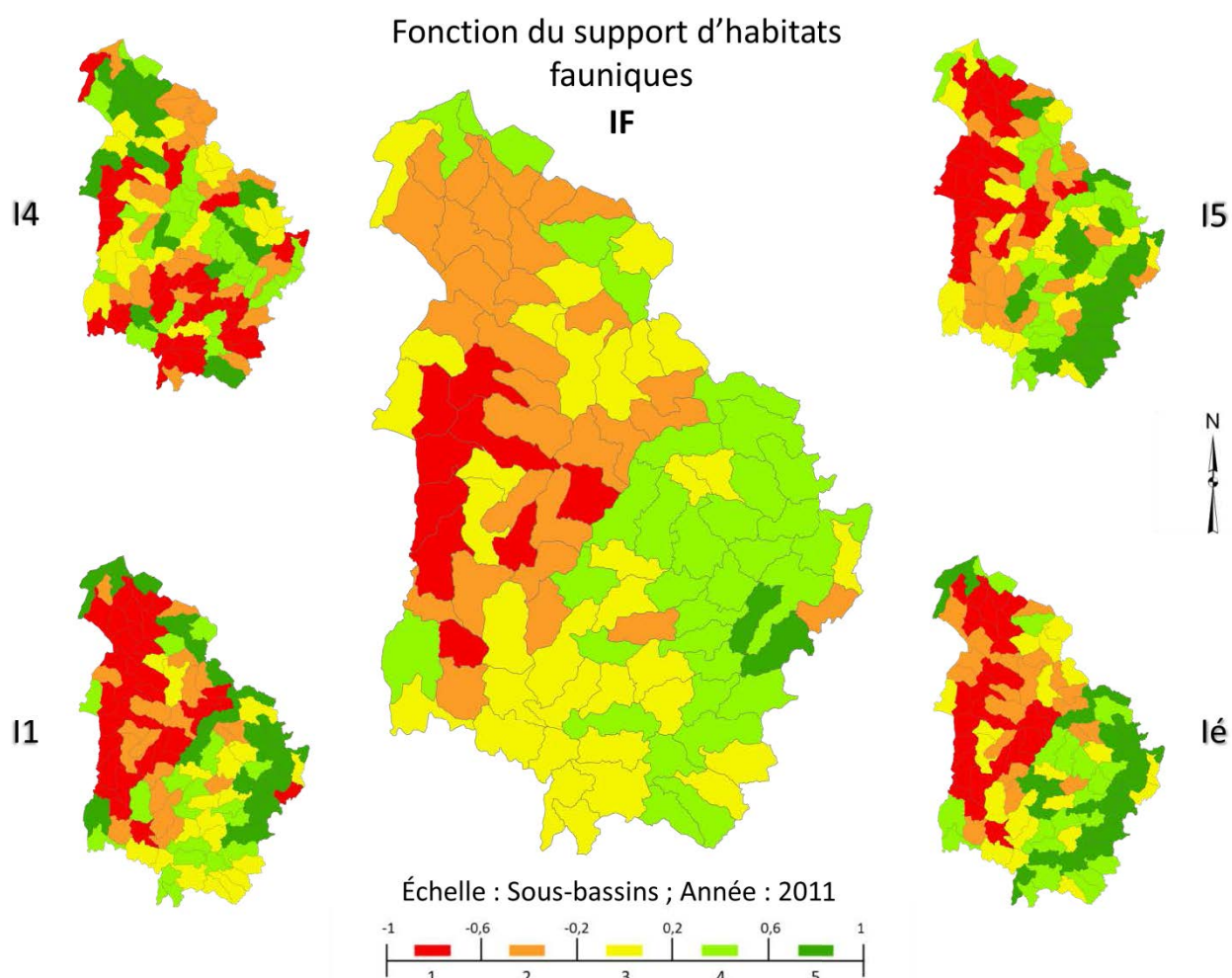


Figure 22 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, on remarque de nombreux MB qui ressortent en situation critique alors qu'ils font partie de SB en bon état (figure 23). Dans ce cas-ci, on remarque que les SB en mauvais état sont souvent composés de MB en très mauvais état, qui représentent généralement des MB n'ayant pas de MH. Il est aussi possible que des SB en bon état soient composés de MB en très mauvais état qui n'offrent pas d'habitats pour la faune, comme dans le nord du BV.

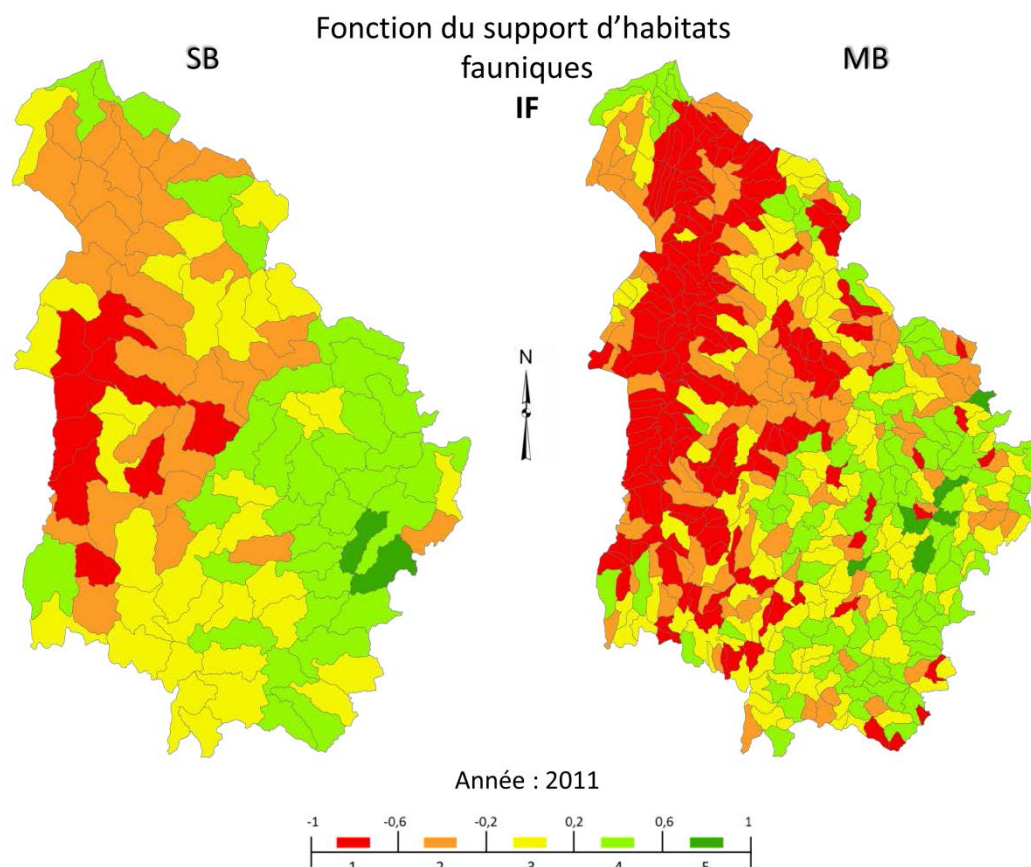


Figure 23 : Indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011. SB : Sous-bassins, MB : Microbassins

L'approche multitemporelle a permis de faire un suivi de l'état des MH à travers le temps (figure 24). On voit, en général, qu'entre la situation historique (1984) et la situation actuelle (2011), il y a plus de secteurs critiques en 2011. Cela a pu indiquer une dégradation de la fonction écologique mesurée. Ce constat est probablement lié à l'importante perte de MH sur le territoire entre ces dates. Pour le scénario pessimiste, on peut voir, par rapport à 2011, que de nombreux SB se dégradent, alors que quelques-uns s'améliorent. Plusieurs explications découlent de ce dernier phénomène. Par exemple, quelques MH, en se dégradant, se fragmentent en créant plusieurs MH, ce qui a augmenté I1 et I5, en formant de nouveaux complexes. À l'inverse, le scénario optimiste devait présenter une amélioration globale puisqu'il reflétait une restauration et une création de

nouveaux MH sur le territoire. Globalement, c'est ce que l'on a constaté, bien que la différence ne soit pas aussi marquée que le scénario inverse (pessimiste). En fait, l'agrandissement ou l'agglomération de nombreux MH a eu pour effet de diminuer la diversité de leur complexe en plus d'atténuer la connectivité. Les résultats ont confirmé les hypothèses que nous nous étions fixées, à savoir qu'historiquement les MH offraient plus d'habitats, qu'un scénario pessimiste avait comme conséquence de réduire la fonction du support d'habitats fauniques et qu'un scénario optimiste minimisait la dégradation de la fonction.

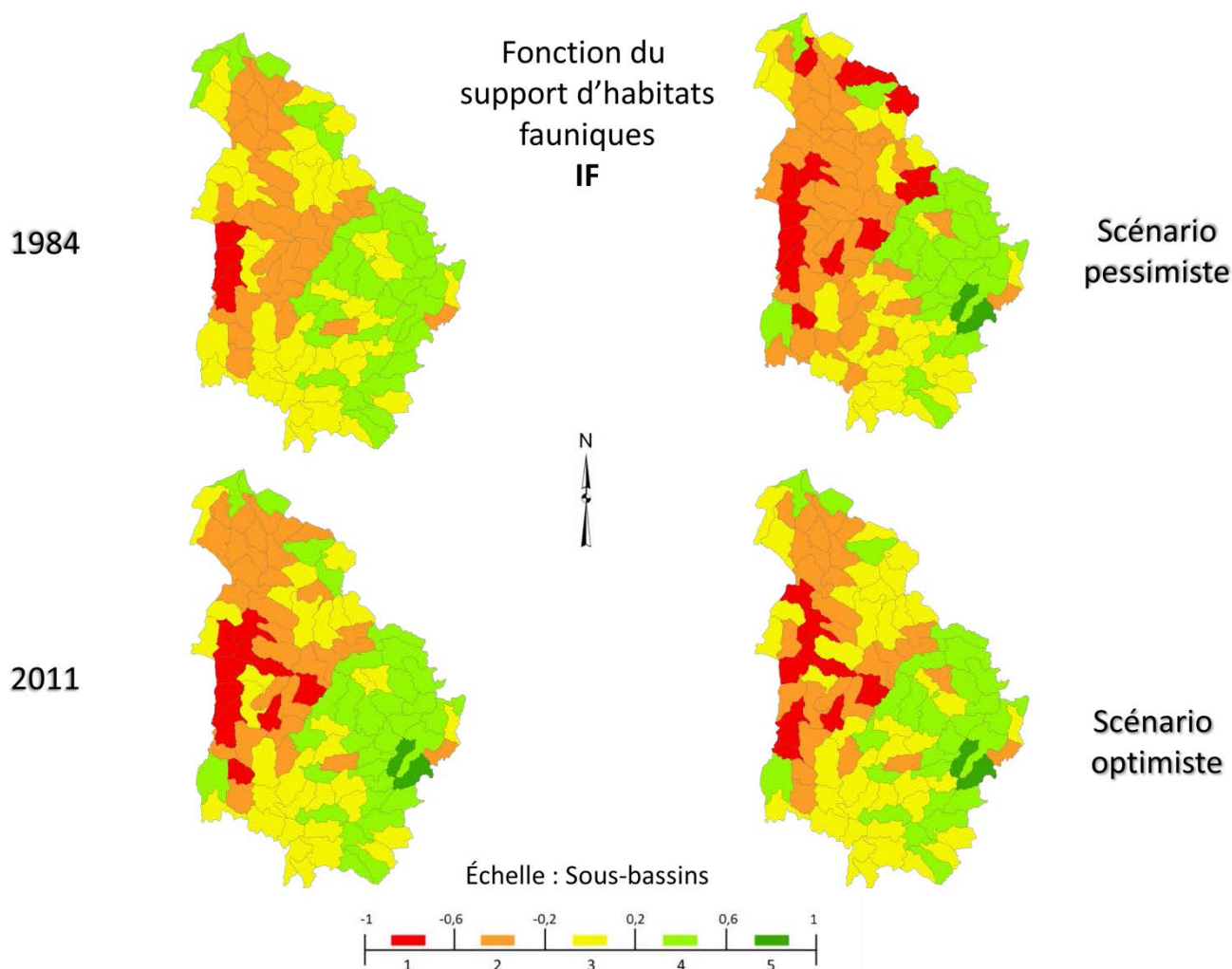


Figure 24 : Indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Yamaska

5.3.3. Analyse cartographique de la fonction de rétention des sédiments

Cette sous-section présente les indicateurs spatiaux et les IF à l'échelle des SB de la rivière Yamaska pour évaluer la fonction de rétention des sédiments. On y voit les résultats des indicateurs

écologiques I2 et I3 qui représentent, respectivement, la distribution spatiale des MH et l'élongation du milieu, l'indicateur socioculturel I4 qui exprime la connectivité hydrologique et l'indicateur économique (Ié), qui est le même que dans les deux autres fonctions. On y démontre donc les résultats simplifiés des indicateurs en 2011 et l'IF associé aux deux échelles spatiales et finalement les IF à l'échelle des SB pour les trois périodes temporelles.

La fonction, au niveau des SB, est en mauvais état dans l'ensemble de la partie ouest du BV et dans certaines zones au centre-ouest (figure 25). Les SB à l'ouest du BV sont fortement en déficit pour ce qui est de I2, ils représentent principalement des SB ayant peu de MH, mais très concentrés. I3 présente une distribution semblable des valeurs de SB, où les MH dont la forme n'était pas propice à remplir sa fonction se sont retrouvés dans des SB critiques. L'est du BV est donc une zone où les MH retiennent bien les sédiments.

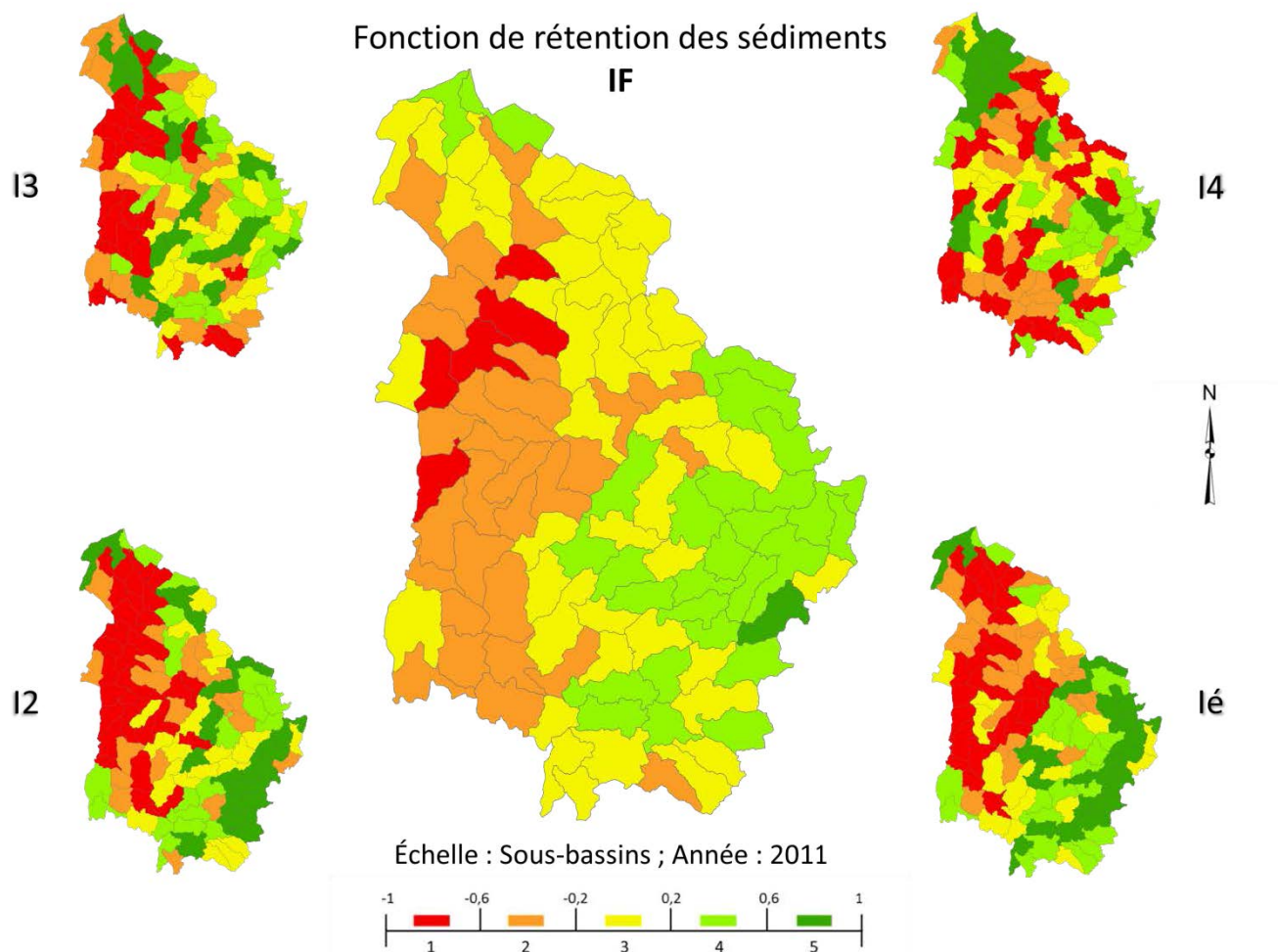


Figure 25 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, il est intéressant de voir que les MB en état critique se situent principalement aux frontières du BV (figure 26). De plus, c'est généralement autour de la rivière Yamaska que l'on retrouve les MB où les MH ne remplissent pas bien leur fonction de rétention des sédiments. On constate aussi que le seul SB en très bon état est composé de MB en bon état seulement, alors que les MB en très bon état sont inclus dans des SB qui ne remplissent pas si bien leur fonction. C'est un constat qui ressemble à celui de la fonction de régulation des débits de crues.

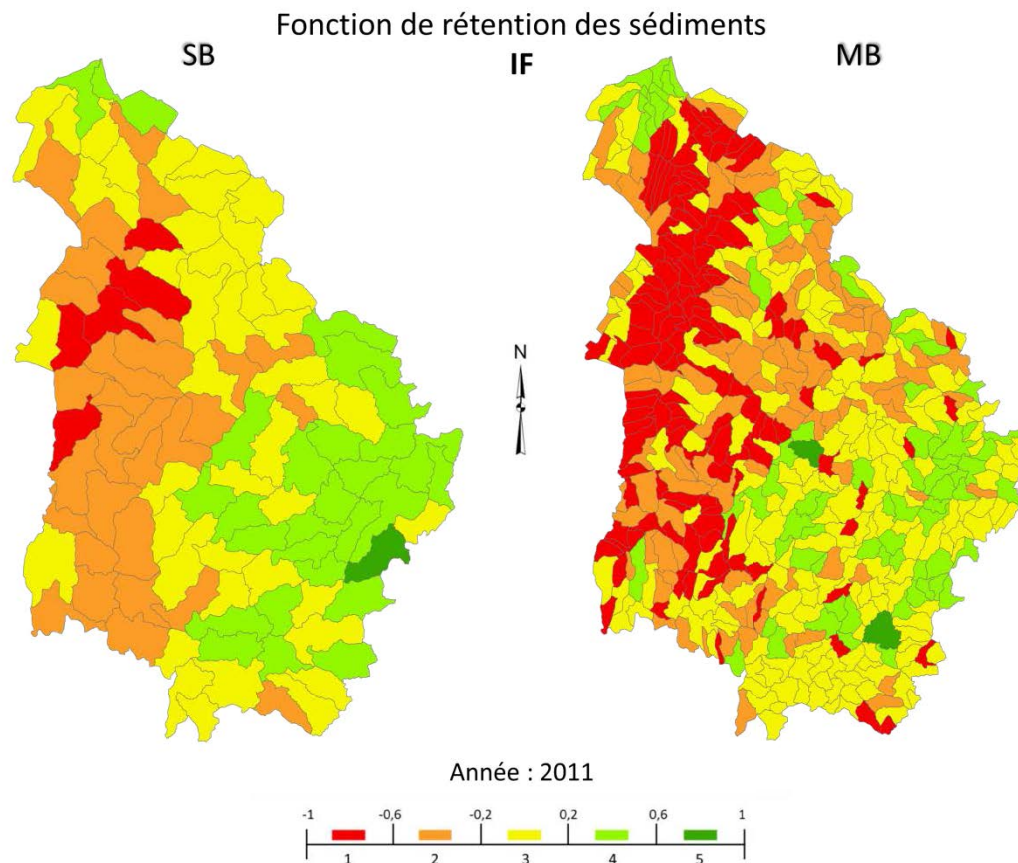


Figure 26 : Indicateur de fonction (IF) de la rétention des sédiments représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011. SB : Sous-bassins, MB : Microbassins

La cartographie multitemporelle a permis de voir, en général, qu'entre la situation historique (1984) et la situation actuelle (2011), il y a plus de secteurs critiques en 2011 (figure 27). Cela démontre qu'il y a effectivement une dégradation de cette fonction lorsqu'il y a une diminution de MH. Globalement, les MH des SB de 1984 sont plus efficaces à retenir les sédiments malgré qu'il y ait plus de terres agricoles. Le scénario pessimiste, par rapport à 2011, présente de nombreux SB très dégradés, notamment au nord du bassin. Inversement, au sud-ouest, certains SB sont en meilleur état, car les MH isolés de forme circulaire ont été éliminés lors de la scénarisation. Les MH restants sont donc ceux qui remplissent bien leur fonction de rétention des sédiments (MH plus longs). Le

scénario optimiste montre une amélioration globale des MH sur le territoire, notamment au nord. Cependant, quelques SB se dégradent malgré la simulation d'une gestion optimiste.

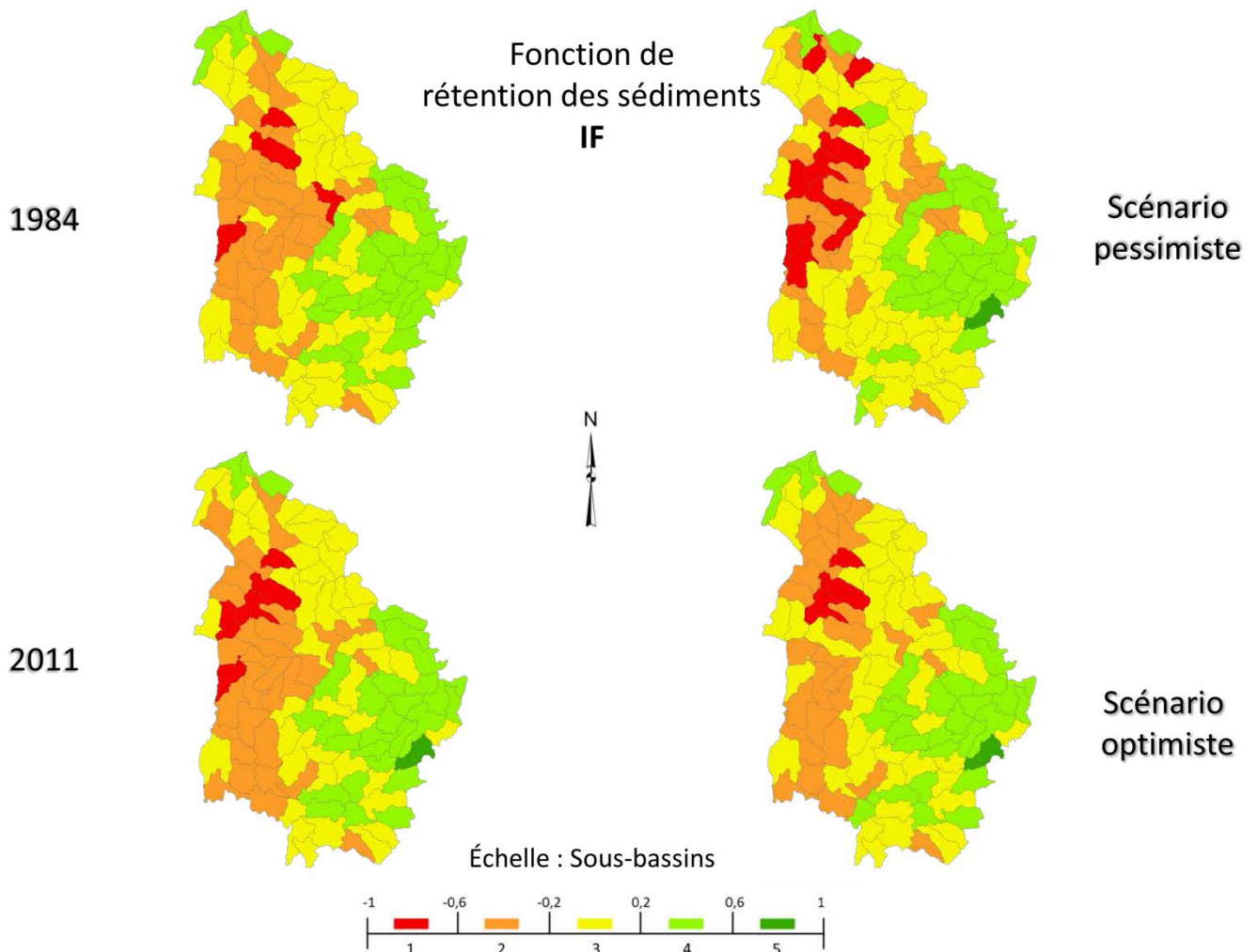


Figure 27 : Indicateur de fonction (IF) de la rétention des sédiments des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Yamaska

Les analyses ont aussi été faites pour les trois fonctions écologiques dans le BV de la rivière Bécancour. De manière générale, l'est du BV est en déficit par rapport à sa partie ouest. L'analyse complète de la fonction de régulation des débits de crues et une synthèse des fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments sont disponibles en annexe 10. Les résultats complets des fonctions du support d'habitats fauniques et de la rétention des sédiments sont disponibles respectivement dans les annexes 11 et 12 pour les deux BV.

5.4. Bilan des changements temporels

L'approche multitemporelle a permis de voir l'évolution des valeurs dans le temps, tout en conservant les mêmes échelles spatiales. Les résultats des trois périodes temporelles ont été compilés afin de faire un bilan des changements pour chaque classe de valeurs au niveau des SB. Il était d'abord intéressant de voir comment le territoire a évolué pour ensuite comprendre les changements temporels des fonctions écologiques des MH.

L'occupation du territoire évolue à travers le temps, ce qui module l'état de la fonction écologique. Le BV de la rivière Yamaska a subi une diminution de la couverture agricole de 1984 à 2050 (tableau 14). À l'inverse, il y a eu un développement urbain accru et une plus grande étendue de forêts. Historiquement, il y avait presque 5 % du territoire qui était composé de MH alors qu'en 2011 il y en avait 4,4 %. Le scénario pessimiste a exagéré beaucoup cette tendance avec une perte de 1,1 % de MH (2,3 %), principalement au détriment de l'agriculture et du bâti. Pour le scénario optimiste, c'est une plutôt augmentation à 5,1 %. On remarque qu'il y a un peu moins d'agriculture, de zones urbaines et de forêt que le scénario pessimiste, car ces zones ont été converties en MH. De manière générale, le territoire de 2050, dans un scénario optimiste, présente un territoire plus naturel qu'en 2011 c'est-à-dire qu'il comporte plus de forêts et de MH.

L'évolution du territoire du BV de la rivière Bécancour est très semblable à celui du BV de la rivière Yamaska (tableau 15). C'est-à-dire que la classe d'agriculture a diminué fortement entre 1984 et 2050 et la forêt a augmenté graduellement. Par contre, il y a eu très peu de développement du bâti sur le territoire. Les tourbières exploitées, n'existant pas en 1984, apparaissent assez importantes en 2011 (1,5 %). Comme l'exploitation des tourbières ne devait pas s'atténuer, la proportion demeurait constante pour le scénario optimiste. Le scénario pessimiste montre, quant à lui, une légère augmentation de l'exploitation des MH, au détriment des milieux naturels. On remarque aussi que les MH étaient plus présents en 1984 et que la perte en MH s'est accentuée de 2011 à 2050, pour le scénario pessimiste. On n'arrive pas à revenir au niveau historique pour le scénario optimiste, mais l'augmentation est notable par rapport à 2011. En somme, on peut dire qu'avec l'évolution, le bassin se naturalise malgré une hausse de l'établissement humain.

Tableau 14 : Évolution temporelle des classes d'occupation du territoire du bassin versant de la rivière Yamaska

Classe (%)	1984	2011	2050	
			(scénario pessimiste)	(scénario optimiste)
Agriculture	56,3	42,5	31,1	29,3
Bâti	4,0	7,1	10,6	10,4
Forêt	30,4	35,3	43,9	43,7
Milieux humides	4,9	4,4	2,3	5,1

Tableau 15 : Évolution temporelle des classes d'occupation du territoire du bassin versant de la rivière Bécancour

Classe (%)	1984	2011	2050	
			(scénario pessimiste)	(scénario optimiste)
Agriculture	30,9	21,1	18,9	17,1
Bâti	3,5	3,4	4,8	4,2
Forêt	48,8	53,7	56,4	56,1
Tourbière exploitée	0,0	1,5	2,4	1,5
Milieux humides	14,3	13,2	9,3	14,0

Fonction de régulation des débits de crues

En ce qui concerne la fonction de régulation des débits de crues, on remarque, dans le BV de la rivière Yamaska (tableau 16), qu'il y a, de manière générale, une certaine amélioration de 1984 à 2011 et celle-ci est principalement expliquée par l'indicateur économique. Néanmoins, il y a moins de SB critiques dans la situation passée. Le scénario pessimiste montre plutôt une dégradation marquée par rapport à 2011, car le nombre de SB dans les classes 1 et 2 a augmenté. Inversement, le scénario optimiste représente une situation s'approchant de 1984 et peu de SB ont changé de classe par rapport à 2011 (14 %). On peut en conclure que la situation se dégrade plus rapidement qu'elle pourrait s'améliorer, et ce, même si des actions seraient entreprises afin de limiter les perturbations.

Pour ce qui est du BV de la rivière Bécancour (tableau 17), la capacité des MH à remplir leur fonction s'est nettement dégradée entre 1984 et 2011. On remarque qu'une partie des SB classés dans la normale (classe 3) se dégrade alors que les deux SB de la classe 5 changent de classe. De plus, dans un scénario pessimiste, une centralisation des SB s'est effectuée pour tendre vers la normale. Le scénario optimiste se rapproche aussi de la situation historique, on remarque en effet une nette amélioration des SB en le comparant aux trois autres périodes.

Tableau 16 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) de la régulation des débits de crues en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	1	3	6	1
2	23	17	20	12
3	71	70	65	75
4	10	15	14	17
5	0	0	0	0
Différence	20		23	15
% changement	19		22	14

Tableau 17: Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) de la régulation des débits de crues en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	1	2	1	1
2	14	15	11	10
3	22	20	26	23
4	17	19	18	21
5	2	0	0	1
Différence	13		13	13
% changement	23		23	23

Fonction du support d'habitats fauniques

La fonction du support d'habitats fauniques présente, de manière générale, une dégradation des SB du BV de la rivière Yamaska de 1984 à 2011 (tableau 18). Cette dégradation est accentuée pour le scénario pessimiste. En effet, il y a de plus en plus de SB dans la classe 1. De plus, malgré que le scénario optimiste représente une augmentation de MH, de nombreuses zones ont continué à se dégrader. On peut en conclure qu'en protégeant et en restaurant des MH, la dégradation a ralenti, mais qu'il faudrait mieux gérer les autres utilisations du sol pour réussir à maintenir la fonction à son état d'origine.

Le BV de la rivière Bécancour montre une situation un peu différente (tableau 19). Il y a très peu de changement au niveau du nombre de SB par classe. Par contre, plus du quart des SB ont changé d'une classe à l'autre (27 %) de 1984 à 2011. Pour le scénario pessimiste, il y a une légère dégradation de la fonction et donc moins d'habitats offerts à la faune par les MH. Le scénario optimiste est très semblable à 2011, il y a seulement 4 % des SB qui ont changé de classe.

Tableau 18 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	3	9	14	8
2	29	29	38	27
3	42	33	27	41
4	31	32	24	27
5	0	2	2	2
Différence	22		30	17
% changement	21		29	16

Tableau 19 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	0	1	2	0
2	22	16	17	17
3	19	23	25	24
4	15	16	11	15
5	0	0	1	0
Différence	15		14	2
% changement	27		25	4

Fonction de rétention des sédiments

La fonction de rétention des sédiments du BV de la rivière Yamaska s'est peu dégradée de 1984 à 2011 (tableau 20), car il y a eu une disparition de MH, mais aussi une diminution du couvert agricole. Pour ce qui est du scénario pessimiste, la fonction se détériore fortement en 2050. Ainsi, si la gestion des MH accentuerait leur disparition et leur fragmentation, comme c'est le cas de 1984 à 2011, il est très probable qu'il y ait des problèmes de sédimentations dans les cours d'eau, car les MH ne pourraient plus remplir leur fonction de rétention des sédiments. Le scénario optimiste démontre qu'en restaurant des MH, la fonction est mieux remplie dans le BV. Elle apparaît même mieux qu'en 1984 avec un SB en très bon état (classe 5).

Le BV de la rivière Bécancour a des SB très concentrés à la normale (tableau 21). Aucun SB ne ressort en état critique ni en très bon état, et ce, pour toutes les périodes temporelles. Il y a très peu de changements entre 1984, 2011, et le scénario optimiste. Plus précisément, il y a une légère tendance à l'amélioration de 1984 à 2011 et entre 2011 et le scénario optimiste. En ce qui concerne le scénario pessimiste, près de la moitié des SB change de classe et la majorité de ces SB se dégrade.

Tableau 20 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) de rétention des sédiments en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Yamaska. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	4	5	10	3
2	30	30	22	28
3	43	42	46	45
4	28	27	26	28
5	0	1	1	1
Différence	17		33	17
% changement	16		31	16

Tableau 21 : Division des valeurs de l'indicateur de fonction (IF) de rétention des sédiments en classes selon leur période temporelle, bassin versant de la rivière Bécancour. Différence : Nombre de SB qui ont changé de classe par rapport à 2011, % changement : Proportion de SB qui ont changé de classe

Classe	IF 1984	IF 2011	IF 2050 (scénario pessimiste)	IF 2050 (scénario optimiste)
1	0	0	0	0
2	18	16	21	12
3	25	25	29	28
4	13	15	6	16
5	0	0	0	0
Différence	6		24	5
% changement	11		43	9

5.5. Intervention au niveau des microbassins

L'outil comprend l'ensemble des analyses spatiales qui ont été faites dans cette étude, ce qui a permis de cibler des secteurs prioritaires pour l'intervention. Les approches multifonction, multiéchelle et multitemporelle ont aidé à structurer l'outil et la représentation par diagramme de Kiviat a finalisé le raisonnement dans la prise de décision. Des cartes synthèses des trois fonctions écologiques et des fiches techniques pour la fonction de régulation des débits de crues sont présentées pour illustrer l'usage des outils d'analyse. Une fiche synthèse rassemble les analyses pour faire un choix pertinent afin de déterminer un secteur prioritaire.

D'abord, il est intéressant de faire une synthèse de cartographies des IF des trois fonctions écologiques étudiées. La figure 28 montre le BV de la rivière Yamaska à l'échelle des SB. On remarque que les fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments ont beaucoup plus de SB critiques ou en mauvais état alors que la fonction de régulation des débits de crues est plus nuancée. Néanmoins, la majorité des SB critiques sont les mêmes pour les trois

fonctions. Il y a une certaine cohérence de la distribution des zones en mauvais état qui sont situées principalement autour de la rivière principale, dans le centre du bassin. De plus, deux SB ont des MH qui supportent beaucoup d'habitats (vert foncé) et permettent de bien capter les sédiments, mais ne sont pas très efficaces à réguler les débits de crues.

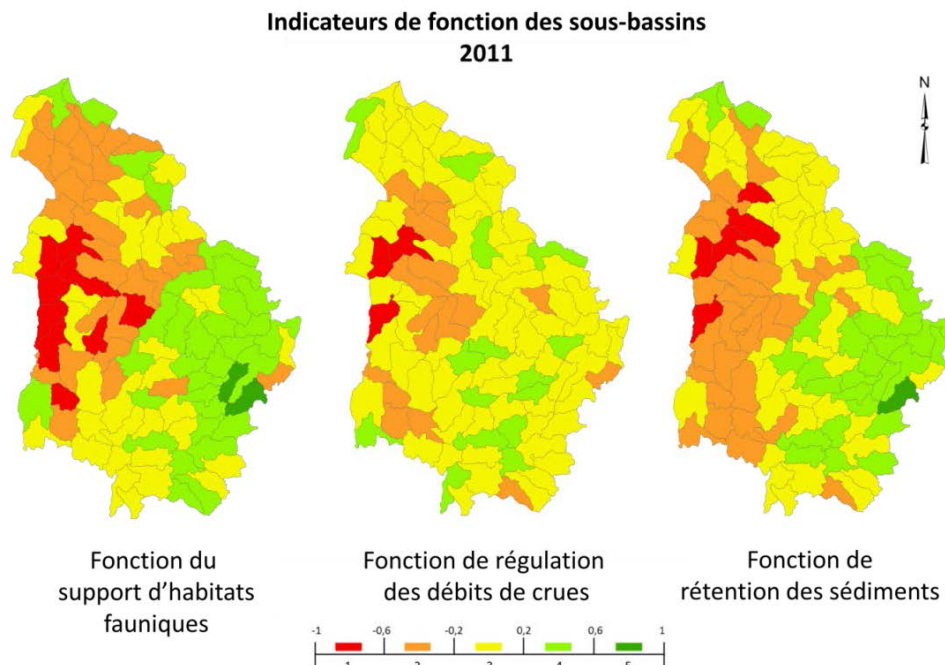


Figure 28 : Indicateur de fonction (IF) des trois fonctions du bassin versant de la rivière Yamaska, représenté à l'échelle des sous-bassins (SB) en 2011

La figure 29 montre les IF des trois fonctions du BV de la rivière Bécancour. On voit que les fonctions sont compatibles entre BV, car encore une fois les fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments montrent une information semblable. En effet, contrairement à la fonction de régulation des crues, les SB en aval (section est – à la droite de la figure) sont composés de MH qui n'offrent pas d'habitats pour la faune et ne permettent pas une bonne rétention des sédiments. Le centre du BV démontre des MH qui ont la meilleure capacité à réduire les débits lors de crues. Par contre, de manière générale, le nord de l'est du BV contient des SB ayant les MH les moins efficaces du BV.

Indicateurs de fonction des sous-bassins 2011

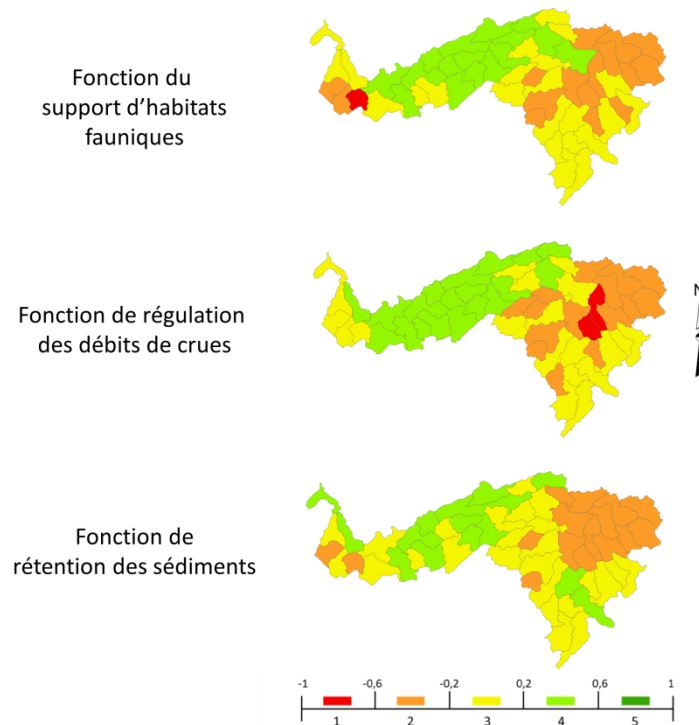


Figure 29 : Indicateur de fonction (IF) des trois fonctions du bassin versant de la rivière Bécancour, représenté à l'échelle des sous-bassins (SB) en 2011

Le tableau 22 montre les corrélations entre les fonctions écologiques, pour les deux BV. En somme, il semble que les fonctions du support d'habitats fauniques et de rétention des sédiments démontrent les mêmes tendances générales. Les deux fonctions qui ont un lien important avec le réseau hydrologique sont aussi bien corrélées entre elles (fonctions de régulation des débits de crues et de rétention des sédiments). Ce constat concorde avec ce que l'on retrouve dans les études d'Adamus *et al.* (1991) et de Cimon-Morin *et al.* (2013) : les fonctions de rétention des sédiments et de la régulation des débits de crues devraient avoir une corrélation positive (voir section 2.3.1.). Enfin, c'est la fonction du support d'habitats fauniques qui n'est pas très corrélée avec la fonction de régulation des débits de crues. Les caractéristiques des MH qui procurent de bons habitats ne sont donc pas nécessairement les mêmes qui ont servi au contrôle des inondations. Il est aussi intéressant de voir la corrélation entre la fonction de rétention des sédiments et la couverture agricole des SB. Par exemple, pour le BV de la rivière Yamaska la corrélation est de -0,65. Aussi, il semble que plus les SB étaient composés de terres agricoles, moins la fonction de rétention des sédiments était efficace. La corrélation généralement bonne entre les fonctions pourrait faciliter la prise de décision en misant sur une approche multifonction.

Tableau 22 : Corrélations entre les fonctions du support d’habitats fauniques, de la régulation des débits de crues et de rétention des sédiments à l’échelle des sous-bassins (SB) en 2011, pour les bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour

Fonctions écologiques	Yamaska Bécancour		
	Support d’habitats fauniques	Régulation des débits de crues	Rétention des sédiments
Support d’habitats fauniques		0,64 0,71	0,81 0,76
Régulation des débits de crues			0,72 0,73

5.5.1. Fiches synthèses de la fonction de régulation des débits de crues dans le bassin versant de la rivière Yamaska

Une fiche synthèse représente un exemple de trois cas réels du BV de la rivière Yamaska (figure 30). Le premier cas représente une situation où le SB remplissait bien sa fonction en 1984, mais s’est dégradé en 2011. Par la suite, si la tendance de dégradation se maintenait (scénario pessimiste), l’état continuait à se dégrader. Par contre, si la tendance s’inversait (scénario optimiste), l’état du SB retournait presque à sa situation d’origine, voire même s’améliorait un peu par rapport à 2011. Le deuxième cas représente un SB où la fonction était bien remplie en 1984, alors qu’en 2011 elle se dégradait et demeurerait plus ou moins au même état pour les deux scénarios de 2050. Enfin, le troisième cas démontre un SB qui remplissait mal sa fonction en 1984 alors que pour toutes les autres périodes, l’état s’améliorait graduellement (cas toutefois très rare qui a été choisi pour des fins d’illustration de cas variés).

Pour une perspective plus détaillée, on a pu inspecter la division en MB. Il est intéressant d’analyser cette échelle, car la distribution des valeurs est propre à ce niveau spatial (figure 30). En fait, l’effet de l’échelle démontre que certains MB pouvaient ne pas être en situation critique même s’ils se retrouvaient dans un SB classé dans une classe faible. Par exemple, le SB du premier cas montre un état moyen, mais lorsque les calculs étaient faits pour une division en MB, on retrouve des MB critiques à l’est et des MB en meilleur état à l’ouest. Ce genre de fiche aide à interpréter les résultats, car on peut voir, par exemple, que si le SB du deuxième cas est très critique, cela peut s’exprimer par le fait qu’il ne possède aucun MH. Ensuite, on voit qu’il est couvert par une grande partie de terres agricoles (87 %). Il est donc probable que d’anciens MH aient été convertis pour les besoins humains. Le troisième cas affiche un SB en bon état, il contient beaucoup de MH (9 %) et de forêts (28 %), mais aussi une grande partie de terres agricoles (46 %). Afin de poursuivre dans le processus de priorisation, le premier cas a été sélectionné pour détailler les résultats d’analyse.

Diagnostic des sous-bassins (SB) de la rivière Yamaska Indicateur de la fonction (IF) de régulation des débits de crues pour 2011

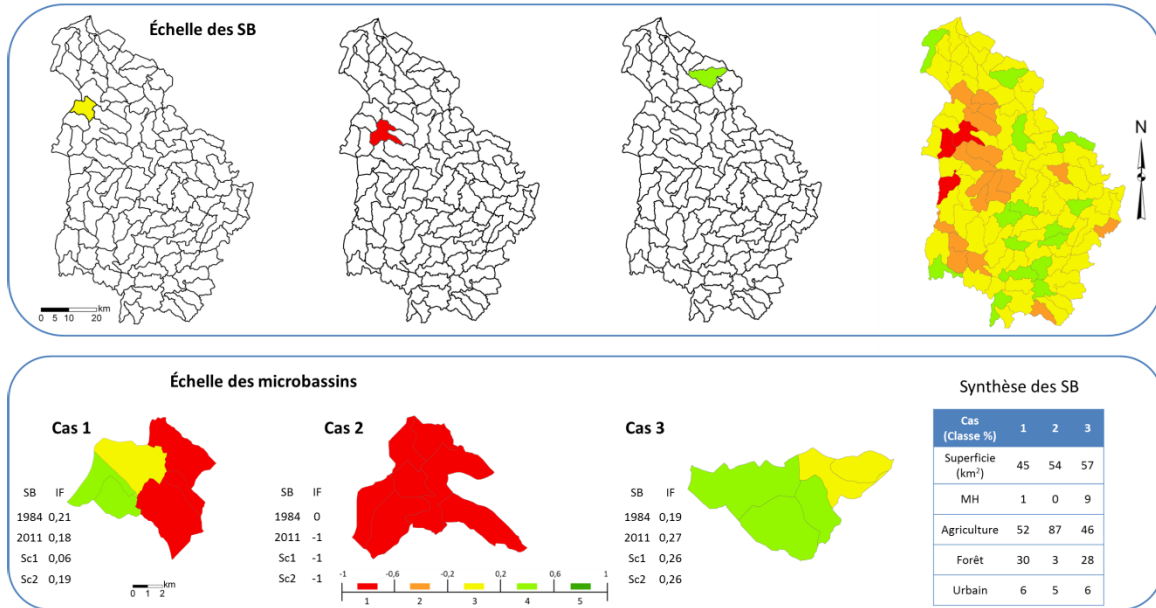


Figure 30 : Fiche synthèse de trois cas du bassin versant de la rivière Yamaska

Le diagramme de Kiviat a finalisé l'outil en détaillant le poids de chaque indicateur spatial dans la synthèse (figure 31). Si on se penche sur le premier cas sélectionné, on peut cibler un MB en particulier (à l'ouest) et analyser la variation temporelle de sa valeur d'IF. On peut aussi déterminer des aires de durabilité afin de voir quelle surface du diagramme est la plus optimale à l'aide d'un indice de forme (aire/périmètre). Ainsi, les surfaces ayant les formes les plus régulières (l'indice tend vers 1) ont un apport égal de tous les indicateurs spatiaux. On a donc déterminé des indices de 0,47, 0,41 et 0,43 pour 1984, 2011 et 2050 (optimiste), respectivement. Le scénario pessimiste n'avait pas d'indice puisque tous ses indicateurs spatiaux ont une valeur de -1. Ainsi, selon ces indices, les MH de 1984 remplissaient plus durablement leur fonction qu'en 2011. Pour le scénario optimiste, on a un faible gain d'efficacité par rapport à 2011.

En 1984, les MH remplissaient bien leur fonction de régulation des débits de crues (figure 31). L'état du MB s'est dégradé en 2011 et s'est aggravé fortement dans un scénario pessimiste. En détaillant par indicateurs spatiaux sur le diagramme de Kiviat, on peut découvrir précisément quels indicateurs varient. Par exemple, de 2011 à 2050 (scénario pessimiste), l'ensemble des indicateurs s'est réduit à un minimum près de -1. Il est donc fort probable qu'en continuant la dégradation des MH, ils finissent par disparaître de ce MB, ce qui pourrait provoquer des problèmes de protection contre les inondations. Pour ce qui est du scénario optimiste, même en misant sur la restauration, la

situation continue de se dégrader, mais à un rythme moins important que pour le scénario pessimiste. Précisément, les MH du scénario optimiste, en comparaison avec la situation historique, ont moins de couvertures forestières à leur frontière (I2), une pente semblable (I3) et offrent un meilleur service socioculturel (I5), mais pas d'un point de vue économique (Ié). Cela a démontré qu'en faisant un effort pour préserver les MH, ils peuvent continuer à bien remplir leur fonction en termes de DD.

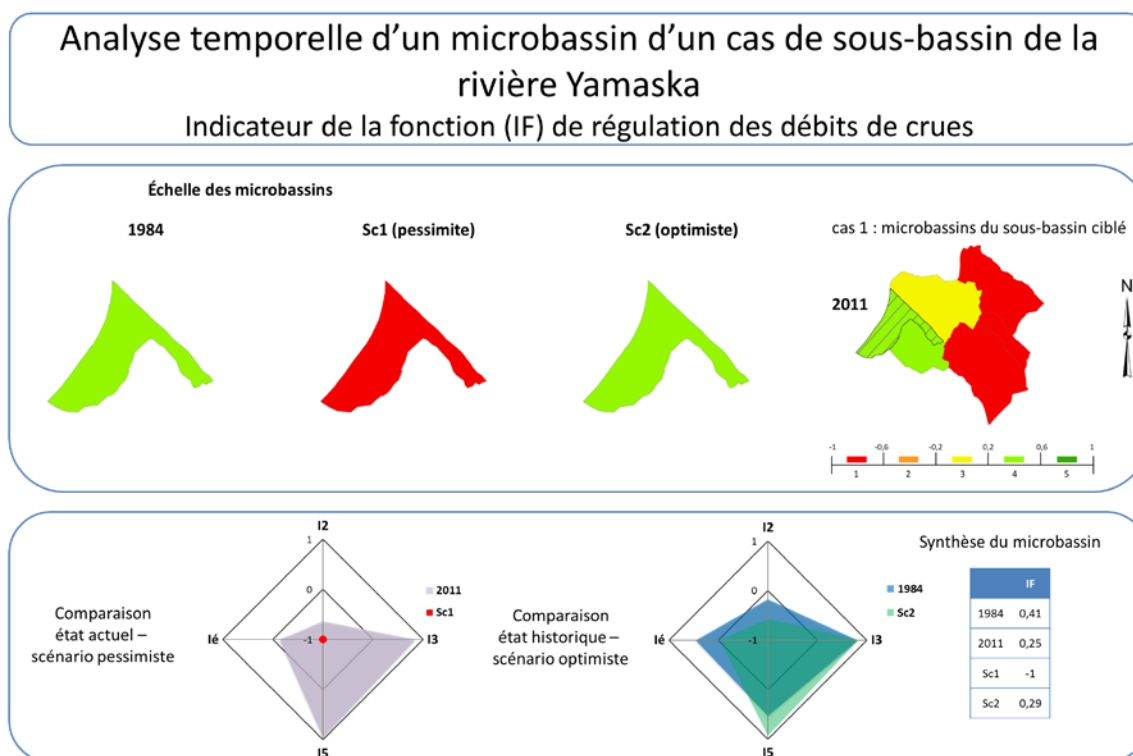


Figure 31 : Synthèse temporelle de la fonction de régulation des débits de crues pour un cas ciblé du bassin versant de la rivière Yamaska. I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

5.5.2. Fiches synthèses de la fonction de régulation des débits de crues dans le bassin versant de la rivière Bécancour

La fiche synthèse du BV de la rivière Bécancour présente trois cas de SB. De manière générale, le SB du premier cas est subdivisé en MB en bon état (figure 32). Il contient beaucoup de MH (environ 20 %), peu d'agriculture et beaucoup de forêts. Le deuxième cas est dans une situation semblable, mais avec un peu plus de MH et de terres agricoles. De plus, l'état des MH des MB en 2011 est mauvais, principalement pour ceux situés au nord du SB. Le troisième cas montre un SB qui s'améliore dans le temps, mais qui demeure tout de même en mauvais état en 2011. En effet, il contient peu de MH (2 %), mais énormément de forêts (87 %). C'est une des raisons pour laquelle

l'état s'améliore, car la simulation de 2050 augmente aussi la couverture forestière, ce qui a contribué à améliorer la désynchronisation des débits lors des crues. Le premier cas a été sélectionné comme exemple pour être détaillé.

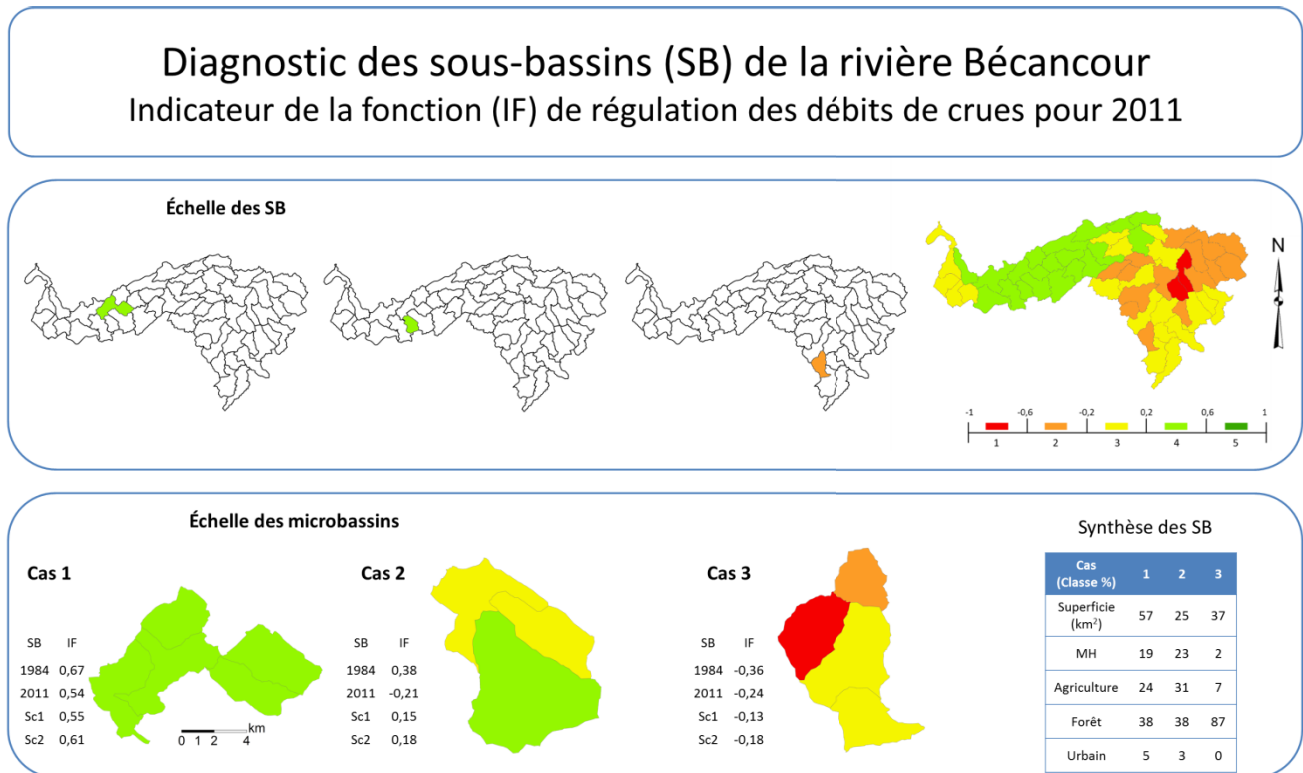


Figure 32 : Fiche synthèse de trois cas du bassin versant de la rivière Bécancour

Le diagramme de Kiviat représente le poids de chaque indicateur spatial dans la synthèse (figure 33). Pour représenter adéquatement le choix effectué, un MB a été sélectionné (MB hachuré) afin d'analyser les changements temporels. On peut déterminer des aires de durabilité avec les indices de 0,60, 0,50, 0,55 et 0,54 pour 1984, 2011 et 2050 (pessimiste et optimiste), respectivement. Les MH de 1984 remplissaient plus durablement leur fonction qu'en 2011. Pour les deux scénarios, on a eu un faible gain par rapport à 2011, mais la situation est encore loin de l'état historique.

Les MH de 1984 remplissaient très bien leur fonction de régulation des débits de crues (figure 33). L'état du MB s'aggrave en 2011 pour revenir à un état un peu plus efficace en 2050. On s'est ensuite appuyé sur la représentation des indicateurs spatiaux sur le diagramme de Kiviat pour observer les surfaces de durabilité qui varient. Par exemple, entre 2011 et le scénario pessimiste, seul I5 a augmenté. Il se peut qu'en ayant un développement urbain en 2050, les MH soient plus efficaces à protéger contre les inondations. En ce qui concerne le scénario optimiste, la surface est

très semblable à celle de 1984. Historiquement, les MH assuraient mieux la protection contre les inondations qu'en 2050.

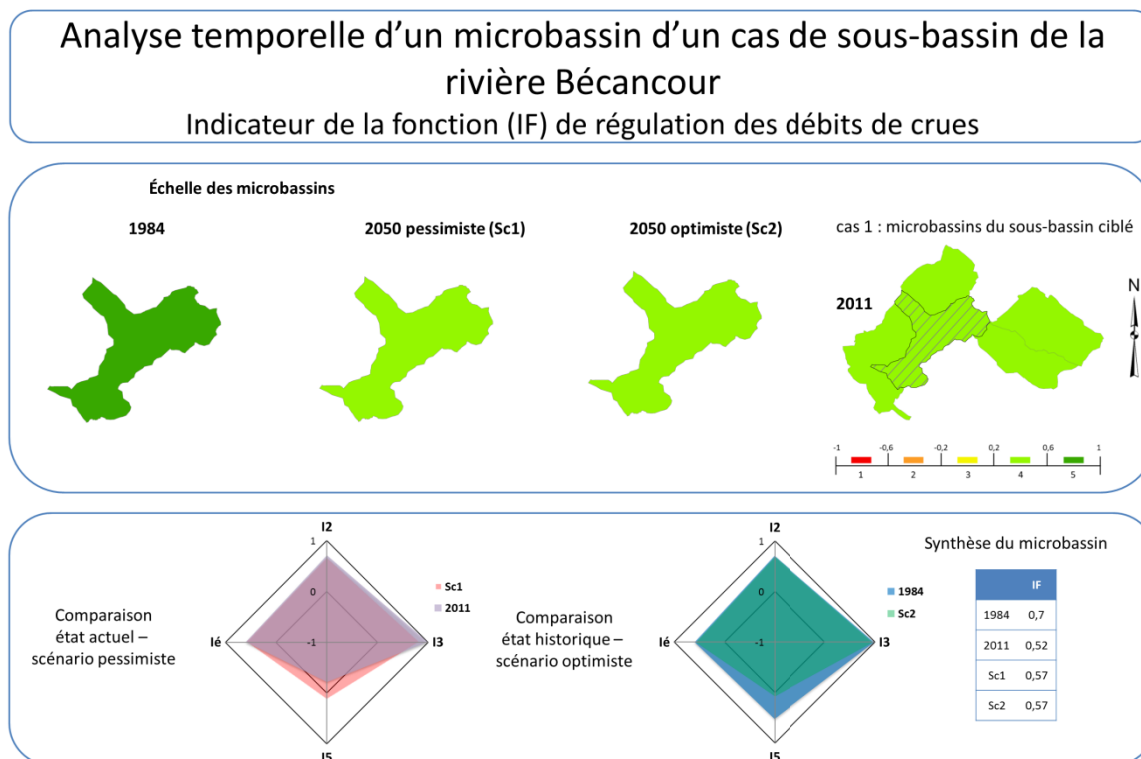


Figure 33 : Synthèse temporelle de la fonction de régulation des débits de crues pour un cas ciblé du bassin versant de la rivière Bécancour. I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

6. Discussion

Les analyses effectuées dans le cadre de ce projet ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances qui s'intègrent dans le domaine de l'écologie du paysage. En effet, la cartographie des indicateurs spatiaux a permis d'évaluer et de quantifier trois fonctions écologiques des MH. Ces mesures s'adaptent aussi dans le temps, ce qui a permis d'analyser l'évolution de l'état des MH. L'étude fonctionnelle des MH dans le domaine spatial est donc un atout de poids pour la gestion territoriale permettant de faire des diagnostics et de guider les interventions pertinentes basées sur l'état actuel, passé et même prédictif selon des scénarios réalistes.

6.1. Gestion de l'intervention

Le but du projet était de créer un outil qui aidera les décideurs dans l'intervention en utilisant le BV comme cadre d'analyse, ayant une décomposition régionale (SB) et locale (MB). Au niveau de la gestion des MH, des guides et des lignes directrices peuvent être émis afin de simplifier l'interprétation des résultats.

6.1.1. Intervention liée aux milieux humides

L'ensemble des BV des BTSL regroupe des problématiques similaires où l'expansion urbaine et la grande quantité de terres agricoles causent beaucoup de problèmes liés à l'eau. La conversion des terres a pour conséquence une perte de MH, ce qui contribue à la dégradation des habitats fauniques. Ces perturbations qui affectent les fonctions écologiques procurées par les MH doivent être prises en compte lors de l'élaboration d'un outil guidant l'intervention. Guider l'intervention sur des principes de DD permettra d'éviter les erreurs du passé en s'appuyant sur le maintien, voire l'amélioration, des fonctions écologiques. L'approche multifonction permet de quantifier les fonctions écologiques significatives tout en les confrontant. En effet, avec la méthode que nous proposons, il est possible de voir quelle fonction spécifique n'est pas remplie, de savoir où ces déficits ont lieu et d'intervenir précisément pour la conserver ou la restaurer (Zedler, 2000). La série temporelle amène un autre aspect pour déterminer quel type d'intervention est nécessaire à appliquer pour que la fonction soit remplie uniformément sur le territoire. Ensuite, la représentation par diagramme de Kiviat met en perspective plusieurs scénarios, ce qui permet de voir l'effet qu'aura un scénario sur la capacité des

MH à remplir leur fonction écologique. Cela permet de transmettre plus facilement les impacts prévisibles sur les MH suite aux décisions prises à propos d'un réaménagement du territoire

L'information provenant des cartes doit être interprétée avec attention. Par exemple, un MB en situation critique indique deux possibilités. D'une part, il se peut qu'il ne contienne pas de MH, car c'est son état naturel ou encore que son état a été dégradé à travers le temps. D'autre part, il est possible que les MH ne soient pas du tout efficaces à remplir leur fonction. De là l'importance à faire les analyses multitemporelles. Dans le cas où la fonction se dégrade de 1984 à 2011, il est possible qu'elle poursuive sa dégradation pour le scénario pessimiste, mais qu'en restaurant des MH, la fonction revienne à son état d'origine (1984). Dans ce cas, il est recommandé, pour les gestionnaires, d'effectuer les restaurations nécessaires afin d'optimiser la fonction. Si la fonction se dégrade aussi pour le scénario optimiste, il ne serait peut-être pas pertinent de mettre des efforts de restauration sur un tel endroit qui aurait franchi son seuil écologique. Cet outil peut donc permettre de supporter les choix de réaménagement du territoire.

Il y a plusieurs cas spécifiques suite à l'analyse multitemporelle. Par exemple, il est possible que, dans un scénario optimiste, la fonction demeure stable par rapport à 2011. Il serait alors recommandé d'opter pour la conservation de certains MH afin qu'il n'y ait pas de perte nette. Il est d'ailleurs très intéressant de comparer les deux scénarios de 2050 entre eux, car il s'agit de deux situations probables qui peuvent survenir si on continue à convertir les MH ou si on opte pour une restauration massive. Dans le cas où les MH ne remplissent pas bien leur fonction de régulation des débits de crues dans un MB, on sait si le MB était en meilleur état avant et s'il continuera de se dégrader si aucune action n'est entreprise. Ensuite, les intervenants du territoire, connaissant la zone, peuvent s'aider de l'outil pour voir quels indicateurs spatiaux sont faibles et ainsi déterminer quel type d'aménagement il est possible de faire. S'il y a très peu de zones végétales autour des MH, il serait possible de faire un reboisement dans une zone tampon autour des MH, ce qui alimenterait la fonction écologique (Tiner, 2004). Par contre, si les MH ne remplissent pas bien leur fonction d'un point de vue écologique, mais que le service s'améliore dans le temps pour les indicateurs économique et social, il sera très difficile de convaincre les gestionnaires territoriaux qu'un aménagement écologique s'impose. De même, il est possible que les trois fonctions écologiques divergent dans leur MB ou SB. Dans ce cas particulier, mettre les efforts sur un élément pour

restaurer une fonction peut en contrepartie nuire à une autre fonction écologique. C'est au soin des planificateurs d'optimiser les effets des actions prises.

6.1.2. Apports scientifiques

L'objectif de notre projet était de développer un outil d'aide à la décision pour cibler des secteurs problématiques où les fonctions écologiques des MH ne sont pas bien remplies. La méthode présentée et les résultats étudiés démontrent que les analyses spatiales alimentent l'outil pour guider le diagnostic et cibler plus précisément l'intervention. De nombreux défis méthodologiques ont été relevés. D'abord, très peu d'études établissent le lien entre les caractéristiques fonctionnelles des MH et leur domaine spatial. Ensuite, plusieurs contraintes rencontrées lors du développement de la méthode ont été réglées de manière adaptative pour procurer des solutions innovantes, bien ciblées pour la gestion territoriale. C'est le cas notamment du choix des unités spatiales pertinentes pour le diagnostic et l'intervention et pour la mise en place de procédures rigoureuse de sélection d'indicateurs spatiaux. Un autre défi à relever concernait l'intégration de trois types d'indicateurs spatiaux provenant du DD. De plus, le besoin en cartes de différents horizons temporels a nécessité le développement de cartes prédictives réalistes ayant la capacité d'être utilisées par les mêmes méthodes que la cartographie de 2011. Enfin, ces résultats n'auraient pu être simplifiés pour la compréhension des intervenants sans l'apport important de la représentation graphique par le diagramme de Kiviat.

Caractérisation fonctionnelle des milieux humides

La méthode développée est innovante en soi par sa contribution à l'évaluation fonctionnelle des MH. En effet, intégrer des mesures indirectes du domaine spatial améliore grandement les techniques d'évaluation des fonctions écologiques en étant plus objectif, rigoureux et rapide. Cette méthode peut se comparer aux techniques d'évaluation rapide comme celle utilisée par Kotze *et al.* (2008) du *Wetland Management Series* qui évalue les services écologiques. Ils ont utilisé des indicateurs sur le terrain pour évaluer des types de MH en particulier. Dans la même série, Macfarlane *et al.* (2008) ont étudié les pressions subies par l'hydrologie, la géomorphologie et la végétation des MH dans le but d'évaluer l'intégrité du milieu. En intégrant le domaine spatial comme dans notre étude, l'évaluation s'effectuerait beaucoup plus rapidement.

Conception des unités spatiales pour la représentation cartographique

La division du territoire pour la cartographie des indicateurs spatiaux a fait l'objet d'une réflexion quant à la méthode à utiliser. Le choix des unités spatiales est primordial dans de nombreuses études de développement d'outils, telles que l'étude de Chan *et al.* (2006). Par contre, aucune donnée reconnue n'existe sur l'influence spatiale des fonctions écologiques. Néanmoins, le fait que plusieurs fonctions soient fortement dépendantes du régime hydrique a fait porter le choix sur une division basée sur des unités définies selon des principes hydrologiques, ce qui représente un degré de confiance scientifique important. Cependant, comme la fonction du support d'habitats fauniques est plus indépendante hydrologiquement que les deux autres fonctions, une segmentation écologique du territoire a fait partie des critères de développement des unités spatiales. Une solution plus complexe aurait été de générer une nouvelle échelle pour cette fonction écologique spécifique en se basant, par exemple, sur des critères d'homogénéité paysagère. Les unités spatiales ont été conçues afin d'avoir une régularité au niveau des divisions du BV, ce qui en fait des échelles complémentaires. L'approche multiéchelle fait donc partie des forces de la méthode d'évaluation qui se rapproche un peu plus du niveau des décideurs, notamment aux échelles stratégique (SB - lié au diagnostic) et tactique (MB - lié à l'intervention).

Analyse de sensibilité pour la sélection des indicateurs spatiaux

Les indicateurs spatiaux ne peuvent pas représenter toutes les terres adjacentes qui ont un effet sur la capacité fonctionnelle d'un MH. Néanmoins, il est possible d'utiliser beaucoup d'indices et d'indicateurs spatiaux et de réduire leur nombre sans toutefois perdre de l'information grâce à l'AS. L'AS a appuyé le choix final des indices et indicateurs spatiaux en conservant seulement les plus explicatifs. D'abord, l'IS s'est révélé être bien adapté pour restreindre le nombre d'indices spatiaux déclinés des indicateurs spatiaux en sélectionnant ceux qui étaient les plus sensibles. Ensuite, l'analyse des corrélations interindicateurs et entre les indicateurs et l'IF a aidé à cibler les indicateurs plus faibles qui étaient soit corrélés entre eux, soit faiblement corrélés avec l'IF. Cette étape a permis d'aider à éliminer un certain nombre d'indicateurs dans la dernière étape. Enfin, l'utilisation d'une AOCP a permis d'éliminer le facteur subjectif dans le choix des indicateurs spatiaux, car l'analyse avait comme finalité de conserver les indicateurs orthogonaux requis pour créer un nouvel IF. De plus, les analyses spatiales basées sur des indicateurs spatiaux conçus à partir de la littérature démontrent qu'ils sont suffisamment robustes pour traiter les données vectorielles et

les données issues des formats matriciel et orienté-objet. La réduction à un nombre d'indicateurs puissants est essentielle pour la reproduction rapide de la cartographie des fonctions écologiques.

Indicateurs spatiaux du développement durable

L'utilisation d'indicateurs spatiaux représentatifs du DD est une nouveauté très intéressante pour les intervenants du territoire. En effet, la plupart des études explorent chacun de ces aspects de manière indépendante. Par exemple, Uuemaa *et al.* (2009) mettent très bien en relation les aspects écologiques et sociaux des MH. Ils s'appuient d'ailleurs sur une technique semblable à celle souvent utilisée par les économistes : l'évaluation par sondages. Il y a cependant peu d'études sur les services sociaux des MH, mais il y a plusieurs évaluations économiques. Par exemple, le service de contrôle des inondations peut être évalué selon son rôle à limiter les dommages lors de catastrophes naturelles (Highfield et Brody, 2006). Il est à noter que plusieurs auteurs se servent des variables économiques pour en tirer des références sociales (Ambastha *et al.*, 2007). Or, notre procédure de sélection d'indicateurs spatiaux procure une base solide pour évaluer trois fonctions écologiques des MH, car les trois types d'indicateur du DD y sont représentés.

Approche multitemporelle

Dans la gestion territoriale, connaître l'évolution de son territoire est un avantage considérable pour planifier ses actions. C'est pourquoi la simulation et la scénarisation sont des étapes très importantes dans l'approche multitemporelle. La cartographie de l'occupation future du territoire en 2050 permet de prévoir les impacts sur les écosystèmes dans un écart temporel suffisamment grand pour y associer l'effet des CC. Parallèlement, la scénarisation a permis de créer des scénarios réalistes lors de la simulation cartographique, en particulier pour les MH.

La cartographie des indicateurs spatiaux a dû être adaptée à divers horizons temporels. Par exemple, pour permettre la comparaison intertemporelle, les indicateurs spatiaux de 1984 et de 2050 ont dû être normalisés selon les seuils fixés en 2011 puisque c'était notre année de référence. Afin de rendre compatibles les indicateurs spatiaux, certaines données ont été adaptées pour uniformiser la méthode de cartographie. Cela a permis de pouvoir mettre en relation une même zone à travers le temps en plus de pouvoir utiliser les valeurs dans une représentation graphique.

Représentation graphique du diagramme de Kiviat

Les nombreuses analyses spatiales rendent très complexe l'interprétation des résultats. La méthode proposée pour faciliter la compréhension des résultats était d'utiliser une représentation graphique des indicateurs spatiaux, telle que celle de Kiviat. La représentation des indicateurs spatiaux, qui a permis de mettre en relation différents indicateurs d'une même zone, est une nouveauté dans le domaine spatial. C'est un apport important pour l'utilisation d'indicateurs du DD afin de comparer divers scénarios temporels.

La méthode proposée pour développer cet outil a été alimentée par de nombreux apports scientifiques permettant d'innover dans l'écologie du paysage. Particulièrement, en ce qui concerne la méthodologie et la représentation des résultats. En effet, la production de fiche synthèse pour généraliser les résultats puis développer un niveau de détail précis alimente le cheminement dans la prise de décision. Le diagramme de Kiviat finalise l'outil en ayant la capacité de représenter graphiquement les valeurs normalisées d'une zone en particulier tout en permettant la comparaison temporelle.

6.2. Limites méthodologiques et d'application

La méthode proposée est robuste, mais comporte quelques limites au niveau d'étapes spécifiques et lors de son application à des situations particulières. Notamment, pour que la méthode puisse être appliquée uniformément, il faut compter sur des données conformes aux indicateurs spatiaux utilisés. Par exemple, l'indicateur économique, dû à sa faiblesse de représentation, peut complexifier l'interprétation des résultats. Enfin, les méthodes de l'AS, de généralisation et de classification des valeurs d'indicateurs spatiaux n'ont pas été éprouvées dans des contextes diversifiés.

Imprécision des données utilisées

Les indicateurs spatiaux sont très sensibles aux données utilisées, car ils mesurent les MH ou leur environnement immédiat. Par exemple, certains résultats démontraient que la perte de MH entre 1984 et 2011 n'était pas uniforme sur le territoire. De manière générale, la majorité des MH présents en 2011 étaient aussi présents en 1984, à part quelques-uns qui ont été créés de façon artificielle. De plus, il est possible de retrouver un nombre plus élevé de MH en 2011, car les grands MH historiques (1984) ont été segmentés en plusieurs parties. Aussi, puisque l'UCM est de 0,3 ha pour les données de 2011 et de 1 ha en 1984, cet élément a le potentiel d'omettre les petits MH en 1984

(entre 0,3 et 1 ha). Pour remédier à ce problème, tous les MH de 2011 (sauf ceux créés artificiellement) qui étaient inexistantes dans les données de 1984 ont été ajoutés pour éviter les anomalies d'interprétation.

Analyse de sensibilité sur un seul bassin versant (Yamaska)

Les indicateurs spatiaux ont d'abord été sélectionnés à partir d'une AS pour le BV de la rivière Yamaska et ont ensuite été utilisés pour le BV de la rivière Bécancour. Il serait donc possible que la sélection ait été différente si l'AS s'était d'abord effectuée pour le BV de la rivière Bécancour. Les indicateurs spatiaux sont évidemment sensibles aux éléments sur le territoire. Par conséquent, les intercorrélations pourraient être différentes, mais il est peu probable qu'il y ait une différence significative puisque les indicateurs spatiaux mesurent une relation entre des éléments qui agissent semblablement d'un BV à l'autre. En effet, les BV font partie tous les deux de la même province naturelle (BTSL).

Limites des indicateurs de type écologique

Les types d'indicateur spatial représentent une limite importante pour le choix d'indicateurs spatiaux. Bien que les indicateurs du type écologique soient souvent utilisés dans des études scientifiques, ils ont quelques limites d'application. D'abord, la fonction du support d'habitats fauniques montre plusieurs limites associées à ses indicateurs spatiaux. Par exemple, pour l'indicateur de connectivité, on constate que l'usage de la distance euclidienne pour mesurer la distance entre MH n'était peut-être pas la mieux adaptée en écologie, particulièrement dans des bassins irréguliers, sauf pour l'avifaune. Une possibilité serait d'utiliser des sous-indicateurs par espèces et de moduler la mesure de distance, par exemple, par déplacement terrestre ou par le plus court chemin. Par contre, on peut limiter ce problème en considérant une taille moyenne de parcelle (MH) très petite et une étendue d'analyse (bassin) plus grande. Ensuite, la fonction de régulation des débits de crues était plus efficace lorsque la pente des MH est faible. Cet indicateur spatial est très important, mais demeure relativement invariable dans le temps. Néanmoins, le nombre et la disposition des MH changeaient, ce qui faisait bien sûr varier l'indicateur spatial. Enfin, pour la fonction de rétention des sédiments, un des indicateurs spatiaux était exprimé par l'indice de Moran, qui évalue la dispersion des parcelles, et comprend plusieurs limites. Premièrement, le calcul se fait par rapport aux centres des polygones de MH, ce qui peut amener des imprécisions. Par exemple, l'indice fonctionne moins bien pour les grands MH, car leur centre est très éloigné d'un voisin

probable, alors qu'ils pourraient former un complexe avec d'autres MH. Deuxièmement, le modèle requiert au minimum trois MH par bassin, ce qui fait en sorte qu'il y a beaucoup de MB qui ont un état critique, car ils possèdent moins de trois MH. Toutes les fonctions ont des limites au niveau des indicateurs spatiaux, mais elles ne sont pas significatives au point de modifier leur interprétation.

Limites des indicateurs des types socioculturel et économique

Il est plus aisé d'utiliser des indicateurs du type écologique, car ils sont largement étudiés alors que ce n'est pas le cas pour les indicateurs des types socioculturel et économique. En effet, il est très difficile de trouver des indicateurs socioculturels. En fait, il s'agit souvent d'indicateurs écologiques adoptés dans une perspective sociale et dans cette étude, ils ne mesuraient pas exactement la fonction, mais bien le service qui en découlait.

Pour l'évaluation économique, on a utilisé le transfert de valeur, qui se fait par la méta-analyse. Cette technique implique plusieurs difficultés pour l'évaluation des MH, car les valeurs attribuées aux BV proviennent d'articles scientifiques. Elle est basée sur une formule comprenant un ensemble de variables, dont plusieurs ne sont pas significatives. Les variables géomatiques ont permis l'harmonisation des valeurs économiques sur le territoire des sites d'étude. Par contre, certaines hypothèses ont dû être posées. Par exemple, les mesures spatiales prises autour des MH étudiés dans les articles scientifiques sélectionnés ont été effectuées dans un rayon de 10 km². Lorsque les mesures ont été faites directement sur les MH du projet (les deux BV), elles ont été effectuées à l'intérieur des zones de SB (50 km²) et de MB (10 km²). L'unité spatiale est un peu différente, mais on a supposé qu'il y avait peu de changement au niveau des coefficients statistiques. Une autre limite à l'indicateur économique représente la variable de la proximité de zones urbaines du MH. Plus le MH est proche d'une zone urbaine, plus sa valeur sera élevée, alors que c'est plutôt l'inverse pour son état écologique puisque le MH subit plus de pression. Néanmoins, le service n'existera pas si aucun humain n'en bénéficie et le faible coefficient explicatif de cette variable démontre qu'il a eu peu d'impact dans l'évaluation. Parfois, l'effet de rareté intervient dans l'interprétation, ce qui contribue à être prudent lors de l'utilisation de l'indicateur économique. En effet, moins il y a de MH, plus ils auront une valeur économique moyenne à l'ha élevée. Cet effet est minimisé par l'introduction d'un facteur de la taille totale des MH. Finalement, le fait d'étudier plus d'indicateurs du type écologique permettait en quelque sorte de minimiser la faiblesse des autres types

d'indicateurs. Un autre compromis envisagé aurait été d'intégrer une pondération plus faible aux indicateurs des types socioculturel et économique.

Généralisation des valeurs d'indicateurs pour chaque échelle spatiale

La généralisation des valeurs des indicateurs spatiaux au niveau des bassins complexifie la comparaison relative. Chaque MH d'un MB avait une valeur d'indicateur spatial et pour généraliser à ce MB, on devait faire une somme ou une moyenne de la valeur d'indicateur de tous les MH compris dans ce MB. Par contre, cela pouvait générer des confusions lorsqu'il y avait beaucoup de MH. Par exemple, pour un indicateur de pression anthropique, même s'il y avait peu de pression, la somme pouvait être élevée si le MB détenait plusieurs MH faiblement perturbés. Il était donc probable que ce MB ait un mauvais état attribué. Néanmoins, ce choix est le meilleur compromis pour ne pas que l'interprétation soit encore plus complexe.

Nomenclature de classification des MH

Une des hypothèses majeures du projet concerne l'utilisation de l'ensemble des classes de MH dans les analyses. La cartographie des MH est composée de sept classes qui interagissent différemment selon la fonction considérée. Elles ont toutes été regroupées pour les analyses afin de simplifier la conception des indicateurs spatiaux. Néanmoins, certains indicateurs ciblent une classe en particulier. Par exemple, l'indice de forme pour la fonction de rétention des sédiments a une valeur élevée pour les marécages et l'eau peu profonde, car ce sont habituellement des milieux allongés. La problématique est donc très importante lors de la présélection des indicateurs spatiaux.

Les limites méthodologiques touchent principalement la précision des données et la construction des indicateurs spatiaux alors qu'en appliquant la méthode, on a détecté quelques faiblesses, dont la mesure limitée des indicateurs et la généralisation de leurs valeurs. Des éléments méthodologiques ont été intégrés pour minimiser les impacts de ces limites afin d'obtenir des résultats fiables.

6.3. Perspectives

Le projet apporte de nombreux éléments scientifiques innovants qui pourront certainement être réutilisés dans d'autres projets de gestion sur les MH. Ce projet ouvre donc des portes pour des développements techniques, sur les approches assistées de la gestion du territoire, pour concrétiser les méthodes de mise en application du DD et pour une démarche adaptée aux BTSL.

Le développement d'un outil graphique pour la représentation des résultats est très prisé par les intervenants et pourra être utilisé dans une foule d'applications pour prendre des décisions éclairées. Certains organismes pourront s'aider de l'outil dans des études connexes pour intervenir directement sur le territoire. Par exemple, Nature-Action Québec a comme projet de rétablir la connectivité entre habitats fauniques de La Vallée-du-Richelieu et de miser sur leur conservation dans La Haute-Yamaska d'ici 2050 (CRÉ Montérégie Est, 2012). En se servant de notre outil, ils pourraient déterminer les endroits où il serait le plus bénéfique de mettre les efforts, d'autant plus que le suivi du projet s'établit sur un même horizon temporel. De plus, certains intervenants du territoire étudient plus précisément les provinces naturelles. Il serait donc intéressant de séparer les unités spatiales pour les analyser distinctement afin de comparer relativement les zones selon leur province naturelle (BTSL et Appalaches). Enfin, chaque organisme ou même municipalité peut modifier le poids des indicateurs spatiaux selon leur contexte et utiliser cet outil.

La gestion durable passe inévitablement par des compromis entre les trois volets du DD. Intégrer les trois types d'indicateur spatial dans l'outil d'aide à la décision permet de prendre une décision durable. En fait, l'IF représenté par un diagramme de Kiviat donne une aire de durabilité qu'il est possible d'analyser pour obtenir le meilleur cas possible. Par exemple, il est possible de faire varier certains indicateurs spatiaux jusqu'à ce que l'on obtienne une aire désirée, ce qui contribue à faire un choix sur l'intervention nécessaire. En plus, un tel diagramme peut même renseigner sur des causes probables de la dégradation d'une fonction. Par exemple, en considérant des indicateurs de pressions anthropiques.

Un des éléments critiqués du DD est l'aspect économique par transfert de valeurs. Il existe pourtant beaucoup de méthodes d'évaluation économique pouvant mesurer les valeurs des MH. Par exemple, une alternative d'évaluation serait d'utiliser le coût de remplacement. Dans des endroits où de fortes inondations apparaissent, le service qui prévient les débordements est essentiel à la société. Si un MH remplit très bien son rôle de protection contre les inondations, combien coûtera-t-il de le remplacer par un aménagement qui contrôle le niveau de l'eau ? Aussi, pour filtrer l'eau, des variables comme la proximité du MH et des cours d'eau, la taille du MH et des informations démographiques seraient utiles pour évaluer le coût de remplacement par une usine de filtration. D'ailleurs, une étude d'évaluation économique sur les MH du Québec a été effectuée en parallèle à

ce projet. Les résultats démontrent que les citoyens habitant à proximité d'un MH portaient une plus grande importance à la fonction de régulation des débits de crues. C'est donc que cette fonction offre un service apprécié des gens vivant à proximité des MH. De plus, la majorité des Québécois croient que les MH fournissent des services utiles (He *et al.*, 2013a). Ces pistes démontrent qu'il existe des alternatives à l'évaluation économique par transfert de valeurs.

Il est aussi possible d'associer une seule valeur par fonction pour un BV. Malgré qu'une analyse de 2 ou 3 BV n'offre pas assez de variabilité pour faire une normalisation approfondie, il est néanmoins possible de faire une normalisation si un plus grand nombre de BV sont étudiés. Pour vérifier cette dernière affirmation, il faudrait, dans une prochaine étape majeure du projet, appliquer cette méthode à d'autres BV des BTSL, ce qui permettrait d'avoir une distribution de valeurs. La normalisation des BV classerait les bassins où les MH remplissent mal ou bien leur fonction selon tous les BV des BTSL. Les intervenants semblaient d'ailleurs très intéressés d'une telle perspective, car cela situerait leur zone d'influence sur une échelle ordinale par rapport à toutes les régions des BTSL.

7. Conclusion

Les problématiques associées aux BV des rivières Yamaska et Bécancour sont nombreuses et ces territoires sont très grands, ce qui rend difficile l'analyse sur le terrain. Le besoin d'un outil géomatique est donc primordial, en particulier dans le cadre d'une approche par BV, car il permet d'aborder le problème avec une vue globale et il est prouvé qu'une telle approche est plus efficace pour traiter les fonctions écologiques (Richardson *et al.*, 2011). La méthode proposée dans ce projet pour évaluer trois fonctions écologiques des MH répond à l'ensemble de nos objectifs initiaux.

D'abord, les indicateurs spatiaux, et leurs indices spatiaux associés, ont été conçus pour mesurer les caractéristiques spatiales des fonctions écologiques. Ces indicateurs spatiaux ont été décomposés en trois types selon les perspectives du DD (écologique, socioculturel et économique) afin d'intégrer une relativité spatiale du DD dans la prise de décision. La conception de ces indicateurs spatiaux forme une base sur laquelle d'autres études pourront s'appuyer et améliorer certains aspects notamment en ce qui a trait à l'harmonisation du type d'indicateur économique.

Ensuite, les seuils et limites des indicateurs spatiaux ont pu être établis par une méthode statistique divisant les valeurs en cinq groupes, ce qui facilite la comparaison relative. L'établissement de seuils écologiques étant très difficile, cette méthode a permis, une fois les indicateurs normalisés, d'avoir un ordre de grandeur par rapport à l'efficacité des MH à remplir leur fonction écologique. L'intégration d'une AS dans la sélection des indicateurs spatiaux a défendu plus solidement les indicateurs choisis pour représenter l'IF. Ces indicateurs spatiaux pourront être réutilisés dans d'autres études évaluant les mêmes fonctions écologiques puisqu'ils ont été éprouvés par notre méthode.

Aussi, la cartographie des indicateurs spatiaux a permis de représenter les trois fonctions écologiques ciblées, en deux niveaux spatiaux. Ainsi, le niveau stratégique permettait de faire un diagnostic rapide du territoire alors que le niveau tactique a déterminé une échelle plus fine pour l'intervention. Ces deux niveaux spatiaux ont pu être construits en se basant sur les unités spatiales développées par l'INRS ETE, ce qui en fait des échelles crédibles en leur assurant un calage hydrologique. Ces unités spatiales pourraient être construites pour l'ensemble des BV des BTSL, ce qui permettrait d'avoir une division uniforme pour traiter de ces trois fonctions écologiques des MH.

Également, en intégrant une simulation cartographique temporelle dans les analyses, l'outil s'est doté d'une stratégie basée sur un bilan historique, actuel et prédictif. Prévoir les changements d'occupation du territoire est très intéressant pour les intervenants, d'autant plus que l'évaluation des fonctions écologiques des MH s'est aussi effectuée à ces périodes temporelles. De ce fait, selon le scénario prédictif pris en compte, on pouvait voir comment l'état des MH évoluait.

Enfin, la synthèse obtenue (IF) par la combinaison des indicateurs spatiaux a permis d'évaluer l'état des fonctions écologiques des MH. La création de fiches synthèses a démontré qu'en s'appuyant sur un bilan historique, actuel et prédictif, l'outil a permis de mieux cibler l'intervention. En fait, ces fiches permettaient de structurer l'ensemble des analyses dans un outil afin de cibler un secteur problématique au niveau stratégique et de détailler les résultats au niveau tactique en déterminant des zones nécessitant une intervention. Par contre, comme les indicateurs spatiaux ont été conçus pour être interprétés à ces échelles spatiales, il est très difficile de valider les résultats. De plus, un tel outil sera une avenue intéressante pour l'évaluation d'autres milieux naturels, tels que les forêts.

De façon générale, on peut conclure qu'avec la série temporelle, la dégradation se fait plus rapidement que l'amélioration, et ce, malgré un scénario optimiste. Ce qui implique qu'en restaurant des MH, si l'occupation du territoire continue d'évoluer comme elle l'a fait depuis 27 ans, les trois fonctions écologiques ne s'amélioreront pas pour les 38 prochaines années. Il faut espérer que ces fonctions demeurent au moins constantes en misant sur la conservation et la restauration des MH qui sont actuellement en état critique. L'outil permet donc d'offrir des recommandations aux intervenants en simplifiant les phénomènes complexes. Finalement, cet outil d'aide à la décision propose de nouvelles approches par lesquelles un organisme peut apprécier la valeur des MH et leurs fonctions et adapter leur stratégie de conservation à l'échelle du territoire.

8. Références

- Abbruzzese, B. and Leibowitz, S.G. (1997) Environmental Auditing : A Synoptic Approach for Assessing Cumulative Impacts to Wetlands. *Environmental management*, vol. 21, n° 3, p. 457-475.
- Adamus, P.R., Stockwell, L.T., Clairain, E.J., Morrow, J.M.E., Rozas, L.P. and Smith, R.D. (1991) Volume 1: Literature Review and Evaluation Rationale. *Wetland Evaluation Technique (WET)*, 297 p.
- Alard, D., Bourcier, A., Bureau, F., Levebvre, D., Mesnage, V. et Poudevigne, I. (2002) *Zones humides de la basse vallée de la seine*. France, 36 p.
- Alessa, L.N., Kliskey, A.A. and Brown, G. (2008) Social-ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social-ecological space. *Landscape and Urban Planning*, vol. 85, n° 1, p. 27-39.
- Ambastha, K., Hussain, S.A. and Badola, R. (2007) Social and economic considerations in conserving wetlands of indo-gangetic plains: A case study of Kabartal wetland, India. *Environmentalist*, vol. 27, n° 2, p. 261-273.
- Beaulieu, J., Daigle, F., Gervais, F., Murray, S. et Villeneuve, C. (2010) *Cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la communauté métropolitaine de Montréal*. Canards Illimités - Québec et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 60 p.
- Beaulieu, J., Gervais, F., Villeneuve, C. et Falardeau, I. (2009) *Rapport méthodologique sur la cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la MRC de L'Assomption*. Québec, 39 p.
- Bernier, A. (2012) *Réseaux écologiques à l'échelle d'un bassin versant: Analyse comparative d'approches conceptuelles*. Mémoire, Université de Sherbrooke, Département de Géomatique appliquée, Sherbrooke, 125 p.
- Bertrand, N. (2007) *Importance et caractéristiques des milieux forestiers riverains et humides au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 53 p.
- Bingham, G., Bishop, R., Brody, M., Bromley, D., Clark, E., Cooper, W., Costanza, R., Hale, T., Heyden, G., Kellert, S., Norgaard, R., Norton, B., Payne, J., Russel, C. and Suter, G. (1995) Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological Economics*, vol. 14, n° 2, p. 73-90.
- Blain, D., Row, C., Alm, J., Byrne, K. et Parish, F. (2006) *Agriculture, foresterie et autres affectations des terres*. 25 p.
- Booyesen, F. (2002) An overview and evaluation of composite indices of development. *Social Indicators Research*, vol. 59, n° 2, p. 115-151.
- Boyer, T. and Polasky, S. (2004) Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. *Wetlands*, vol. 24, n° 4, p. 744-755.

- Brander, L.M., Florax, R.J.G.M. and Vermaat, J.E. (2006) The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, vol. 33, n° 2, p. 223-250.
- Brinson, M.M. (1993) A hydrogeomorphic classification for wetlands. US Army Corps of Engineers, East Carolina University, 103 p.
- Brinson, M.M. and Malvárez, A.I. (2002) Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation*, vol. 29, n° 2, p. 115-133.
- Brinson, M.M. and Rheinhardt, R. (1996) The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecological Applications*, vol. 6, n° 1, p. 69-76.
- Brouwer, R., Langford, I.H., Bateman, I.J., Crowards, T.C. and Turner, R.K. (1999) A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. Working Paper - Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, vol. 1, n° 1, p. 47-57.
- Brown, M. and Dinsmore, J.J. (1986) Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management*, vol. 50, n° 3, p. 392-397.
- Bryan, G. (2004) Quand l'habitat est-il suffisant? Fiche d'information sur les grands lacs, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ontario, Canada, 12 p.
- Burchmore, J.J. (1990) Implications of the Greenhouse Effect for Native Freshwater Fishes Wetlands (Australia), vol. 10, n° 1, p. 30-32.
- Campbell, N.A. and Reece, J.B. (2004) *Biologie*. Saint-Laurent, Québec, 1400 p.
- Cedfeldt, P.T., Watzin, M.C. and Richardson, B.D. (2000) Using GIS to identify functionally significant wetlands in the Northeastern United States. *Environmental management*, vol. 26, n° 1, p. 13-24.
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. and Daily, G.C. (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, vol. 4, n° 11, p. 2138-2152.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A. and Mooney, H.A. (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. États-Unis, 436 p.
- Chipps, S.R., Hubbard, D.E., Werlin, K.B., Haugerud, N.J., Powell, K.A., Thompson, J. and Johnson, T. (2006) Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. *Wetlands*, vol. 26, n° 2, p. 497-508.
- Christensen, L. and Krogman, N. (2012) Social thresholds and their translation into social-ecological management practices. *Ecology and Society*, vol. 17, n° 1, p. 1-9.
- Chust, G., Ducrot, D. and Pretus, J.L. (2004) Land cover mapping with patch-derived landscape indices. *Landscape and Urban Planning*, vol. 69, n° 4, p. 437-449.
- Cimon-Morin, J., Darveau, M. and Poulin, M. (2013) Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biological Conservation*, vol. 166, p. 144-154.

- Cole, C.A. (2002) The assessment of herbaceous plant cover in wetlands as an indicator of function. *Ecological Indicators*, vol. 2, n° 3, p. 287-293.
- COGEBY (Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska). (2010) Portrait du bassin versant de la rivière Yamaska. version 2007, mise à jour, juin 2010. Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant de la rivière Yamaska, 227 p.
- Corry, R.C. and Nassauer, J.I. (2005) Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning*, vol. 72, n° 4, p. 265-280.
- Costa, L.T., Farinha, J.C., Hecker, N., and Vives, P.T. (éd.) (1996) Mediterranean wetland inventory : A reference manual. 57 p.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and Van Den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, vol. 387, n° 6630, p. 253-260.
- CRÉ Montérégie Est (2012) Fiche d'informations : Les projets territoriaux. Projets financés dans le cadre du FDR 2012-2013, 10 p.
- Dale, V.H. and Beyeler, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, vol. 1, n° 1, p. 3-10.
- Davis, G.A. (1977) Management alternatives for the riparian habitat in the Southwest. USDA Forest Service, Rocky Mountain Station, 12 p.
- De Groot, R.S., Stuij, M., Finlayson, M. and Davidson, N. (2007) Évaluation des zones humides : Orientations sur l'estimation des avantages issus des services écosystémiques des zones humides. Série des publications techniques de la CDB n°27, Gland, Suisse, 60 p.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. and Willemen, L. (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, vol. 7, n° 3, p. 260-272.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. and Boumans, R.M.J. (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 393-408.
- Desbonnet, A., Pogue, P., Lee, V. and Wolff, N. (1994) Vegetated buffers in the coastal zone : A summary review and bibliography. Coastal Resources Center Tech, University of Rhode Island, 71 p.
- Dobbs, C., Escobedo, F.J. and Zipperer, W.C. (2011) A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*, vol. 99, n° 3-4, p. 196-206.
- Dodds, W.K., Wilson, K.C., Rehmeier, R.L., Knight, G.L., Wiggam, S., Falke, J.A., Dalglish, H.J. and Bertrand, K.N. (2008) Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands. *Bioscience*, vol. 58, n° 9, p. 837-845.

- Dramstad, W.E., Tveit, M.S., Fjellstad, W.J. and Fry, G.L.A. (2006) Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*, vol. 78, n° 4, p. 465-474.
- Duang, P.J. (1990) *Wetland Conservation : a Review of Current Issues and Required Action*. Bland, Suisse, 97 p.
- Duchemin, M. et Lachance, M. (2002) Sensitivity analysis of the CEQÉROSS model. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 15, n° 4, p. 789-807.
- Eade, J.D.O. and Moran, D. (1996) Spatial economic valuation: Benefits transfer using geographical information systems. *Journal of environmental management*, vol. 48, n° 2, p. 97-110.
- Ehrenfeld, J.G. (2004) The expression of multiple functions in urban forested wetlands. *Wetlands*, vol. 24, n° 4, p. 719-733.
- Ehrenfeld, J.G. (2000) Evaluating wetlands within an urban context. *Ecological Engineering*, vol. 15, n° 3-4, p. 253-265.
- Environmental Law Institute. (2003) *Conservation Thresholds for Land Use Planners*. 64 p.
- EPA (2011) *Wetlands : wetland types*. En ligne. http://water.epa.gov/type/wetlands/types_index.cfm. Consulté le 22 septembre 2011.
- Erwin, K.L. (2009) Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, vol. 17, n° 1, p. 71-84.
- European Environment Agency. (2010) *Scaling up ecosystem benefits: A contribution to The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study*. EEA Report no 4, 44 p.
- Evans, R., Gilliam, J. W. and Lilly, J. P. (1996) *Wetlands and water quality*. En ligne. <http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/evans/ag473-7.html>. Consulté le 7 octobre 2011.
- Farber, S.C., Costanza, R. and Wilson, M.A. (2002) Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, p. 375-392.
- Feld, C.K., Da Silva, P.M., Sousa, J.P., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Bruce Jones, K. and Harrison, P. (2009) Indicators of biodiversity and ecosystem services: A synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, vol. 118, n° 12, p. 1862-1871.
- Ferrara, A., Salvati, L., Sateriano, A. and Nolè, A. (2012) Performance evaluation and cost assessment of a key indicator system to monitor desertification vulnerability. *Ecological Indicators*, vol. 23, n° 23, p. 123-129.
- Field, K. (2000) Measuring the need for primary health care: An index of relative disadvantage. *Applied Geography*, vol. 20, n° 4, p. 305-332.
- Floridi, M., Pagni, S., Falorni, S. and Luzzati, T. (2011) An exercise in composite indicators construction: Assessing the sustainability of Italian regions. *Ecological Economics*, vol. 70, n° 8, p. 1440-1447.

- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. and Snyder, P.K. (2005) Global consequences of land use. *Science*, vol. 309, n° 5734, p. 570-574.
- Fournier, R.A., Poulin, M., Revéret, J.-P., Rousseau, A.N. et Théau, J. (2013) Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques. Rapport final projet # 554015-104; Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques, 123 p.
- Fournier, R.A., Grenier, M., Lavoie, A. and Hélie, R. (2007) Towards a strategy to implement the Canadian Wetland Inventory using satellite remote sensing. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 33, n° 1, p. S1-S16.
- Ghermandi, A., Van Den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M., De Groot, H.L.F. and Nunes, P.A.L.D. (2010) Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, vol. 46, n° 12.
- Gimona, A. and Van Der Horst, D. (2007) Mapping hotspots of multiple landscape functions: A case study on farmland afforestation in Scotland. *Landscape Ecology*, vol. 22, n° 8, p. 1255-1264.
- Greene, R., Luther, J.E., Devillers, R. and Eddy, B. (2010) An approach to GIS-based multiple criteria decision analysis that integrates exploration and evaluation phases: Case study in a forest-dominated landscape. *Forest Ecology and Management*, vol. 260, n° 12, p. 2102-2114.
- GTNTH (Groupe de travail national sur les terres humides). (1997) *Système de classification des terres humides du Canada*. Centre de recherche sur les terres humides, Université de Waterloo, Waterloo (Ontario), 68 p.
- Gustafson, E.J. (1998) Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, vol. 1, n° 2, p. 143-156.
- Haggar, K.M. (2001) Defining wetlands. *The Society of Wetland Scientists Bulletin*, 15 p.
- Haines-Young, R., Watkins, C., Wale, C. and Murdock, A. (2006) Modelling natural capital: The case of landscape restoration on the South Downs, England. *Landscape and Urban Planning*, vol. 75, n° 3-4, p. 244-264.
- Hanson, A., Swanson, L., Ewing, D., Grabas, G., Meyer, S., Ross, L., Watmough, M. and Kirkby, J. (2008) Aperçu des méthodes d'évaluation des fonctions écologiques des terres humides. *Série de Rapports techniques*, 77 p.
- Hanson, C., Ranganathan, J., Iceland, C., and Finisdore, J. (éd.) (2009) *Évaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises : Guide pratique pour l'identification des risques et opportunités issus de l'évolution des écosystèmes*. Version 1.0, 42 p.
- He, J., Poder, T., Dupras, J., Revéret, J.-P., Fournier, R.A. et Théau, J. (2013a) La valeur des milieux humides au Québec : une étude basée sur la méthode d'évaluation contingente et la méthode des choix multi-attributs. Livrable 3B projet # 554015-104; Consortium sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques, 31 p.

- He, J., Moffette, F., Boyer, J.-P., Dupras, J., Revéret, J.-P., Théau, J. et Fournier, R.A. (2013b) Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices : Étude de cas des milieux humides des bassins versants des rivières Yamaska et Bécancour. Rapport final du volet économique présenté à Ouranos : Activités en vulnérabilité, impacts et adaptation PACC 26; Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques, 29 p.
- Heinemann, H.G. (1981) New Sediment Trap Efficiency Curve for Small Reservoirs. *Water Resources Bulletin*, vol. 17, n° 5, p. 825-830.
- Highfield, W.E. and Brody, S.D. (2006) Price of permits: Measuring the economic impacts of wetland development on flood damages in Florida. *Natural Hazards Review*, vol. 7, n° 3, p. 123-130.
- Hoeltje, S.M. and Cole, C.A. (2009) Comparison of function of created wetlands of two age classes in central Pennsylvania. *Environmental management*, vol. 43, n° 4, p. 597-608.
- Hopfensperger, K.N., Wu, J.Q. and Gill, R.A. (2006) Plant composition and erosion potential of a grazed wetland in the Salmon River subbasin, Idaho. *Western North American Naturalist*, vol. 66, n° 3, p. 354-364.
- Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M.L., Verhoeven, J.T.A., Omtzigt, A.Q.A. and Maltby, E. (2005) Decision support for integrated wetland management. *Environmental Modelling and Software*, vol. 20, n° 2, p. 215-229.
- Jean, M. et Létourneau, G. (2011) Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002. 326 p.
- Jobin, B., Beaulieu, J., Grenier, M., Bélanger, L., Maisonneuve, C., Bordage, G. and Filion, B. (2004) Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le naturaliste canadien*, vol. 128, n° 2, p. 92-98.
- Joly, M., Primeau, S., Sager, M. et Bazoge, A. (2008) Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs; Québec, 31 p.
- Kaiser, H.F. (1960) The Application of Electronic Computers to Factor Analysis Educational and Psychological Measurement, vol. 20, n° 1, p. 141-151.
- Kaiser, H.F. (1974) An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, vol. 39, n° 1, p. 31-36.
- Kearns, F.R., Kelly, N.M., Carter, J.L. and Resh, V.H. (2005) A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management. *Landscape Ecology*, vol. 20, n° 1, p. 113-125.
- Kelly, M., Tuxen, K.A. and 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*, vol. 11, n° 2, p. 263-273.
- Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., De Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D. and Haines-Young, R. (2009) Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: Insights gained from a prototype development for Europe. *Environmental management*, vol. 44, n° 6, p. 1099-1120.

- Kindlmann, P. and Burel, F. (2008) Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*, vol. 23, n° 8, p. 879-890.
- Kirby, J. et Beaulieu, J. (2006) Rapport méthodologique de la cartographie des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Québec. *Canards Illimités Canada - Québec*, 40 p.
- Kotze, D., Marneweck, G., Batchelor, A., Lindley, D. and Collins, N. (2008) WET-EcoServices : A technique for rapidly assessing ecosystem services supplied by wetlands. 80 p.
- Kremen, C. (2005) Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, vol. 8, n° 5, p. 468-479.
- Krohne, D.T. (2001) *General ecology*. Thompson Learning, États-Unis, 512 p.
- Labbé, J., Fournier, R.A., et Théau, J. (éd.) (2011) Documentation et sélection des bassins versants à l'étude. Plan d'action sur les changements climatiques (PACC – action 26), 78 p.
- Leibowitz, S.G. (2003) Isolated wetlands and their functions: An ecological perspective. *Wetlands*, vol. 23, n° 3, p. 517-531.
- Li, X., Jongman, R.H.G., Hu, Y., Bu, R., Harms, B., Bregt, A.K. and He, H.S. (2005) Relationship between landscape structure metrics and wetland nutrient retention function: A case study of Liaohe Delta, China. *Ecological Indicators*, vol. 5, n° 4, p. 339-349.
- Limoges, B. (2009) Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 15-19.
- Lovett, A.A., Brainard, J.S. and Bateman, I.J. (1997) Improving benefit transfer demand functions: A GIS approach. *Journal of environmental management*, vol. 51, n° 4, p. 373-389.
- Macfarlane, D.M., Kotze, D.C., Ellery, W.N., Walters, D., Koopman, V., Goodman, P. and Goge, C. (2008) WET-Health. A technique for rapidly assessing wetland health. *Afrique du Sud*, 177 p.
- Mas, J.-F., Kolb, M., Houet, T. et Paegelow, M. (2011) Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative. *Revue internationale de Géomatique*, vol. 21, n° 3, p. 405-430.
- McGarigal, K. and Marks, B.J. (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service, n° PNW-GTR-351.
- McHattie, B., Henshaw, B., Normand, L. and Sherman, K. (2004) Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grand Lacs. *Environnement Canada*, 80 p.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). (2002) *Milieux humides : Milieux aquatiques, humides et riverains*. En ligne. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/rives/milieuxhumides.htm>. Consulté le 5 décembre 2012.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). (2007) État d'avancement des travaux en vue d'une politique sur les milieux humides. Direction des évaluation environnementales, ville de Québec, 6 p.

- Ménard, S., Darveau, M. et Imbeau, L. (2007) Histoire de la classification des milieux humides au Québec. *Le naturaliste canadien*, vol. 131, n° 2, p. 85-90.
- Meyer, B.C. and Grabaum, R. (2008) MULBO: Model framework for Multicriteria Landscape Assessment and Optimisation. A support system for spatial land use decisions. *Landscape Research*, vol. 33, n° 2, p. 155-179.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water*. World Health Organization, 80 p.
- Mitra, S., Wassmann, R. and Vlek, P.L.G. (2005) An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current science*, vol. 88, n° 1, p. 25-35.
- Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G. (2000) The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, vol. 35, n° 1, p. 25-33.
- Moctezuma-Malagón, A., González-Esquivel, C.E., De la Lanza-Espino, G. and González-Rebeles Islas, C. (2008) A methodology for evaluating the sustainability of inland wetland systems. *Aquaculture International*, vol. 16, n° 6, p. 525-537.
- Moilanen, A. and Nieminen, M. (2002) Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, vol. 83, n° 4, p. 1131-1145.
- Moreno-Mateos, D. and Comin, F.A. (2010) Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, vol. 91, n° 11, p. 2087-2095.
- Morin, P. et Boulanger, F. (2005) Portrait de l'environnement du bassin versant de la rivière Bécancour (Mise à jour par Paris, A. et Chauvette, L. (2008)). Rapport produit par Envir-Action pour le Groupe de concertation du bassin de la rivière Bécancour (GROBEC), Plessisville, Québec, 247 p.
- Nielsen, J., Noble, B. and Hill, M. (2012) Wetland assessment and impact mitigation decision support framework for linear development projects: The Louis Riel Trail, Highway 11 North project, Saskatchewan, Canada. *Canadian Geographer*, vol. 56, n° 1, p. 117-139.
- Niemi, G.J. and McDonald, M.E. (2004) Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, n° , p. 89-111.
- NWWG. (1988) National Wetland Working Group : Wetlands of Canada. Sustainable Development Branch, Environment Canada and Polyscience Publications, 78 p.
- Olewiler, N. (2004) The value of natural capital in settled areas of Canada. 36 p.
- Palmeri, L. and Trepel, M. (2002) A GIS-based score system for siting and sizing of created or restored wetlands: Two case studies. *Water Resources Management*, vol. 16, n° 4, p. 307-328.
- Paracchini, M.L., Pacini, C., Jones, M.L.M. and Pérez-Soba, M. (2011) An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecological Indicators*, vol. 11, n° 1, p. 71-80.
- Pinzger, M., Gall, H., Fischer, M. and Lanza, M. (2005) Visualizing multiple evolution metrics. *Proceedings SoftVis '05 - ACM Symposium on Software Visualization*, p. 67-75.

- Postel, S. and Carpenter, S. (1997) Freshwater ecosystem services. Chap. 11, p. 195-214, *in* Daily, G. C. (réd.) *Nature's services*. Washington, 20 p.
- Posthumus, H., Rouquette, J.R., Morris, J., Gowing, D.J.G. and Hess, T.M. (2010) A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics*, vol. 69, n° 7, p. 1510-1523.
- Pressey, R.L. and Adam, P. (1995) A review of wetland inventory and classification in Australia. *Vegetatio*, vol. 118, n° 1-2, p. 81-101.
- Price, J.S., Branfireun, B.A., Waddington, J.M. and Devito, K.J. (2005) Advances in Canadian wetland hydrology, 1999-2003. *Hydrological Processes*, vol. 19, n° 1, p. 201-214.
- Quétier, F., Lavorel, S., Daigney, S. et de Chazal, J. (2009) Assessing ecological and social uncertainty in the evaluation of land-use impacts on ecosystem services. *Journal of Land Use Science*, vol. 4, n° 3, p. 173-199.
- Ramsar. (2011) *La convention de ramsar sur les zones humides : À propos de ramsar*. En ligne. www.ramsar.org. Consulté le 9 novembre 2011.
- Rebelo, L.-M., Finlayson, C.M. and Nagabhatla, N. (2009) Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. *Journal of environmental management*, vol. 90, n° 7, p. 2144-2153.
- Reif, M., Frohn, R.C., Lane, C.R. and Autrey, B. (2009) Mapping isolated wetlands in a karst landscape: GIS and remote sensing methods. *GIScience and Remote Sensing*, vol. 46, n° 2, p. 187-211.
- Richardson, C.J., Flanagan, N.E., Ho, M. and Pahl, J.W. (2011) Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering*, vol. 37, n° 1, p. 25-39.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T. and Wennhage, H. (2007) Ecosystem goods and services from Swedish coastal habitats: Identification, valuation, and implications of ecosystem shifts. *Ambio*, vol. 36, n° 7, p. 534-544.
- Rousseau, A., Savary, S. et Fossey, M. (2013) Modélisation hydrologique des milieux humides dans les basses-terres du Saint-Laurent. Rapport final du volet hydrologique présenté à Ouranos : *Activité en vulnérabilité, impacts et adaptation PACC 26; Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses-terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques*, 71 p.
- Saisana, M., Saltelli, A. and Tarantola, S. (2005) Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A: Statistics in Society*, vol. 168, n° 2, p. 307-323.
- Schweiger, E.W., Leibowitz, S.G., Hyman, J.B., Foster, W.E. and Downing, M.C. (2002) Synoptic assessment of wetland function: A planning tool for protection of wetland species biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, vol. 11, n° 3, p. 379-406.

- Semlitsch, R.D. and Bodie, J.R. (2003) Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology*, vol. 17, n° 5, p. 1219-1228.
- Smith, R.D., Amman, A., Bartoldus, C. and Brinson, M.M. (1995) An Approach for Assessing Wetland Functions Using Hydrogeomorphic Classification, Reference Wetlands, and Functional Indices. US Army Corps of Engineers, 70 p.
- Smyth, R.L., Watzin, M.C. and Manning, R.E. (2007) Defining acceptable levels for ecological indicators: An approach for considering social values. *Environmental management*, vol. 39, n° 3, p. 301-315.
- Smith, L.M., Euliss Jr., N.H., Wilcox, D.A. and Brinson, M.M. (2008) Application of a geomorphic and temporal perspective to wetland management in North America. *Wetlands*, vol. 28, n° 3, p. 563-577.
- Soares-Filho, B.S., Corradi, L., Cerqueira, G.C. and Araújo, W.L. (2003) Simulating the spatial patterns of change through the use of the dinamica model. *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 1-8.
- Thériault, M. (2012) Analyse multi-échelles du bassin versant du lac Trois-Lacs (Quebec, Canada) pour la gestion de l'eau: outil de diagnostic axe sur les milieux humides et agricoles. Mémoire, Université de Sherbrooke, Département de Géomatique appliquée, Sherbrooke, 96 p.
- Thomas, R. and Lamb, Z. (2005) Compensatory Waterland Mitigation and the Watershed Approach: A Review of Selected Literature. *The Society of Wetland Scientists*, p. 61-70.
- Tiner, R.W. (2004) Remotely-sensed indicators for monitoring the general condition of "natural habitat" in watersheds: An application for Delaware's Nanticoke River watershed. *Ecological Indicators*, vol. 4, n° 4, p. 227-243.
- Troy, A. and Wilson, M.A. (2006) Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, vol. 60, n° 2, p. 435-449.
- Turner, R.K., Van den Bergh, J.C.J.M., Soderqvist, T., Barendregt, A., Van der Straaten, J., Maltby, E. and Van Ierland, E.C. (2000) Ecological-economic analysis of wetlands: Scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, vol. 35, n° 1, p. 7-23.
- Uuema, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R. and Mander, Ü. (2009) Landscape metrics and indices: An overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, vol. 3, n° 1, p. 5-28.
- Van Lonkhuyzen, R.A., Lagory, K.E. and Kuiper, J.A. (2004) Modeling the suitability of potential wetland mitigation sites with a geographic information system. *Environmental management*, vol. 33, n° 3, p. 368-375.
- Verhoeven, J.T.A., Arheimer, B., Yin, C. and Hefting, M.M. (2006) Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, n° 2, p. 96-103.
- Wang, Y.Z., Hong, W., Wu, C.Z., He, D.J., Lin, S.W. and Fan, H.L. (2008) Application of landscape ecology to the research on wetlands. *Journal of Forestry Research*, vol. 19, n° 2, p. 164-170.

- Wardrop, D.H., Kentula, M.E., Jensen, S.F., Stevens Jr., D.L., Hychka, K.C. and Brooks, R.P. (2007a) Assessment of wetlands in the upper Juniata watershed in Pennsylvania, USA using the hydrogeomorphic approach. *Wetlands*, vol. 27, n° 3, p. 432-445.
- Wardrop, D.H., Kentula, M.E., Stevens Jr., D.L., Jensen, S.F. and Brooks, R.P. (2007b) Assessment of wetland condition: An example from the upper Juniata watershed in Pennsylvania, USA. *Wetlands*, vol. 27, n° 3, p. 416-431.
- Weilhoefer, C.L. (2011) A review of indicators of estuarine tidal wetland condition. *Ecological Indicators*, vol. 11, n° 2, p. 514-525.
- Weller, D.E., Snyder, M.N., Whigham, D.F., Jacobs, A.D. and Jordan, T.E. (2007) Landscape indicators of wetland condition in the Nanticoke River Watershed, Maryland and Delaware, USA. *Wetlands*, vol. 27, n° 3, p. 498-514.
- Willemsen, L., Hein, L., van Mensvoort, M.E.F. and Verburg, P.H. (2010) Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators*, vol. 10, n° 1, p. 62-73.
- Zedler, J.B. (2000) Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 15, n° 10, p. 402-407.
- Zedler, J.B. and Kercher, S. (2005) Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 30, p. 39-74.

Annexe 1 – Description des classes utilisées pour la cartographie des milieux humides

Tableau A1.1 : Description des classes et des sous-classes de milieux humides (MH)

Classes de MH	Description	Références
Eau peu profonde	Comprends les étangs, les mares, les dépressions et les cuvettes qui se situent dans les zones fluviales, riveraines et lacustres. Ces milieux sont en transition entre les MH saturés en eau de manière saisonnière (marais, marécages, <i>fens</i> et <i>bogs</i>) et les milieux aquatiques dont la profondeur de l'eau est plus importante.	Beaulieu <i>et al.</i> , 2009
Marais	Le marais est un MH aux eaux peu profondes (niveau variable au quotidien, au saisonnier ou à l'annuel) et est caractérisé par une végétation dominée par des plantes herbacées adaptées aux conditions saturées du sol, mais peut être composé de plantes émergentes. C'est un milieu transitoire entre les milieux aquatique et terrestre. Il devrait devenir un marécage dans sa succession écosystémique et ils sont habituellement peu présents naturellement. Il est souvent rattaché au fleuve, à un lac ou un écoulement d'eau lent habituellement riche en nutriments.	Beaulieu <i>et al.</i> , 2009 ; EPA, 2011 ; Jean et Létourneau, 2011
prairie humide	La prairie humide (sous-classe de marais) est inondée une partie de l'année et souvent maintenue de façon artificielle. Elle se situe souvent dans la zone de transition entre les marais et les marécages.	Beaulieu <i>et al.</i> , 2009
Marécage	Le marécage est un MH dominé par des arbustes ou des arbres. Il est souvent rattaché à un lac ou une rivière avec une teneur élevée en nutriments. Il est aussi inondé de façon saisonnière (par les crues printanières) avec un sol organique saturé. Il détient une nappe phréatique élevée à écoulement lent et contient moins d'eau de surface que les marais parce qu'il est inondé moins longtemps. Le marécage est dominé par des arbustes et des arbres représentant 30 % et plus de sa superficie.	Beaulieu <i>et al.</i> , 2009 ; EPA, 2011 ; Jean et Létourneau, 2011
Tourbière	Les tourbières sont des MH où il y a eu une accumulation de sédiments organiques qui excède 40 cm d'épaisseur. Il y a donc une présence de tourbe qui s'accumule plus rapidement qu'elle ne se décompose, donc le sol est mal drainé et est plutôt acide.	NWWG, 1988 in Price <i>et al.</i> , 2005
<i>bog</i>	Les <i>bogs</i> sont ombrotrophes, ils reçoivent l'eau et les nutriments directement par les précipitations et possèdent une faible quantité d'éléments nutritifs. Ils sont plutôt acides et se retrouvent en paysage plat.	Price <i>et al.</i> , 2005 ; Beaulieu <i>et al.</i> , 2009
<i>fen</i>	Le <i>fen</i> est minérotrophe et reçoit l'eau et les nutriments par l'atmosphère et le sol souterrain. Il est donc alimenté par les eaux de précipitation et d'écoulement. Le <i>fen</i> est plus riche en éléments nutritifs et moins acide qu'un <i>bog</i> . Il se retrouve généralement dans le bas des pentes et dans les dépressions où il y a une bonne circulation d'eau et de nutriments. Le <i>fen</i> peut devenir un <i>bog</i> dans sa succession.	Price <i>et al.</i> , 2005 ; Beaulieu <i>et al.</i> , 2009 ; EPA, 2011
boisée	La tourbière boisée se distingue par la dominance d'arbres et se retrouvent en périphérie des <i>bogs</i> ou des <i>fens</i> .	Beaulieu <i>et al.</i> , 2009

Annexe 2 – Fonctions écologiques et biens et services écologiques des milieux humides

Tableau A2.1 : Fonctions écologiques recensées dans la littérature

Fonctions écologiques	Turner <i>et al.</i> , 2000	Ramsar, 2011	Tronc commun national, 2009	Evans <i>et al.</i> , 1996	Duang, 1990	Joly <i>et al.</i> , 2008	Costanza <i>et al.</i> , 1997	Smith <i>et al.</i> , 1995	de Groot <i>et al.</i> , 2002
Information									
Esthétique									✓
Culturelle et artistique							✓		✓
Récréation							✓		✓
Spirituelle et historique									✓
Science et éducation									✓
Régulation									
Contrôle des inondations	✓	✓	✓		✓	✓			
Approvisionnement en eau (stockage)			✓		✓	✓	✓	✓	✓
Régulation des sédiments		✓	✓	✓	✓			✓	
Régulation des produits toxiques (polluants)		✓	✓	✓	✓			✓	
Régulation des gaz (atmosphérique)			✓				✓	✓	✓
Régulation des nutriments	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Régulation du climat (stabilisation des conditions climatiques locales)		✓					✓		✓
Régulation des perturbations		✓			✓		✓		✓
Régulation de l'eau (du débit)			✓				✓		✓
Contrôle de l'érosion		✓	✓		✓	✓	✓		✓
Formation du sol							✓		✓
Traitement des déchets							✓		✓
Pollinisation							✓		✓
Stabilisation du littoral		✓			✓				
Habitat									
Connexion biologique			✓						
Étape migratoire			✓						
Alimentation pour la faune			✓						
Reproduction (soutien réseau trophique)	✓	✓	✓				✓		✓
Biodiversité						✓		✓	✓
Refuge									✓
Habitat						✓	✓		
Production									
Alimentation							✓		✓
Matière première							✓		✓
Ressources génétiques									✓
Ressources médicales									✓
Ressources ornementales									✓
Matériels et de produits biologiques							✓		

Tableau A2.2 : Biens et services écologiques recensés dans la littérature

Biens et services écologiques procurés par les milieux humides d'eau douce	<i>kotze et al., 2008</i>	<i>de Groot et al., 2007</i>	<i>Hanson et al., 2009</i>	<i>Postel and Carpenter, 1997</i>	<i>La Convention de Ramsar sur les zones humides, 2011</i>	<i>Costanza et al., 1997</i>	<i>Limoges, 2009</i>
Approvisionnement							
Eau douce	✓	✓	✓			✓	✓
Ressources récoltables	✓	✓	✓			✓	✓
Alimentation	✓	✓	✓			✓	✓
Produits biochimiques, ressources médicales et produits pharmaceutiques		✓	✓		✓		✓
Espèces ornementales		✓					✓
Régulation							
Atténuation des catastrophes naturelles	✓	✓	✓		✓	✓	✓
Captage de sédiments	✓				✓	✓	
Assimilation des nutriments	✓	✓			✓	✓	
Contrôle de l'érosion	✓	✓	✓	✓		✓	✓
Lutttes contre la pollution et détoxification	✓	✓		✓			
Qualité de l'air		✓	✓			✓	✓
Régulation climatique		✓	✓			✓	✓
Régime hydrologique	✓	✓	✓		✓	✓	
Régulation biologique		✓					
Épuration des eaux et traitement des déchets			✓		✓	✓	✓
Contrôle des maladies			✓				✓
Contrôle des ravageurs			✓				✓
Pollinisation			✓			✓	✓
Dispersion des semences							✓
Support							
Formation des sols	✓	✓		✓		✓	
Biodiversité	✓	✓		✓	✓	✓	
Production primaire			✓			✓	
Socioculturel							
Patrimoine culturel et identité	✓	✓			✓	✓	✓
Loisirs, tourisme et récréation	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Éducation et recherche	✓	✓					✓
Esthétisme		✓					✓
Inspiration artistique et spirituelle		✓					✓
Importance religieuse et valeur éthique	✓	✓					

Annexe 3 – Catalogue des données utilisées dans les cartographies

Tableau A3.1 : Description des données géospatiales utilisées dans les cartographies. UCM : Unité cartographique minimale, UHRH : Unités hydrologiques relativement homogènes, MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, CEHQ : Centre d'Expertise Hydrique du Québec, INRS ETE : Institut National de la Recherche Scientifique, Eau Terre Environnement, MRNF : Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, UdeS : Université de Sherbrooke

Source	Données	Échelle/résolution spatiale	Date
Canards Illimités Canada et MDDEP	Milieus humides actuels	1:20 000 (UCM : 0,3 ha)	2006 à 2011
CEHQ	Limites des bassins versants	1:20 000	2012
	Réseau hydrologique	1:20 000	2012
Effigis Géo-Solutions	Milieus humides historiques de 1984	30 m (UCM : 1 ha)	2012
INRS ETE	UHRH	30 m	2012
MDDEP	Provinces naturelles du Québec	Provinciale	2010
MRNF	Limites des régions administratives	1:20 000	2012
	Municipalités	-	2010
	Occupation du territoire de 1984 et 2011	30 m (UCM : 1 ha)	2012
UdeS	Occupation du territoire futur (simulations)	30 m	2012
	Sous-bassins et microbassins	30 m	2012

Annexe 4 – Description des indicateurs spatiaux testés dans l’analyse de sensibilité

Tableau A4.1 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique (I1 : Connectivité entre milieux humides (MH), I2 : Fragmentation de l’habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique) et du type socioculturel (I5 : Hétérogénéité naturelle, I6 : Préférence visuelle naturelle) de la fonction du support d’habitats fauniques. La ligne pointillée sépare les types d’indicateur (écologique et socioculturel)

Code	Description	Référence
Fonction du support d'habitats fauniques		
I1	La présence de deux MH proches l'un de l'autre favorise la libre circulation des poissons, et ces deux îlots devraient supporter plus d'espèces que s'ils étaient isolés. La proximité entre les autres habitats assure la migration des espèces.	Brown et Dinsmore, 1986 ; McHattie <i>et al.</i> , 2004 ; Kindlmann et Burel, 2008 ; Uuema <i>et al.</i> , 2009
I2	Un MH de forme circulaire est moins touché par l'effet de lisière et maximise l'habitat intérieur qui se traduit par un milieu moins fragmenté. L'indice de circularité de Miller s'applique bien aux habitats circulaires, qui sont recommandés pour minimiser le contact entre l'habitat intérieur protégé et leur environnement adjacent alors que des habitats longs et étroits ont proportionnellement plus d'effet de lisière.	Environmental Law Institute, 2003 ; McHattie <i>et al.</i> , 2004 ; Joly <i>et al.</i> , 2008
I3	Un MH procure une plus grande diversité d'espèces aquatiques s'il est connecté au réseau hydrologique. La diversité aquatique et l'accessibilité à la nourriture sont plus importantes dans les cours d'eau d'ordres supérieurs, particulièrement pour les systèmes riverains.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Cedfeldt <i>et al.</i> , 2000 ; Moreno <i>et al.</i> , 2010
I4	La proximité du bâti ouvert et dense procure des impacts directs et indirects, principalement causés par la construction de routes. Les MH dans des bassins dominés par les surfaces imperméables sont moins efficaces.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Nielsen <i>et al.</i> , 2011
I5	La diversité des complexes de MH permet de déterminer l'hétérogénéité du territoire, ce qui présente un attrait social.	Dramstad <i>et al.</i> , 2006
I6	La densité des milieux forestiers autour des MH apporte une dimension sociale importante quant à la perception naturelle des habitats.	Environmental Law Institute, 2003 ; Hoeltje et Cole, 2009

Tableau A4.2 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique (I1 : Superficie du milieu humide (MH), I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement) et du type socioculturel (I4 : Position du MH, I5 : Proximité avec les communautés riveraines) de la fonction de régulation des débits de crues. La ligne pointillée sépare les types d'indicateur (écologique et socioculturel)

Code	Description	Référence
Fonction de régulation des débits de crues		
I1	Un MH de grande taille a une plus grande capacité de stockage et altère plus le débit lors d'inondations.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Cedfeldt <i>et al.</i> , 2000
I2	Un MH avec des bandes denses de végétation désynchronise les débits de crues. Les MH avec une végétation arborée ou arbustive désynchronisent plus les débits de crues puisque l'écoulement est plus rapide lorsque la végétation est dispersée.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; McHattie <i>et al.</i> , 2004 ; Chan <i>et al.</i> , 2006
I3	Plus la pente est faible, plus l'habilité d'atténuer le débit est puissant. L'écoulement est plus rapide lorsque la pente de l'aire drainée est accrue.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Kotze <i>et al.</i> , 2008
I4	La fonction dépend de l'élévation relative au cours d'eau adjacent. Les marécages situés en bordure des grands cours d'eau absorbent les eaux de crue et réduisent ainsi les débits de pointe et les risques d'inondation en aval. La position du MH dans le BV est un facteur important pour le processus.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Smith <i>et al.</i> , 1995 ; McHattie <i>et al.</i> , 2004
I5	La proximité du MH avec le cours d'eau et la société offre un service de protection contre les inondations d'une grande valeur pour les zones urbanisées puisqu'une telle protection peut limiter les dommages potentiels subis par les propriétés résidentielles, commerciales et industrielles. La protection économique dépend, entre autres, de la proximité du bâti le long des rives et particulièrement lorsque le MH est situé en amont d'une communauté.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Cedfeldt <i>et al.</i> , 2000 ; Boyer et Polasky, 2004

Tableau A4.3 : Description des indicateurs spatiaux du type écologique (I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides (MH), I3 : Élongation du MH) et du type socioculturel (I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés urbaines) de la fonction de rétention des sédiments. La ligne pointillée sépare les types d'indicateur (écologique et socioculturel)

Code	Description	Référence
Fonction de rétention des sédiments		
I1	Les MH dominés par des forêts, des arbustes ou une végétation émergente retiennent plus de sédiments. Les MH avec une bande de végétation et de forêt dense retiennent plus les sédiments, ce qui contribue à améliorer la qualité de l'eau.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Desbonnet <i>et al.</i> , 1994 ; Cole, 2002 ; MCHattie <i>et al.</i> , 2004
I2	Des MH plus dispersés et nombreux réduisent mieux la quantité de sédiments qu'un nombre faible de parcelles agrégées, car dans l'aire contributrice, ils augmentent la complexité de la configuration du paysage (densité et hétérogénéité des parcelles) ce qui réduit la quantité de sédiments en suspension et particulièrement l'écoulement de matière organique.	Moreno <i>et al.</i> , 2008 ; Uuemaa <i>et al.</i> , 2006 ; Moreno <i>et al.</i> , 2010
I3	Un MH ayant une forme plus complexe, irrégulière et allongée représente souvent un milieu ancré d'un cours d'eau qui peut être chargé en sédiments, principalement pour l'eau peu profonde. Les milieux longs et étroits sont plus efficaces puisqu'ils sont souvent riverains. Dans les formes irrégulières, il y a moins de chance qu'un drainage se rende directement au cours d'eau, donc moins de chance d'avoir des eaux usées qui ont tendance à s'écouler directement dans ces canaux étroits.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; McHattie <i>et al.</i> , 2004 ; Uuemaa <i>et al.</i> , 2006 ; Moreno <i>et al.</i> , 2008
I4	Un MH près d'un plan d'eau utilisable par l'humain offre un service d'amélioration de la qualité de l'eau.	Boyer et Polasky, 2004 ; Hanson <i>et al.</i> , 2008
I5	La proximité du MH avec la société permet d'offrir un service de qualité de l'eau.	Adamus <i>et al.</i> , 1991 ; Moreno <i>et al.</i> , 2008

Annexe 5 – Description des indices spatiaux

Fonction du support d'habitats fauniques

Le premier indicateur écologique (I1) de la fonction du support d'habitats fauniques se base sur l'indice PROX de FRAGSTATS et propose de considérer la taille et la distance de proximité. Cette dernière est la distance euclidienne entre deux parcelles. Par contre, lorsque des objets sont voisins, la distance de 0 ne permet pas d'obtenir une valeur et c'est pourquoi l'indice a été inversé. En effet, il est très important de prendre en compte ces MH voisins puisque ce sont les milieux qui remplissent mieux la fonction. Plus l'indice donne une valeur élevée, plus les MH sont rapprochés et sont d'une grande taille.

$$\sum_{i=1}^{n-1} \frac{A_i}{D_{ij}^2 + 1} * P_i$$

où A est la superficie du MH i (m^2), D la distance entre le MH i et son voisin j (m) dans le bassin, n le nombre de MH dans le bassin et P la proportion du MH dans le bassin.

Le deuxième indicateur écologique (I4) mesurant la pression anthropique a été mesuré à l'aide d'une densité du bâti ouvert et dense dans une zone tampon de 500 m autour des MH. Plus l'indice est élevé, plus il y a une forte densité du bâti à proximité du MH.

$$\sum_{i,j=1}^{n,m} \frac{B_i}{S_j} * P_j$$

où B est la taille totale du bâti ouvert et dense i (m^2) dans la zone tampon S du MH j (m^2), n est le nombre de parcelles du bâti dans S , m le nombre de MH dans le bassin et P la proportion du MH dans le bassin.

L'indicateur socioculturel (I5) mesure la diversité des MH à l'intérieur d'un complexe de MH. La mesure se base sur l'indice de diversité de Shannon de FRAGSTATS et considère l'hétérogénéité par la portion que prend chaque classe de MH dans le complexe. Une valeur élevée implique une plus grande diversité du complexe, car les proportions entre classes sont réparties plus ou moins uniformément, ce qui réduit la dominance d'une classe de MH dans le complexe. Cet indice est additionné pour tous les complexes présents dans chaque bassin selon leur proportion.

$$- \sum_{i=1}^n P_i * \ln(P_i)$$

où P est la proportion occupée par la classe i d'un MH dans un complexe j du bassin, n est le nombre de MH de classe différente dans le bassin.

Fonction de régulation des débits de crues

Le premier indicateur écologique (I2) de la fonction de régulation des débits de crues consiste à mesurer la densité de végétation et de forêt dans une zone tampon de 100 m autour d'un MH. Lorsque la valeur de l'indice augmente, cela reflète une plus grande densité végétale et forestière près des MH.

$$\sum_{i,j=1}^{n,m} \frac{F_i}{S_j} * P_j$$

où F est la superficie de la végétation et de la forêt i (m^2) comprise dans la zone tampon S (m^2) du MH j , n est le nombre de parcelles de végétation et de forêt dans S , m est le nombre de MH dans le bassin et P la proportion du MH dans le bassin.

Le second indicateur écologique (I3) est un indice de pente obtenu à partir du MNA. Plus l'indice est élevé, plus la pente est importante dans le MH.

$$\frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n Pen_i$$

Où Pen est la pente moyenne du MH i et n le nombre de MH compris dans le bassin.

Le dernier indicateur, celui du type socioculturel (I5), mesure la proximité du cours d'eau et du bâti [ouvert et dense] au MH. La distance utilisée est une mesure euclidienne entre deux objets. Lorsque le MH est situé près d'un cours d'eau et du bâti, la valeur de l'indice augmente.

$$\sum_{i=1}^n (Db_{ij} + 1) * (D_{ik} + 1) * P_i$$

où Db est la distance du bâti j au MH i , D est la distance entre le cours d'eau k le plus proche et le MH i , n le nombre de MH dans le bassin et P la proportion du MH dans le bassin.

Fonction de rétention des sédiments

Le premier indicateur écologique (I2) de la fonction de rétention des sédiments est basé sur l'indice d'autocorrélation spatiale de Moran. La rétention s'effectue mieux lorsque les MH sont dispersés,

mais en grand nombre, c'est pourquoi l'indice a été modifié pour tenir compte de ce dernier facteur. Plus l'indice est élevé, plus les MH sont concentrés et sont peu nombreux.

$$(M_i + 1)/N_i$$

où M est l'indice de Moran calculé dans ArcGIS dans un bassin i et N est le nombre de MH dans le bassin.

Le deuxième indicateur (I3) évalue la forme des MH. Il est basé sur l'indice de circularité de Miller et on fait la moyenne des indices des MH pour le bassin. L'indice varie entre 0 et 1, lorsqu'il tend vers 1, la forme prend l'aspect d'un cercle alors qu'elle se complexifie lorsqu'elle tend vers une valeur nulle.

$$\frac{A_i * 4 * \pi}{Pe_i^2} * P_i$$

où A est la superficie du MH i , Pe est le périmètre du MH i et P la proportion du MH dans le bassin.

L'indicateur socioculturel (I4) représente la proximité (distance euclidienne) entre un MH et un cours d'eau ou un lac. Si l'indice tend à augmenter, le MH se situe éloigné du réseau hydrologique et est probablement de petite taille.

$$\sum_{i=1}^n \frac{(D_{ij} + 1)}{A_i} * P_i$$

où D est la distance du cours d'eau ou du lac j au MH i , A est la superficie du MH i et P la proportion du MH dans le bassin.

Annexe 6 – Détail de l'analyse de sensibilité des trois fonctions écologiques à l'échelle des sous-bassins de la rivière Yamaska

Fonction du support d'habitats fauniques

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

Tableau A6.1 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques

Composantes	Valeur propre	Variance cumulée	Variance (%)	Variance cumulée (%)
1	3,52	3,52	58,72	58,72
2	1,22	4,75	20,40	79,13
3	0,69	5,44	11,52	90,65
4	0,28	5,72	4,61	95,25
5	0,17	5,88	2,78	98,03
6	0,12	6,00	1,97	100,00

Tableau A6.2 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction du support d'habitats fauniques. I1 : Connectivité entre milieux humides, I2 : Fragmentation de l'habitat, I3 : Degré de connectivité hydrique, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle, I6 : Préférence visuelle naturelle

Indicateurs	Composante 1	Composante 2	% variance expliquée (composantes 1 et 2)
I1	2246	595	14,40
I2	466	5328	13,61
I3	2004	691	13,18
I4	534	3332	9,93
I5	2502	47	14,79
I6	2248	7	13,21

Fonction de régulation des débits de crues

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs entre les indicateurs et l'IF

Tableau A6.3 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues. IF : Indicateur de fonction, I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I4 : Position du milieu humide, I5 : Proximité des communautés riveraines

Indicateurs	Coefficients de corrélation détermination					
	I1	I2	I3	I4	I5	IF
I1		0,37* 14	0,13 2	0,36* 13	-0,25* 6	0,69* 47
I2			-0,41* 16	0,86* 75	-0,49* 24	0,60* 36
I3				-0,48* 23	0,31* 10	0,22* 5
I4					-0,25* 6	0,66* 44
I5						0,14 2

* corrélation significative à 5%

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

Tableau A6.4 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues

Composantes	Valeur propre	Variance cumulée	Variance (%)	Variance cumulée (%)
1	2,59	2,59	51,88	51,88
2	1,13	3,72	22,55	74,43
3	0,79	4,51	15,77	90,20
4	0,41	4,92	8,16	98,35
5	0,08	5,00	1,65	100,00

Tableau A6.5 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction de régulation des débits de crues. I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I4 : Position du milieu humide, I5 : Proximité des communautés riveraines

Indicateurs	Composante		% variance expliquée (composantes 1 et 2)
	1	2	
I1	845	5695	17,23
I2	3332	22	17,33
I3	1338	4281	16,59
I4	3031	2	15,73
I5	1454	0	7,54

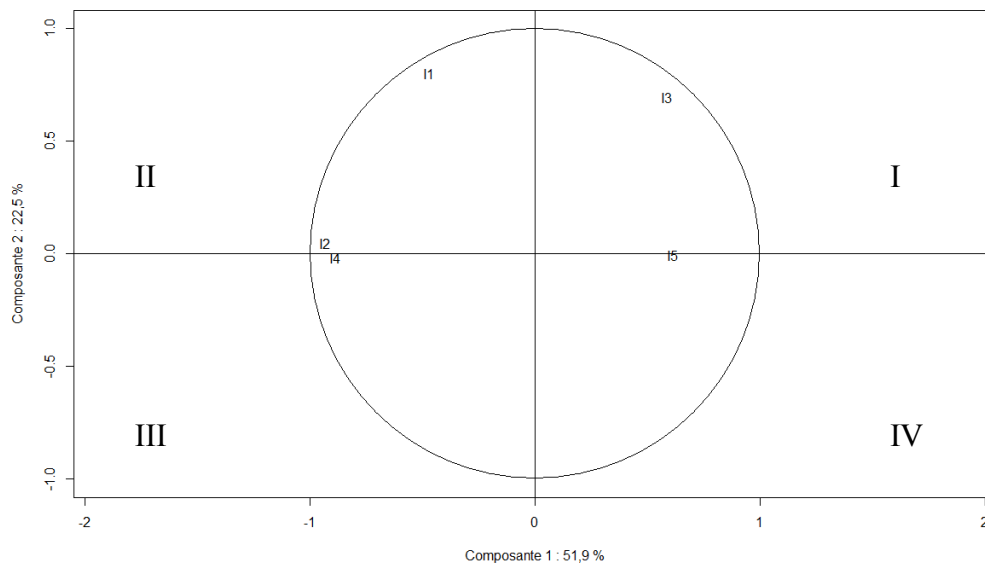


Figure A6.1 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues associés à l'analyse orthogonale par composantes principales. I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I4 : Position du milieu humide, I5 : Proximité des communautés riveraines

Tableau A6.6 : Corrélations entre les indicateurs sélectionnés et l'indicateur de fonction (IF) de la fonction de régulation des débits de crues. I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines

Indicateurs	IF (I1,I2,I3,I5)	% variance expliquée (composantes 1 et 2)
I1	0,68	17,23
I2	0,27	17,33
I3	0,56	16,59
I5	0,32	7,54

Tableau A6.7 : Corrélations entre les indicateurs de fonction (IF) de la fonction de régulation des débits de crues. I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I4 : Position du milieu humide, I5 : Proximité des communautés riveraines

Combinaisons d'IF	IF
IF (I1,I2,I3,I5)	0,905
IF (I1,I3,I4,I5)	0,900
IF (I1,I2,I5)	0,946
IF (I1,I3,I5)	0,562
IF (I2,I3,I5)	0,715
IF (I3,I4,I5)	0,697

Tableau A6.8 : Changements de classes entre indicateurs de fonction (IF) de la fonction de régulation des débits de crues. I1 : Superficie du milieu humide, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I4 : Position du milieu humide, I5 : Proximité des communautés riveraines

Classe	IF original	IF (I1,I2,I3,I5)	IF (I1,I3,I4,I5)	IF (I1,I2,I5)	IF (I1,I3,I5)	IF (I2,I3,I5)	IF (I3,I4,I5)
1	3	3	3	4	3	3	3
2	17	19	21	24	31	20	21
3	69	65	63	47	42	62	56
4	16	18	18	30	24	20	25
5	0	0	0	0	5	0	0
Différence		18	20	31	52	36	34
% changement		17	19	30	50	34	32

Fonction de rétention des sédiments

Étape 2 : Analyse des corrélations interindicateurs entre les indicateurs et l'IF

Tableau A6.9 : Coefficients de corrélation et de détermination entre indicateurs de la fonction de rétention des sédiments. IF : Indicateur de fonction, I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés

Indicateurs	Coefficients de corrélation détermination					
	I1	I2	I3	I4	I5	IF
I1		0,87* 76	0,15 2	-0,28* 8	-0,52* 28	0,54* 29
I2			0,18 3	-0,35* 12	-0,53* 28	0,52* 27
I3				0,19 4	0,12 1	0,66* 44
I4					0,52* 27	0,44* 20
I5						0,23* 5

* corrélation significative à 5%

Étape 3 : Analyse orthogonale par composantes principales des indicateurs

Tableau A6.10 : Variance des composantes obtenues par l'analyse des indicateurs de la fonction de rétention des sédiments

Composantes	Valeur propre	Variance cumulée	Variance (%)	Variance cumulée (%)
1	2,57	2,57	51,34	51,34
2	1,26	3,83	25,28	76,62
3	0,63	4,46	12,55	89,17
4	0,42	4,88	8,36	97,53
5	0,12	5,00	2,47	100,00

Tableau A6.11 : Variance expliquée des composantes par indicateur de la fonction de rétention des sédiments. I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés

Indicateurs	Composante 1	Composante 2	% variance expliquée (composantes 1 et 2)
I1	2989	661	17,02
I2	3109	624	17,54
I3	9	5914	15,00
I4	1451	2144	12,87
I5	2442	657	14,20

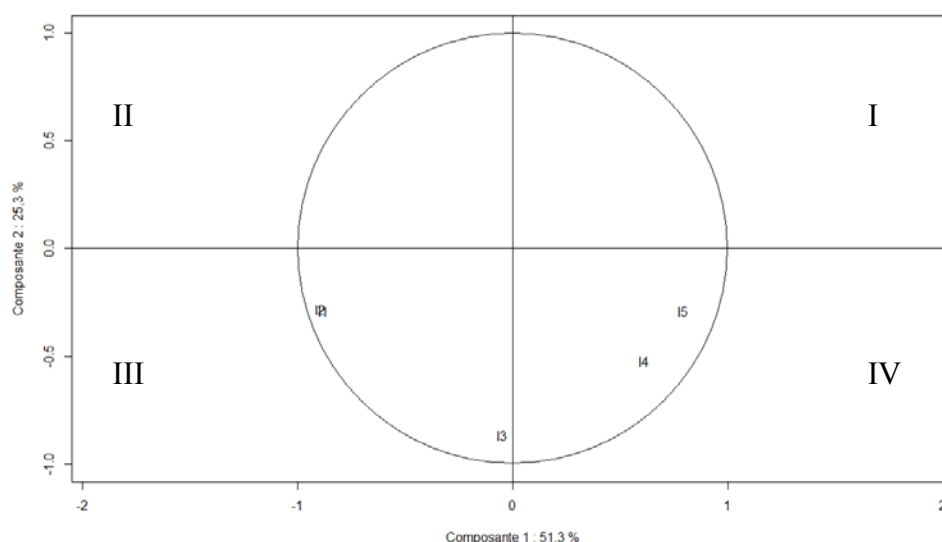


Figure A6.2 : Plan de distribution des indicateurs de la fonction de rétention des sédiments associés à l'analyse orthogonale par composantes principales. I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés

Tableau A6.12 : Corrélations entre les indicateurs sélectionnés et l'indicateur de fonction (IF) de la fonction de rétention des sédiments. I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique

Indicateurs	IF (I2,I3,I4)	% variance expliquée (composantes 1 et 2)
I2	0,51	17,54
I3	0,76	15,00
I4	0,48	12,87

Tableau A6.13 : Corrélations entre les indicateurs de fonction (IF) de la fonction de rétention des sédiments. I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés

Combinaisons d'IF	IF
IF (I2,I3,I4)	0,935
IF (I2,I3,I5)	0,890
IF (I1,I3,I4)	0,931
IF (I1,I3,I5)	0,908

Tableau A6.14 : Changements de classes entre indicateurs de fonction (IF) et la fonction de rétention des sédiments. I1 : Végétalisation, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique, I5 : Proximité des communautés

Classe	IF original	IF (I2,I3,I4)	IF (I2,I3,I5)	IF (I1,I3,I4)	IF (I1,I3,I5)
1	3	6	4	6	4
2	20	25	24	19	20
3	62	44	49	51	55
4	20	28	28	26	26
5	0	2	0	3	0
Différence		31	40	27	30
% changement		30	38	26	29

Annexe 7 – Résultats de l'analyse économique

Les résultats présentés proviennent de l'équipe d'économistes de l'Université de Sherbrooke (source : He, J., Moffette, F., Boyer, J.-P., Dupras, J. et Revéret, J.-P., 2013). Les variables économiques sont décrites dans le tableau A7.1.

Tableau A7.1 : Descriptif des variables économiques explicatives. MH : milieux humides, VAP : volonté à payer, PIB : produit intérieur brut, PPA : parité de pouvoir d'achat (tiré de He *et al.*, 2013b)

Catégorie	Nom de la variable	Moyenne (écart-type)	Description sommaire
<i>Services du milieu humide</i>	Biodiversité et habitat	0,72 (0,45)	MH possédant une biodiversité et un habitat naturel particulier.
	Filtration des sédiments (attribut)	0,25 (0,43)	Évaluation de la valeur économique de la filtration de l'eau du MH ou de la VAP pour un changement dans la qualité de l'eau.
	Gestion des crues (attribut)	0,15 (0,36)	Évaluation de la valeur économique du MH liée à son rôle de gestion ou rétention des crues face aux inondations/tempêtes ou de la VAP pour ce service.
	Activités commerciales	0,32 (0,47)	MH permet des activités commerciales qui sont soit la pêche commerciale, la chasse ou l'élevage de canards.
<i>Type de milieu humide</i>	Créé par l'homme	0,03 (0,17)	MH n'est pas naturel, il est construit par l'homme.
	Isolé	0,03 (0,17)	MH est isolé.
	Complexe	0,44 (0,50)	MH est un complexe.
<i>Caractéristiques géographiques</i>	Agricole	45,30 (25,19)	% de dominance du territoire dans un rayon de 10 km autour du MH qui est agricole
	Urbain	13,61 (11,4)	% de dominance du territoire dans un rayon de 10 km autour du MH qui est urbain
	ln taille du milieu humide	8,97 (3,30)	Logarithme des tailles des milieux humides en hectares.
<i>Caractéristique socio-économique</i>	ln PIB par habitant	9,85 (0,80)	Logarithme du PIB par habitant en \$US 2003 PPA.
<i>Type d'évaluation</i>	Marginal	0,31 (0,47)	Valeur économique du MH a été déterminée à la marge d'un changement.
	Médiane	0,03 (0,17)	La valeur économique est une médiane.
	Préférences exprimées	0,79 (0,41)	L'étude est soit une évaluation contingente, soit un choix expérimental.

Les variables économiques ont fait l'objet d'une analyse économétrique afin de les intégrer dans un modèle de méta-régression : les résultats sont présentés dans le tableau A7.2. Les coefficients démontrent que certaines variables étaient plus importantes dans le modèle : elles ont servi à générer l'équation économique (Biodiversité et habitat, Filtration de l'eau, Gestion des crues, Isolé, Complexe, Agricole, Urbain, ln taille du milieu humide, ln PIB par habitant). Parmi ces variables, notons que les trois fonctions écologiques y étaient présentes, mais elles n'étaient pas discriminatives et ont donc été combinées pour générer une seule valeur économique, présentée par l'équation 4. Aussi, les variables du type d'évaluation sont constantes et la variable du PIB par habitant a été fixée aux revenus de 2011. Une fois l'équation connue, les variables ont été calculées à chacune des échelles spatiales pour les BV des rivières Yamaska et Bécancour. La valeur ainsi obtenue par l'équation correspondait à une valeur économique à l'ha (Y). Pour obtenir la valeur économique totale par bassin (SB ou MB), la superficie totale des MH par bassin a été multipliée par la valeur à l'ha.

Tableau A7.2 : Résultats du modèle économétrique de méta-régression. PIB : produit intérieur brut

Catégorie	Variables	Coeff.	Écart-type	Valeur-p	Intervalle de confiance à 95%	
Services du milieu humide (ou fonctions) (X_{SERV})	Biodiversité et habitat	1,584	0,920	0,089	-0,243	3,411
	Filtration de l'eau (attribut)	0,893	0,649	0,173	-0,397	2,182
	Gestion des crues (attribut)	1,485	0,873	0,092	-0,249	3,219
Type de milieu humide (X_{MH})	Activités commerciales	1,899	0,696	0,008	0,516	3,281
	Créé par l'homme	2,505	1,069	0,021	0,382	4,628
	Isolé	-0,856	1,698	0,615	-4,228	2,516
Caractéristiques géographiques (X_{GEO})	Complexe	0,868	0,579	0,138	-0,283	2,019
	Agricole	-0,019	0,012	0,118	-0,043	0,005
	Urbain	0,007	0,025	0,788	-0,042	0,056
Caractéristique socio-économique ($X_{ÉCO}$)	ln PIB par habitant	-0,560	0,070	0,000	-0,699	-0,420
Type d'évaluation (X_{Type})	Marginal	1,291	0,544	0,020	0,210	2,372
	Médiane	1,484	0,529	0,006	0,432	2,535
	Préférences exprimées	3,004	1,252	0,018	0,518	5,490
	Constante	1,087	0,845	0,202	-0,592	2,766
		-3,668	5,312	0,492	-14,219	6,884
Nombre d'observations		106				
R^2		0,531				

$$Y_i = \exp(a) * \exp(b_{SERV}X_{SERVi}) * \exp(b_{MH}X_{MHi}) * \exp(b_{GEO}X_{GEOi}) * \exp(b_{ÉCO}X_{ÉCOi}) * \exp(b_{Type}X_{Typei}) \quad (\text{équation 4})$$

Annexe 8 – Comparatifs entre deux logiciels de simulation cartographique

Depuis les dernières décennies, de nombreux modèles ont été développés dans le but de simuler les changements futurs d'occupation du territoire. Mas *et al.* (2011) ont écrit un excellent article synthèse à propos des logiciels de modélisation en misant sur la comparaison des différents résultats obtenus. Le but de cette étude visait à éclairer les utilisateurs sur le choix d'un modèle répondant à leur problématique, ce qui nous a aidés dans notre démarche. Dans le cadre de ce projet, deux logiciels efficaces ont été considérés pour simuler l'occupation du territoire, Dinamica EGO (Soares-Filho *et al.*, 2003) et Idrisi Selva (Rebello *et al.*, 2009). Ce dernier est un logiciel peu dispendieux alors que Dinamica est un logiciel libre. De plus, ce sont deux méthodes qui suivent sensiblement la même approche, mais dont quelques différences majeures sont visibles.

Dans les deux cas, ce sont les chaînes de Markov qui sont utilisées afin de calculer le changement sous forme d'une matrice de transition. Cette dernière est obtenue par la comparaison de cartes d'occupation du territoire à différentes dates. Cette matrice est par la suite transformée en une matrice de probabilité de transition, ce qui permet de réaliser des projections dans le futur. Avec Dinamica, la matrice de transition est d'abord transformée en taux de transition annuel, ce qui permet d'itérer le modèle selon la période prédite en appliquant une équation de calcul matriciel. Dans le cas d'IDRISI, le module CA_Markov est utilisé pour calculer, à l'aide d'une simple correction linéaire, les probabilités de transition annuelle. Il est important de noter que cette correction est réalisée pour corriger les biais liés à la qualité des données, c'est-à-dire les erreurs de classification des cartes utilisées, et que, par conséquent, elle modifie fortement les probabilités de transition, ce qui affecte les projections de façon significative.

En ce qui concerne les cartes d'aptitude générées, elles proviennent d'une évaluation multicritère dirigée pour CA_Markov alors que Dinamica utilise la méthode des poids d'évidence. Ces cartes sont combinées afin d'obtenir une carte finale des probabilités de changement. Des automates cellulaires sont ensuite utilisés pour obtenir un effet de proximité avec certaines catégories. Les automates cellulaires utilisés par les chaînes de Markov améliorent les dynamiques spatiales et temporelles des images de probabilités conditionnelles en redistribuant les statistiques pour suivre le patron suggéré. La différence principale observée est que l'automate cellulaire de CA_Markov estime les espaces voisins à changer à l'aide d'une fenêtre d'une taille spécifiée et le nombre d'itérations choisies donne l'effet d'agglomération autour des parcelles. D'un autre côté, Dinamica

utilise deux fonctions, *expand* et *patch*. La première concerne la dégradation ou la dilatation des parcelles existantes alors que la seconde est consacrée à la création de nouvelles parcelles par un processus semi-aléatoire. Ces nouvelles parcelles sont modulées en fonction de leur taille, leur isométrie et de leur indépendance pour chaque transition. Il est aussi possible d'évaluer les cartes finales en les comparant avec la situation réelle, par exemple Dinamica utilise un indice de similarité floue. Ce dernier permet aussi d'intégrer directement des variables indépendantes dans le modèle et de diviser une zone d'étude en régions ayant des spécificités propres.

Les programmes offrant un maximum de flexibilité pour le développement de modèles personnalisés sont CA_Markov et Dinamica. Ils sont aussi ceux qui sont les plus aisés à utiliser grâce à l'ergonomie des logiciels. Néanmoins, Idrisi offre beaucoup plus de documentations et de tutoriels. Une des faiblesses de Dinamica concerne l'utilisation de la méthode du poids d'évidence. En effet, s'il n'est pas possible d'avoir cette donnée, il faut simplifier le modèle en utilisant simplement l'approche de transition. Cependant, il est nécessaire, pour chaque transition de classes, de générer des couches de probabilité, ce qu'Idrisi fait automatiquement. L'utilisation d'outils très spécialisés tend à complexifier le modèle. De plus, il est très difficile de le calibrer lorsqu'il y a des dizaines de transitions différentes. En plus, les deux logiciels sont limités par le format des entrées, les données doivent effectivement suivre des règles très précises.

Le logiciel IDRISI a finalement été utilisé puisqu'il est très bien adapté pour ce genre de travail. L'utilisation de ce logiciel en se basant sur les chaînes de Markov pour effectuer les simulations permet de répondre aux objectifs fixés. Le logiciel Dinamica avait aussi été considéré grâce à son approche moderne et originale, qui consiste à utiliser deux fonctions (*patch* et *expand*) très polyvalentes. Malgré le fait que ce logiciel permette d'économiser beaucoup de temps de traitement, il est peu documenté. Ceci s'explique par sa nouveauté et par l'indisponibilité de nombreuses informations, ce qui limite sa grande puissance en simulation.

Annexe 9 – Règles de pondération des critères du potentiel de restauration pour le scénario optimiste

Les règles de pondération et de classification en ordre d'importance démontrent l'importance des critères utilisés pour établir le potentiel de restauration. Le scénario optimiste correspond à une augmentation de la superficie de petits MH, une restauration et une création de nouveaux MH pour 2050.

Tableau A9.1 : Critères utilisés pour la carte du potentiel de restauration de milieux humides. 7t : Organique mince, 7e : Organique épais, 5a/s : Marin (faciès d'eau profonde/peu profonde), 4a : Plaine lacustre, 4ga : Glaciolacustre, 3a : Dépôts alluviaux, 3ac : Actuel, 3ae : Récent, 3an : Ancien

Critères	Valeurs associées au pointage				
	5	4	3	2	1
Classe de drainage	60	50	40	30	autres
Pente (%)	0-2	3	4	5	>6
Dépôts de surface	7t et 7e	5a et 4a	5s, 4ga,3a, 3ac,3ae,3an	-	autres
Proximité d'un cours d'eau (m)	0-100	100-200	200-300	300-400	400-500
Milieux humides (%)	0	0 - 2	2 -4	4 - 6	>6
Proximité du bâti (m)	>750	500-750	250-500	31-250	0-31

Annexe 10 – Analyse cartographique des fonctions écologiques pour le bassin versant de la rivière Bécancour

Les résultats sont présentés en détail pour la fonction de régulation des débits de crues et en figures synthèses pour les deux autres fonctions. On y voit les résultats des indicateurs écologiques I2 et I3 qui représentent, respectivement, la désynchronisation naturelle et la vitesse d'écoulement, l'indicateur socioculturel I5 qui évalue la proximité des éléments anthropiques et l'indicateur économique (Ié). La majorité des MH est concentrée dans le centre du bassin, ce qui contribue grandement à la fonctionnalité des SB ou des MB.

Fonction de régulation des débits de crues

La fonction écologique est très attachée au rôle du réseau hydrologique et est remplie très distinctement entre les provinces naturelles. L'est représente précisément la source du réseau hydrologique dans les Appalaches (figure 4) et la tendance a démontré que c'est dans cette province que la capacité à réguler les crues est la plus faible. Pourtant, cette capacité n'a pas affecté les zones plus en aval ou situées dans une section médiane du bassin. Cette sous-section présente chaque indicateur spatial et leur synthèse (IF) aux échelles des SB et des MB, pour les trois périodes temporelles du BV de la rivière Bécancour.

État actuel (2011)

La fonction de régulation des débits de crues en 2011 a d'abord été cartographiée au niveau des SB (figure A10.1). Il y a une nette séparation entre les provinces naturelles des BTSL et les Appalaches. Cette dernière comprend la plupart des SB qui sont dans un état moyen et l'ensemble des SB en mauvais et en très mauvais état. C'était d'ailleurs dans cette région qu'il y a le moins de MH. De plus, la majorité des SB en jaune sont isolées des grands affluents du bassin. Les SB en orange et en rouge représentent des MH plus dispersés. Néanmoins, I2 montre certains SB en très bonne condition dans les Appalaches, où il n'y a pas nécessairement plus de MH, mais où presque tous les MH présents régulent les débits par une certaine densité forestière. Contrairement à I2, les SB de I3 en aval filtrent mieux les sédiments, car ils sont situés dans les basses-terres où les pentes sont assez faibles. De plus, la taille est un facteur très important puisqu'un MH plus grand devait avoir un réservoir plus important pour accumuler l'eau. De fait, les SB en bon état contiennent généralement la plus grande superficie de MH.

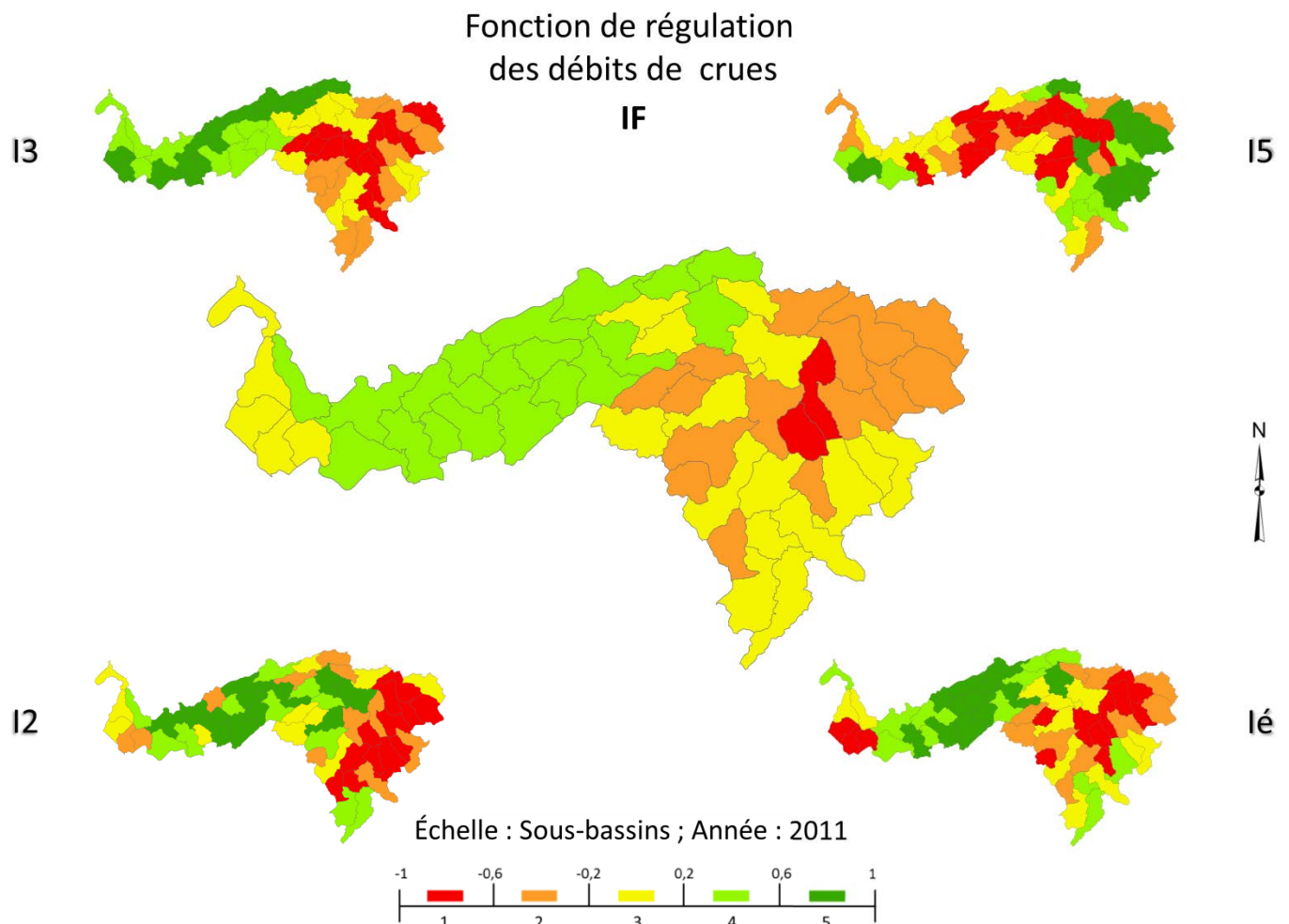


Figure A10.1 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, on remarque quelques secteurs problématiques et un seul MB où la fonction est très bien remplie (figure A10.2). Ce niveau tactique traduit les mêmes conclusions qu'au niveau stratégique, mais fournit aussi une information supplémentaire quant aux MB de l'est du bassin. Ces quelques MB en bon état démontrent qu'il est possible que les MH en amont soient fonctionnels, notamment parce qu'il y a quelques lacs à proximité de ceux-ci. Ils sont aussi près de quelques zones urbaines, ce qui démontre à quel point les MH dans ces régions sont importants pour l'aspect social. En plus, les quelques MB au centre-nord qui ne sont pas en bon état sont situés près des tourbières exploitées, qui drainent elles-mêmes une grande partie de l'eau. Contrairement à la carte synthèse de la fonction du support d'habitats fauniques, les zones critiques se situent entièrement à l'est du bassin. C'est-à-dire que les MH contrôlent plus les débits de crues en aval.

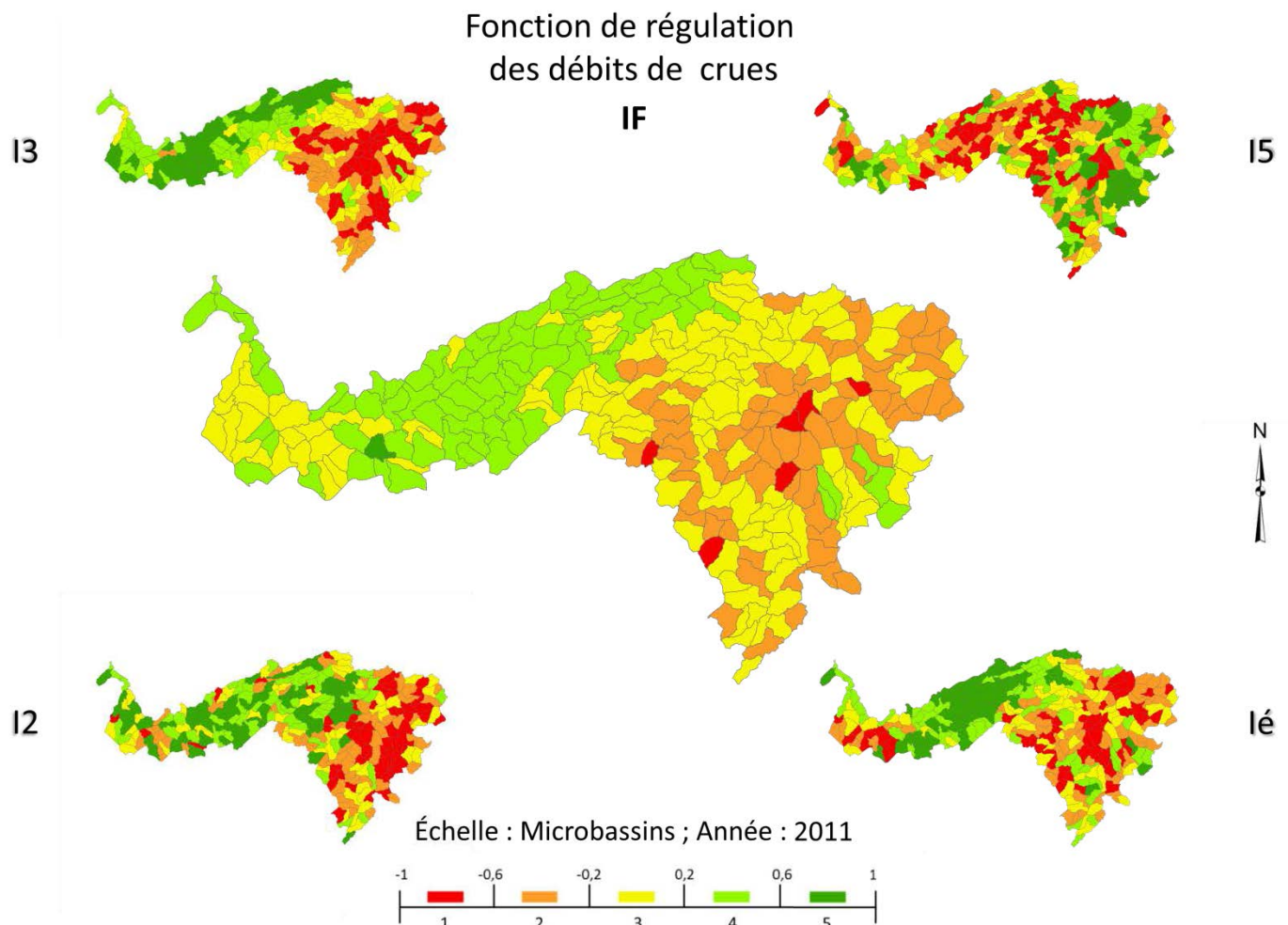


Figure A10.2 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

État historique (1984)

Les résultats de la période historique démontrent que la fonction était bien remplie avant que les MH se dégradent par l'activité humaine (figure A10.3). En effet, il y a très peu de SB critiques et quelques SB en très bon état. Ces derniers proviennent principalement des indicateurs I2, I3 et Ié et se situent majoritairement au centre-ouest. Cela démontre qu'avec le changement anthropique les MH étaient attaqués sur leur capacité fonctionnelle et le BV de la rivière Bécancour est en bonne situation pour mitiger les impacts des crues. C'est principalement vrai dans le centre du bassin où il y a plus de MH et que la situation est restée plutôt stable entre 1984 et 2011.

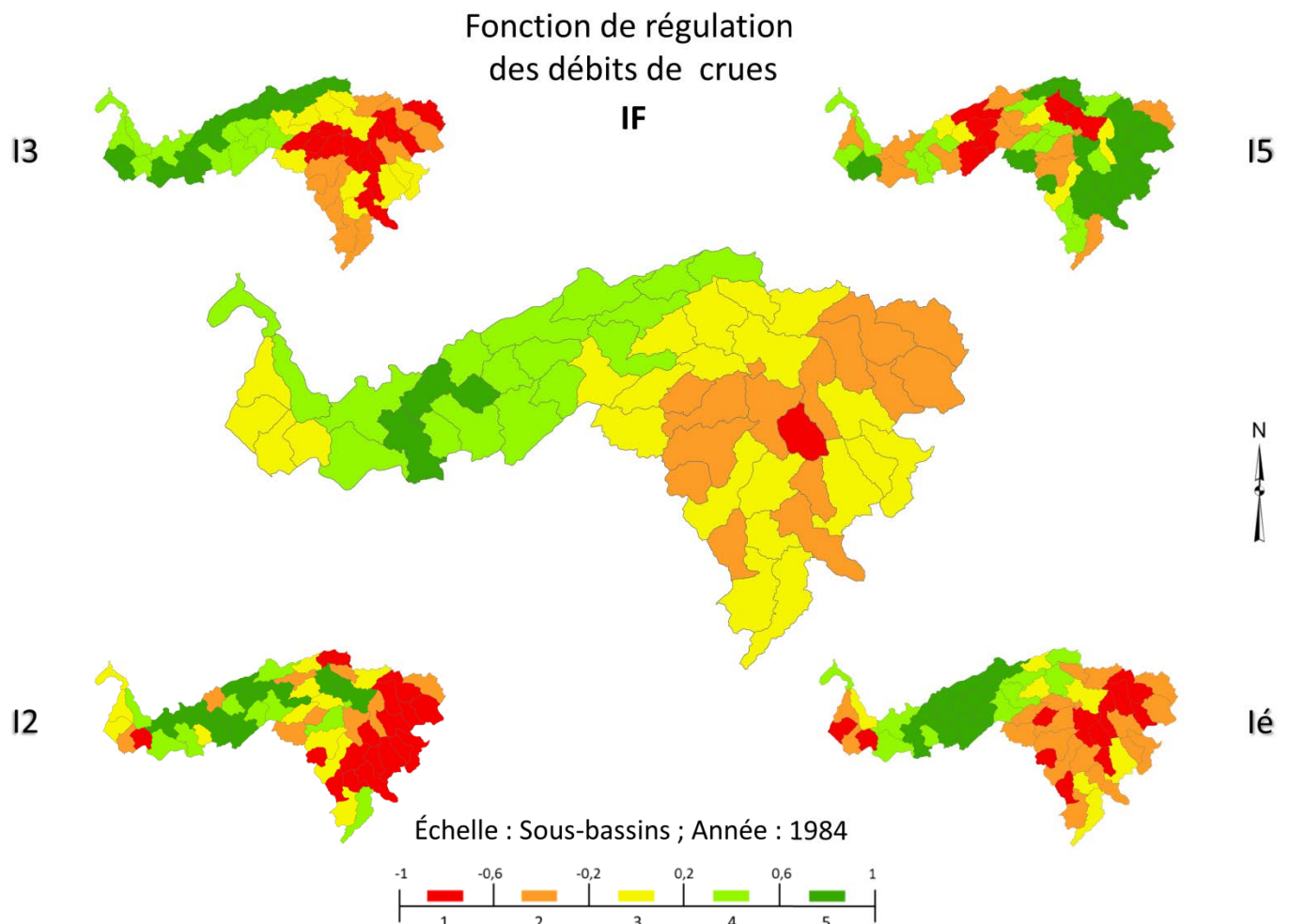


Figure A10.3 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Les MB en 1984 précisent l'information obtenue lors du diagnostic (figure A10.4). La tendance générale montre que, tout comme les SB, les MB en mauvais état se retrouvent exclusivement dans la partie est du BV. De plus, il y a quelques MB en vert très foncé. L'indicateur spatial le plus contrasté est I5, où le secteur appalachien est en très bon état comparé aux autres indicateurs spatiaux. De plus, même si quelques MB à l'est sont en bon état, cela ne se reflète pas au niveau plus grossier. Dans ces cas-ci, cela implique qu'au niveau socioéconomique (I5 et Ié), le service est bien fourni malgré que la fonction écologique n'est pas si efficace (I2 et I3).

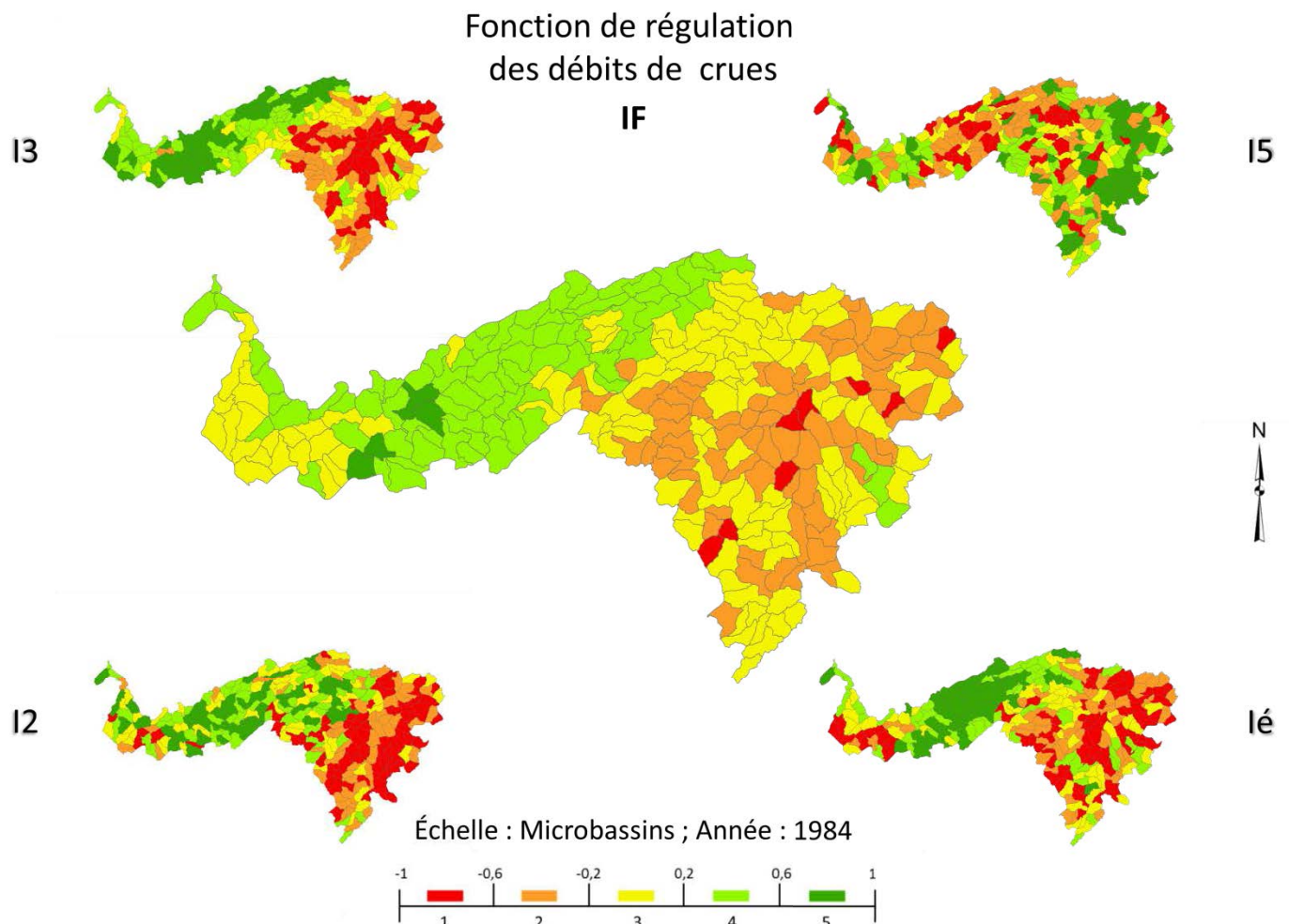


Figure A10.4 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

État futur pessimiste (simulation 2050)

Dans le scénario pessimiste, les SB qui sont en mauvais état se situent au centre-est et à l'est (figure A10.5). De plus, le SB à l'extrême ouest est en bon état, notamment par l'occupation du territoire qui a évolué. Comme la couverture forestière a été augmentée, I2 réagi positivement. De même pour I3, les MH qui ont disparu étaient principalement dans des zones de pentes plus fortes, c'est pourquoi certains SB sont en situation moins critique. En effet, les MH restants demeurent aussi efficaces qu'avant, mais comme le SB ne contient plus de MH à faible capacité, il ressort dans une meilleure situation. L'indicateur socioculturel est fortement dégradé dans le secteur médian du BV. On constate que lorsque la fonction écologique est bien remplie, le service ne suit pas toujours la même direction. L'essentiel à noter est qu'il y a seulement un SB en état critique.

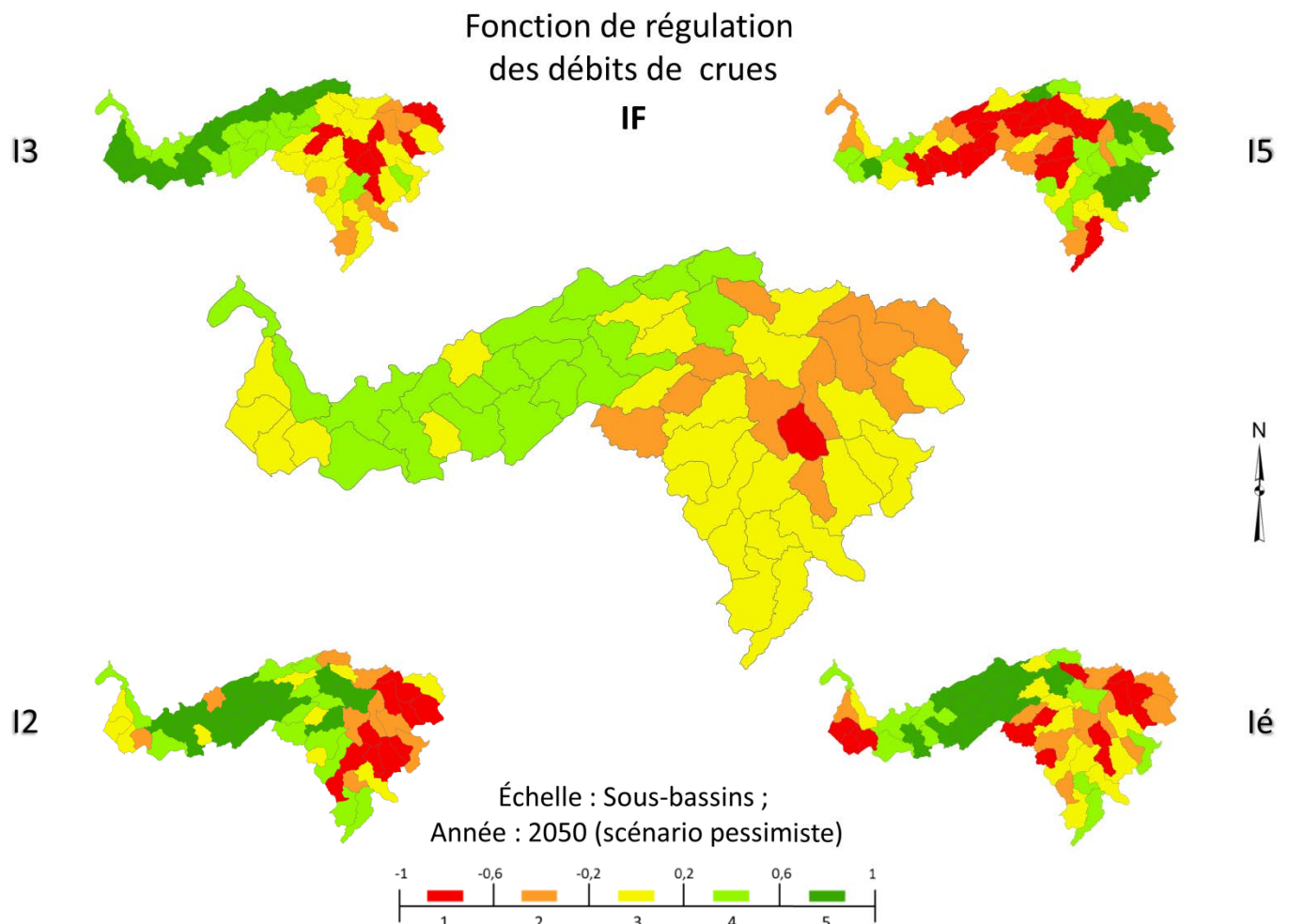


Figure A10.5 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, quelques MB de mauvais état apparaissent à l'ouest alors qu'à l'est quelques MB en bon état se perdent dans le grand nombre de MB en mauvais état (figure A10.6). On remarque un seul MB en état critique à l'ouest. Comme il est régulé en fonction de ses indicateurs spatiaux, on peut en conclure que les MH ont disparu dans ce MB et que la fonction est absente. Ensuite, concernant le SB critique, au niveau des MB, on voit qu'il y a seulement une zone qui est réellement en manque fonctionnel. On constate aussi que le service est moyennement bien offert à proximité des établissements humains. À cette échelle, les MB critiques sont très dispersés sur le territoire appalachien, il y a donc de nombreuses zones à risque près des lacs qui servent de source à la rivière Bécancour.

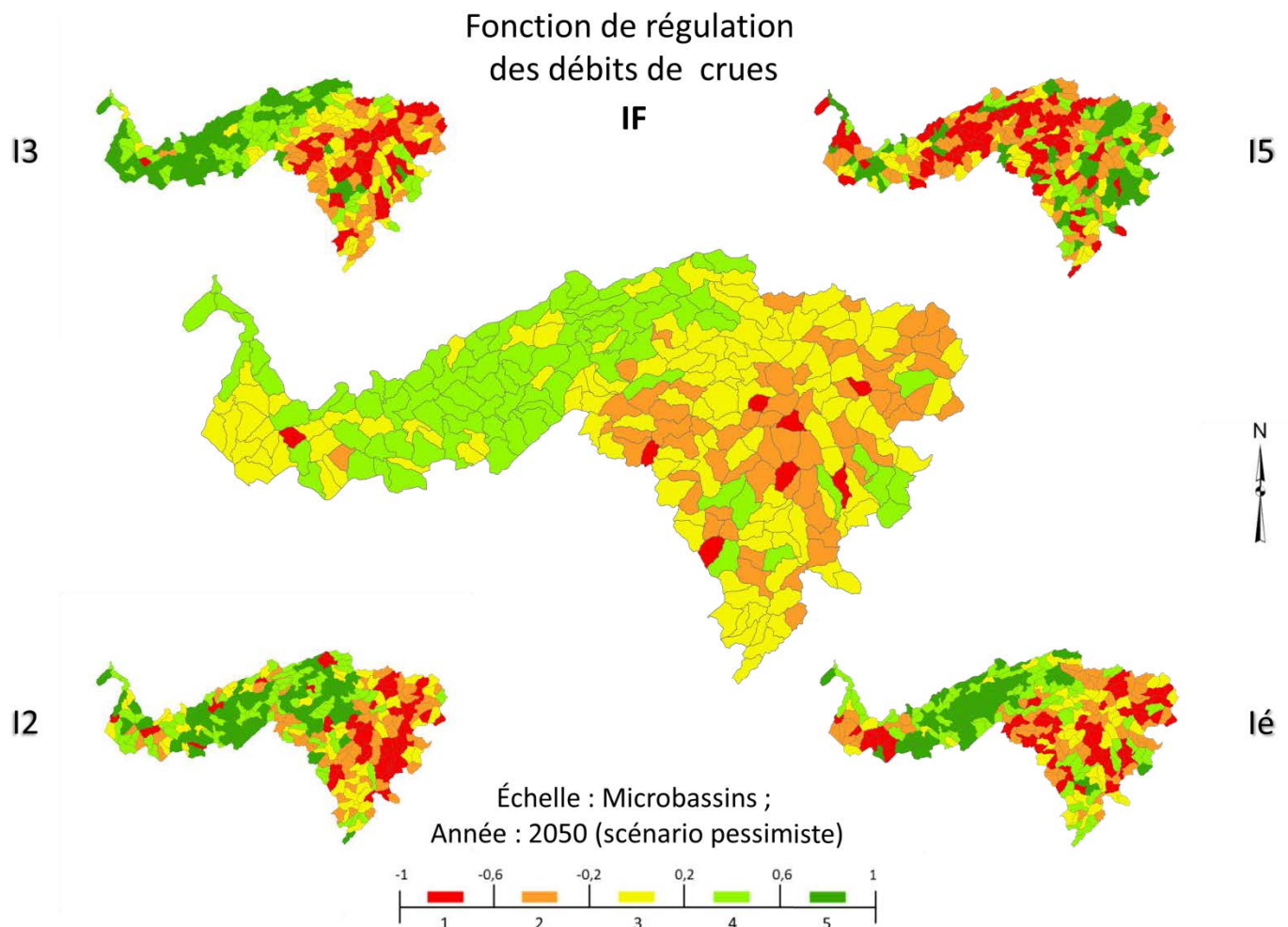


Figure A10.6 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

État futur optimiste (simulation 2050)

La situation est globalement bien en misant sur une restauration de MH (figure A10.7). En effet, il y a peu de SB en mauvais état et plusieurs SB en bon et en très bon état. Par exemple, ces derniers font partie d'une grande zone (agglomération de SB) fournissant bien leur fonction au centre et à l'ouest du BV. Plus précisément aux indicateurs spatiaux, ces SB contiennent des MH qui remplissent bien leur fonction écologiquement (I2 et I3) et économiquement (Ié), mais qui ne sont pas très efficaces pour l'aspect socioculturel (I5). Il y a une tendance à l'amélioration vers l'ouest du BV qui fait croire qu'en restaurant les MH pour une perspective de 2050, les MH sont plus à même de réguler les débits de crues.

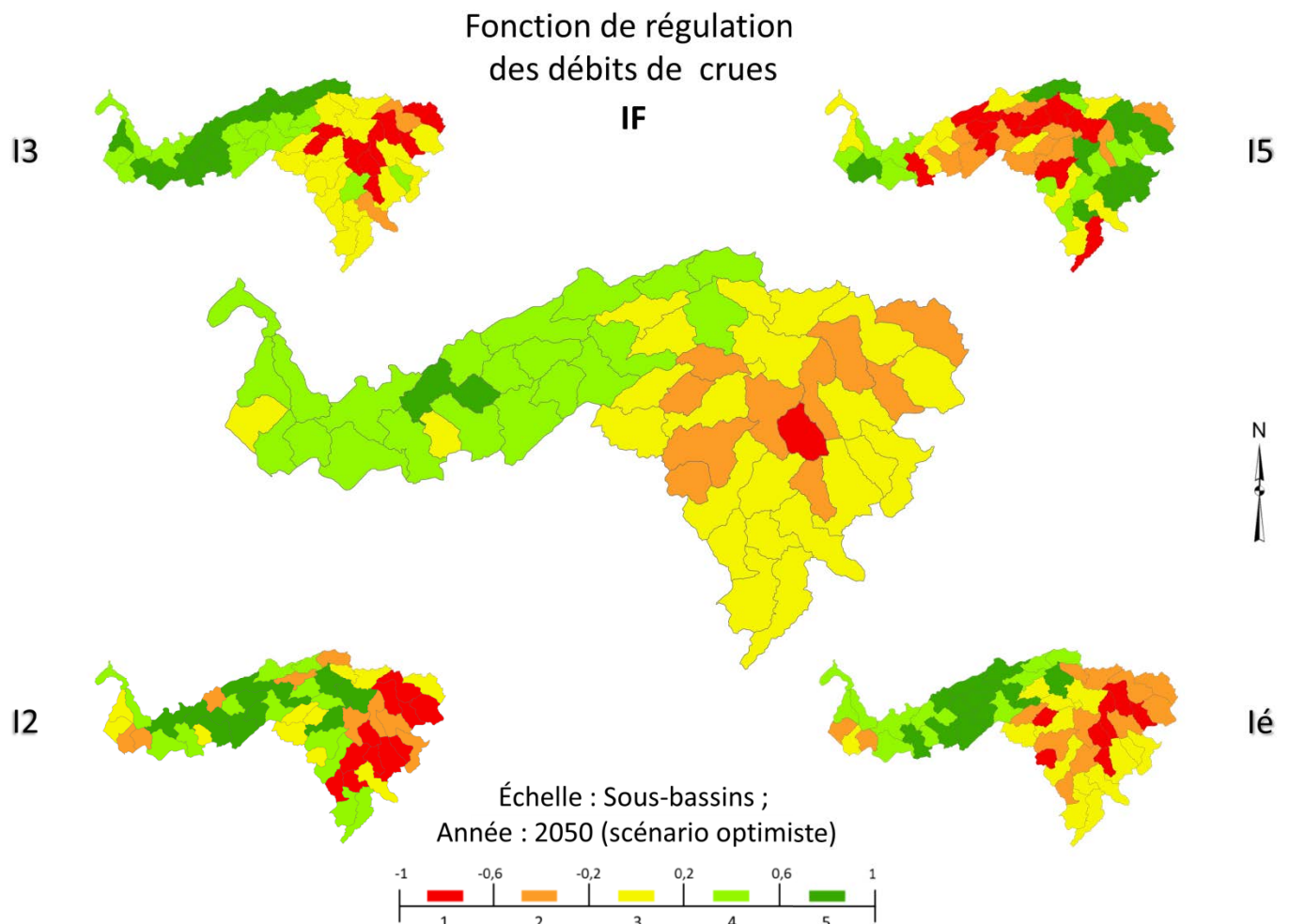


Figure A10.7 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, il y a une différence significative de la fonctionnalité des MH à l'est du bassin qui est plus dégradé qu'à l'ouest du bassin (figure A10.8). Les MB qui sont en bon état pour l'IF sont composés majoritairement d'endroits où l'apparition de forêt permet de protéger les MH (I2) et où de nouveaux MH sur des terrains plats contribuent à ralentir le débit (I3). En plus, la reconstitution des MH augmente la valeur économique (Ié), mais ne permet pas une amélioration significative de protection des inondations (I5). En somme, l'IF démontre plus de MB en bon état qu'en mauvais état partout dans le BV.

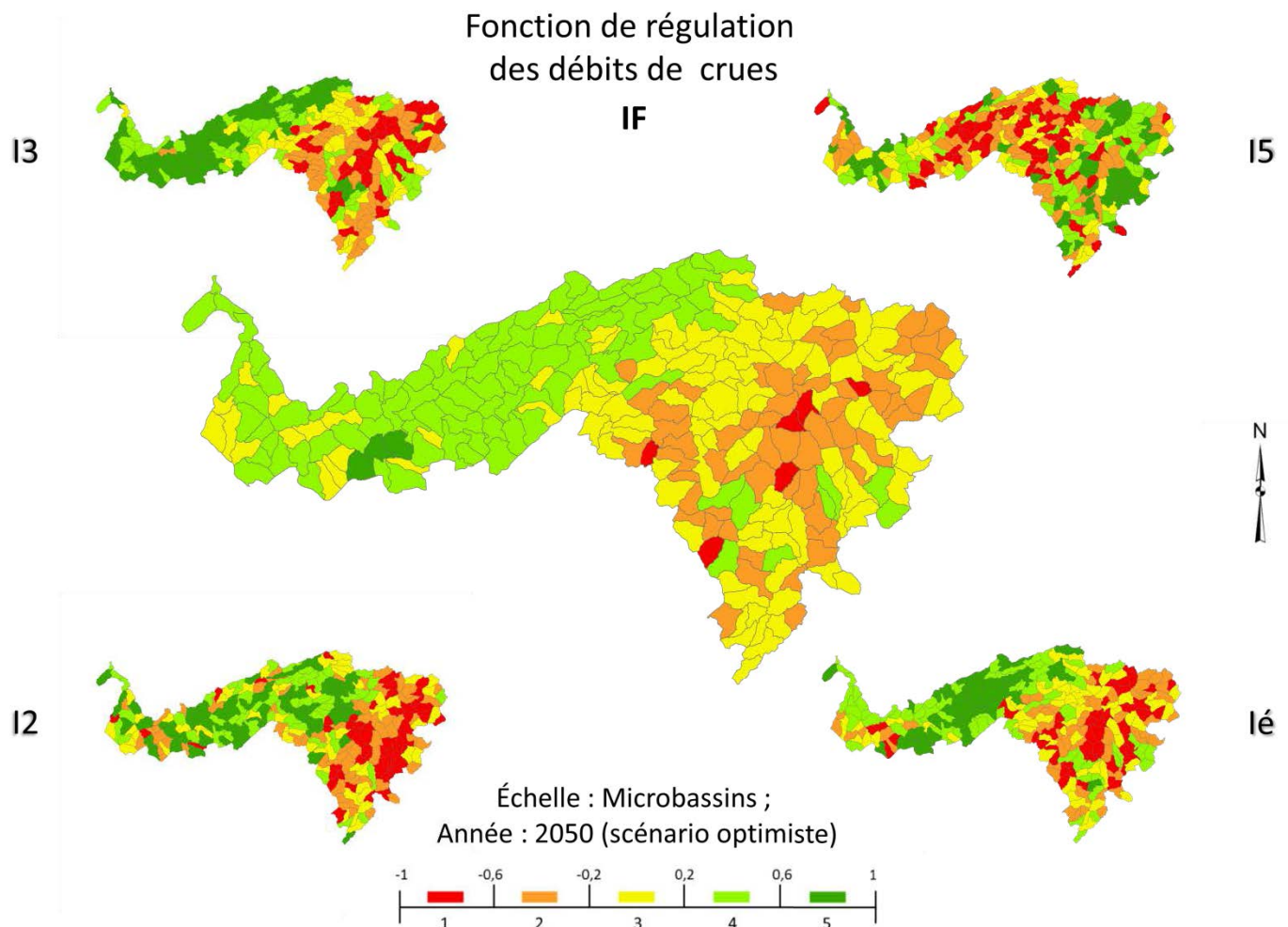


Figure A10.8 : Indicateurs de la fonction de régulation des débits de crues du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Désynchronisation naturelle, I3 : Vitesse d'écoulement, I5 : Proximité des communautés riveraines et Ié : Indicateur économique

Fonction du support d'habitats fauniques

Cette sous-section présente chaque indicateur spatial et leur synthèse (IF) à l'échelle des SB de la rivière Bécancour en 2011. On y démontre donc les résultats simplifiés des indicateurs en 2011 et son IF associé aux deux échelles spatiales et finalement les IF à l'échelle des SB pour les trois périodes temporelles.

La fonction du support d'habitats fauniques a d'abord été cartographiée en 2011 au niveau des SB (figure A10.9). On y voit les résultats des indicateurs écologiques I1 et I4 qui représentent, respectivement, la connectivité entre MH et les barrières anthropiques, l'indicateur socioculturel I5 qui évalue la diversité du complexe de MH et l'indicateur économique (Ié), qui est le même que dans la fonction de régulation des débits de crues. La fonction est bien remplie au centre du BV, mais comporte des difficultés à l'est et à l'ouest. Les indicateurs écologiques (I1 et I4) sont très

différents : les MH qui sont les plus connectés entre eux sont aussi ceux qui subissent le plus de pression anthropique. Ces MH sont souvent situés à proximité des villes importantes du BV. En plus, ces MH, en étant très connectés entre eux, forment les plus grands et les plus diversifiés complexes de MH au centre du bassin. L'indicateur I5 donne donc une information semblable à I1. En somme, I1, I5 et Ié ont la même tendance et cela se reflète dans l'IF, car c'est au centre du BV que les MH supportent le plus d'habitats.

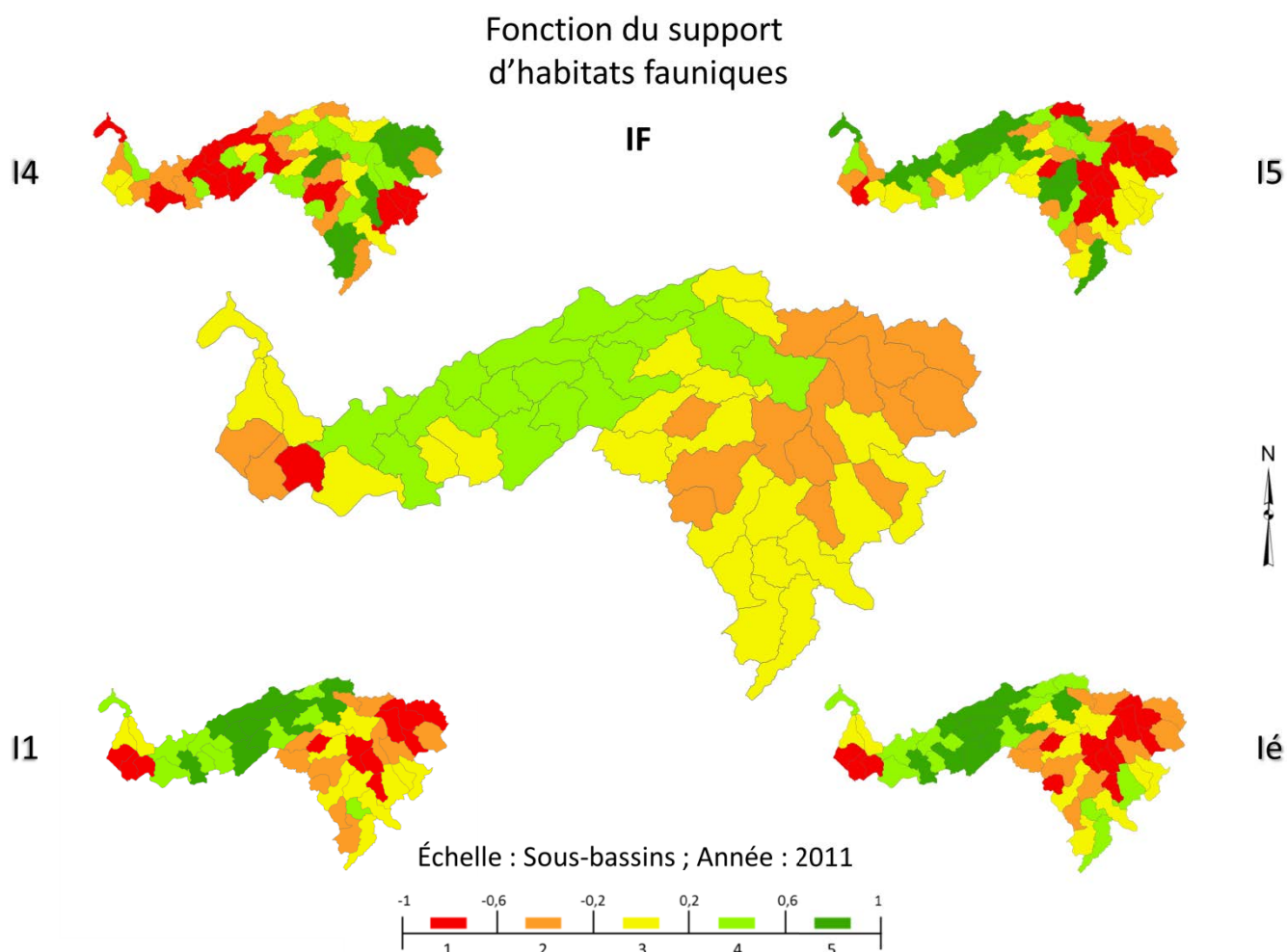


Figure A10.9 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

Au niveau des MB, on constate que les zones qui remplissent mieux leur fonction se situent au centre-ouest du BV, là où de nombreux MH existent (figure A10.10). Les SB en bon état se situant plus à l'est contiennent moins de MH qu'au centre et ont une connectivité moyenne. Par contre, il y a plusieurs complexes et très peu d'impact humain. Au niveau tactique, on remarque plusieurs MB critiques distribués à l'ouest ou à l'est, à l'image des SB. Les derniers MB en aval du bassin

montrent des MH qui fournissent bien leur fonction par rapport à tous les autres MB, alors qu'au niveau supérieur, la situation est moyenne.

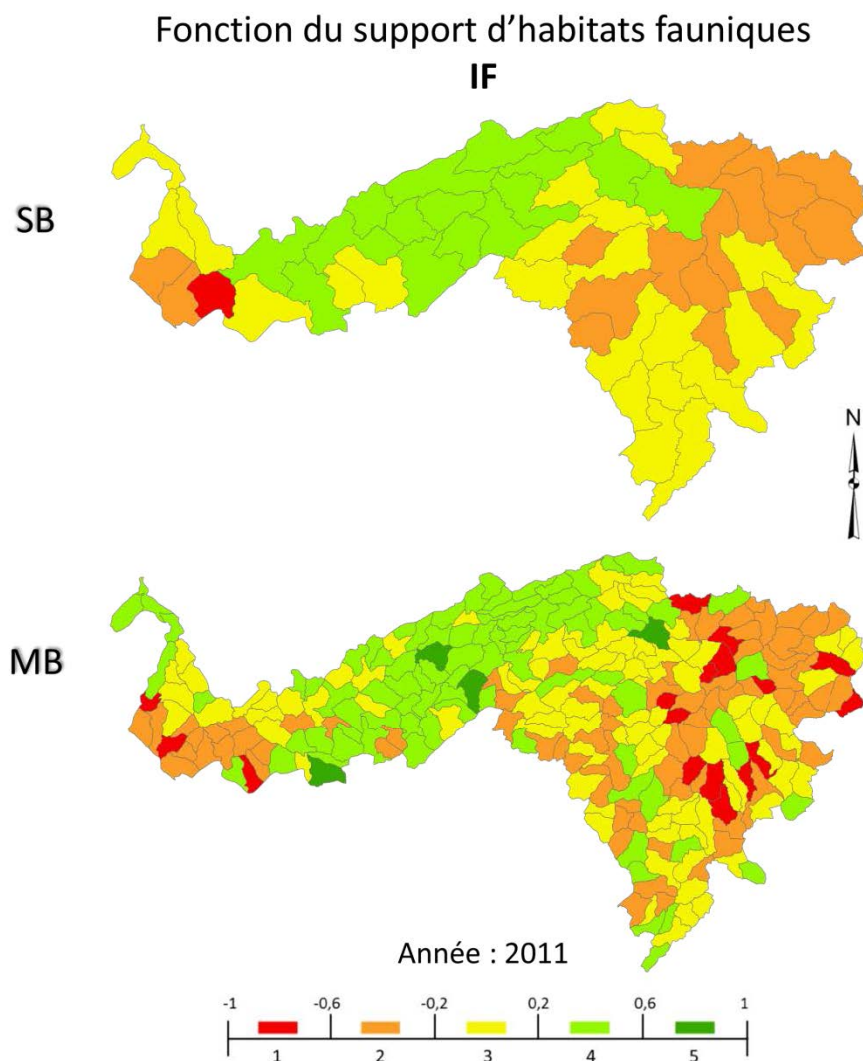


Figure A10.10 : Indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011. SB : Sous-bassins, MB : Microbassins

L'analyse des cartes temporelles permet de constater sensiblement les mêmes conclusions qu'avec le BV de la rivière Yamaska (figure A10.11). De manière générale, les MH ne supportent pas autant d'habitats en 2011 qu'en 1984, notamment dû à une augmentation de la pression humaine et une réduction des MH, ce qui pouvait souvent entraîner une plus faible diversité. Néanmoins, on voit au scénario pessimiste qu'un SB s'est amélioré, ce qui est assez incongru. Il est probable qu'un de ses MB s'est amélioré, car on distingue, notamment, une tendance des terres agricoles à disparaître au détriment de forêts, ce qui est bénéfique pour les habitats. Pour ce qui est du scénario optimiste, la distribution des valeurs des SB est pratiquement la même qu'en 2011. Seul le SB en état critique en

2011 s'est amélioré en 2050. Même en mettant un effort de restauration, il est impossible de revenir à l'état d'origine. La dégradation du BV s'est effectuée donc plus rapidement que son amélioration.

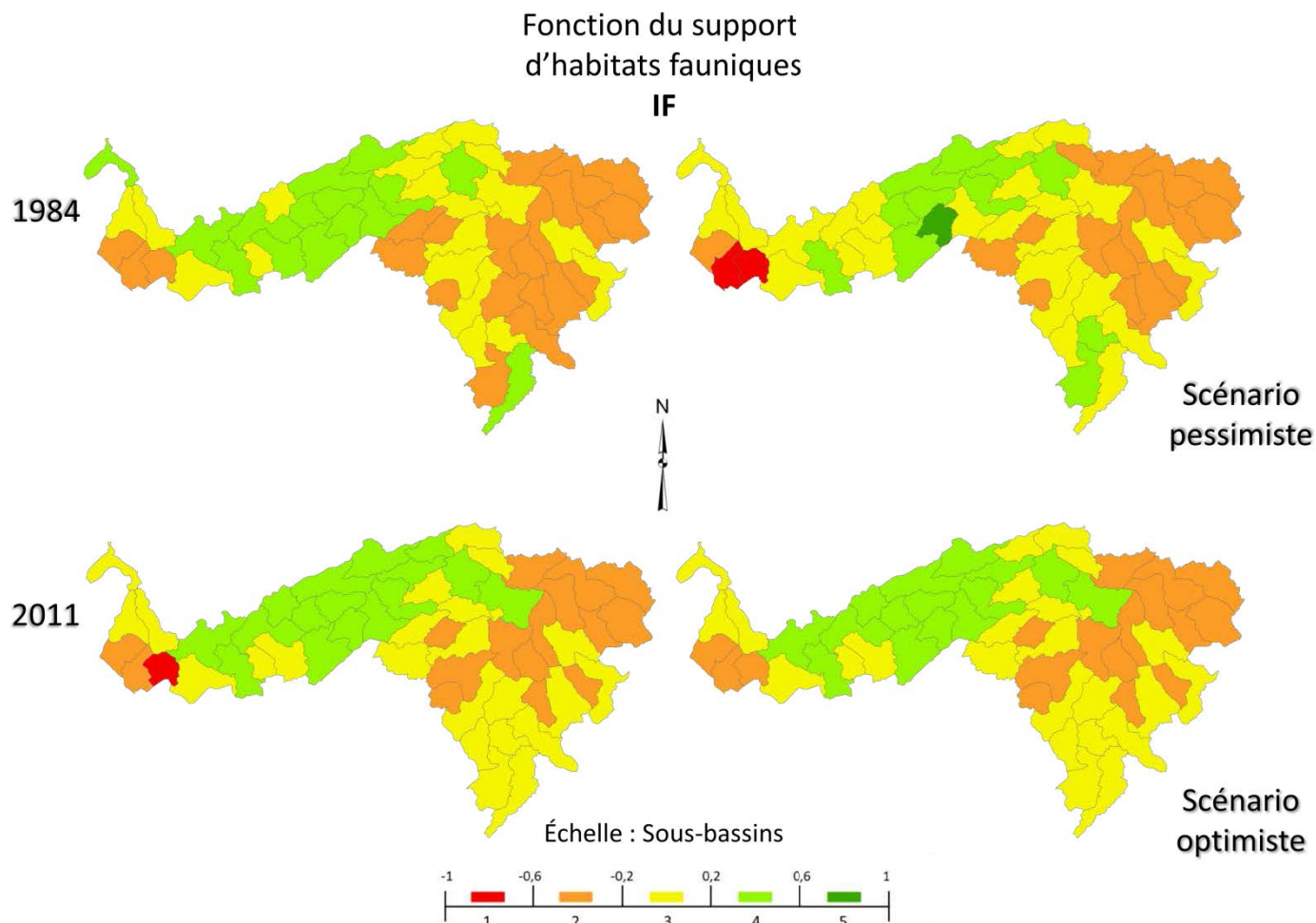


Figure A10.11 : Indicateur de fonction (IF) du support d'habitats fauniques des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Bécancour

Fonction de rétention des sédiments

Cette sous-section présente chaque indicateur spatial et leur synthèse (IF) à l'échelle des SB de la rivière Bécancour en 2011. On y démontre donc les résultats simplifiés des indicateurs en 2011 et son IF associé aux deux échelles spatiales et finalement les IF à l'échelle des SB pour les trois périodes temporelles.

On y voit les résultats des indicateurs écologiques I2 et I3 qui représentent, respectivement, la distribution spatiale des MH et l'élongation du milieu, l'indicateur socioculturel I4 qui exprime la connectivité hydrologique et l'indicateur économique (Ié), qui est le même que dans les deux autres fonctions. La rétention sédiments est globalement hétérogène, car des SB en bon état se retrouvent sur une étendue du territoire appréciable (figure A10.12). Évidemment, l'est du BV contient très peu

de MH et ils ne sont pas dispersés régulièrement sur le territoire, ce qui a diminué I2. Au niveau de l'indicateur de forme I3, cet élément démontre que les caractéristiques des MH sont très hétérogènes sur le territoire. On remarque tout de même que les SB ayant peu de MH sont souvent ceux qui n'ont pas une forme propice à la rétention des sédiments. De plus, les MH de l'est sont peu nombreux, mais conservent généralement leur caractère naturel, car ils subissent peu de perturbations, ce qui assure un aspect socioculturel important (I4). Le nord de l'est du BV contient des MH qui n'arrivent pas à faire efficacement la rétention des sédiments.

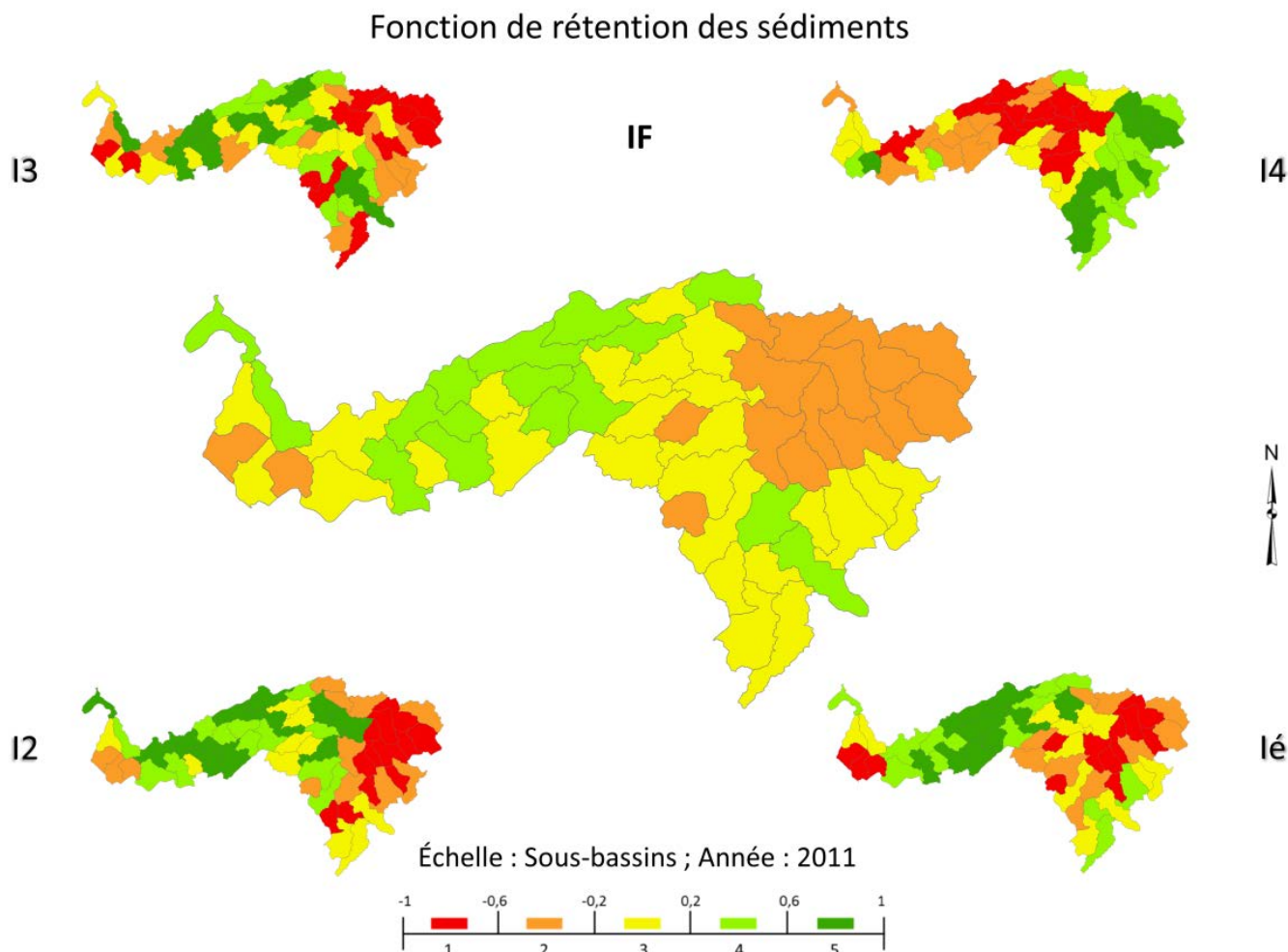


Figure A10.12 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

La figure A10.13 montre les deux niveaux spatiaux pour lesquels la fonction de rétention des sédiments a été cartographiée. Il est très intéressant de voir que les MH ont une bonne capacité à filtrer l'eau en amont du BV, où il y a de très grands lacs. Tout le long de la rivière Bécancour, les SB démontrent un bon état, sauf pour la section au nord-est. Il y a peu de MH dans cette région et ils sont souvent concentrés à certaines zones locales. C'est pourquoi il y a quelques MB qui se

retrouvent au seuil moyen. De plus, la section sud de l'ouest du BV a des SB en mauvais état et c'est dans ce lieu que se trouve la majorité des terres agricoles. Enfin, contrairement au niveau des SB, on voit quelques MB critiques (classe 1) et d'autres, en très bon état (classe 5).

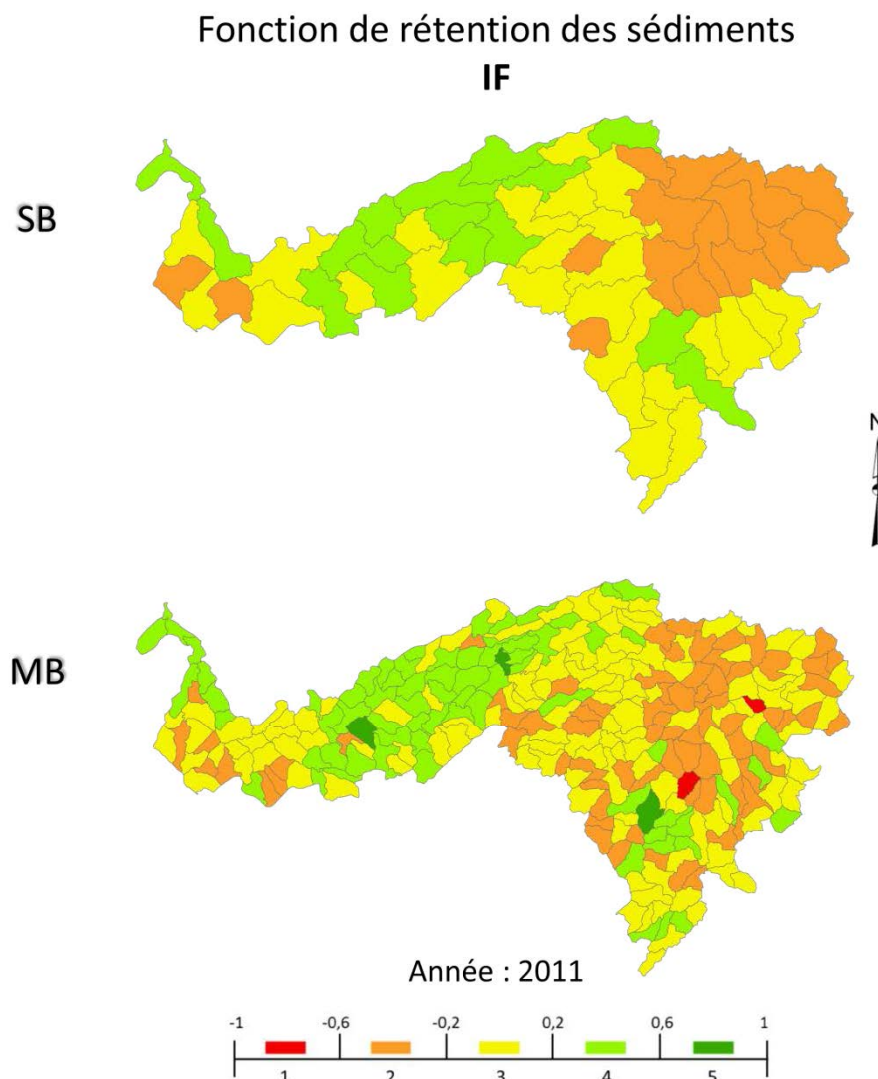


Figure A10.13 : Indicateur de fonction (IF) de la rétention des sédiments représenté pour les deux échelles spatiales du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011. SB : Sous-bassins, MB : Microbassins

D'un point de vue temporel, la figure A10.14 montre l'IF pour les trois périodes temporelles analysées. Dans la situation historique, la fonction était mieux remplie au sud de l'est du BV, mais demeurait très semblable à 2011. Malgré l'évolution du territoire, il y a eu très peu de changements au niveau de la rétention des sédiments. La tendance est simulée pour 2050 avec une diminution accrue des MH (scénario pessimiste), ce qui a créé beaucoup de changements, car c'est l'ensemble du BV qui s'est grandement détérioré. La fonction n'est plus aussi soutenue dans la zone médiane et en aval alors qu'en amont, les SB plus critiques se sont déplacés vers l'ouest. En effet, pour ce qui

est de l'est du bassin, il semble moins dégradé qu'en 2011 alors que c'est l'inverse pour l'ouest du bassin. Pour le scénario optimiste, la situation s'est améliorée fermement.

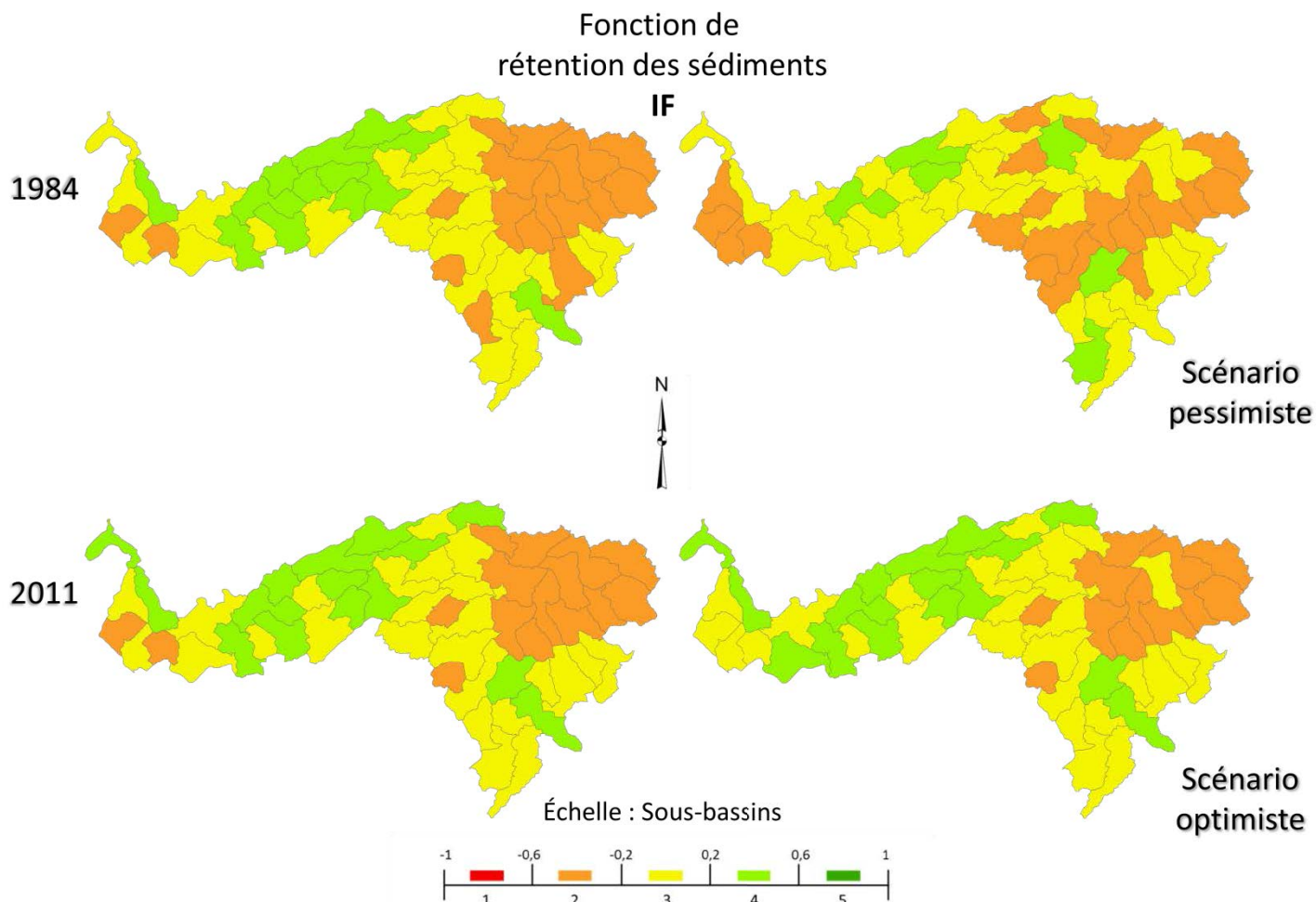


Figure A10.14 : Indicateur de fonction (IF) de la rétention des sédiments des trois périodes temporelles, représenté à l'échelle des sous-bassins du bassin versant de la rivière Bécancour

Tous ces résultats ont contribué à l'outil pour appuyer la prise de décision. Ils ont permis d'établir plus particulièrement un diagnostic détaillé en plus de spécifier les lieux d'interventions prioritaires. L'ensemble de l'analyse appliquée pour les deux BV démontre le potentiel quant à l'utilisation d'un outil simple pour les intervenants. De plus, les hypothèses de travail se sont avérées concluantes. L'utilisation d'indicateurs spatiaux facilite la mise en place d'un outil synthèse permettant de quantifier les fonctions écologiques des MH. Cela permet de bâtir une méthode simple pouvant être reproduite ou adaptée à d'autres sites d'études.

Annexe 11 – Cartes d'indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques pour les deux bassins versants

Bassin versant de la rivière Yamaska

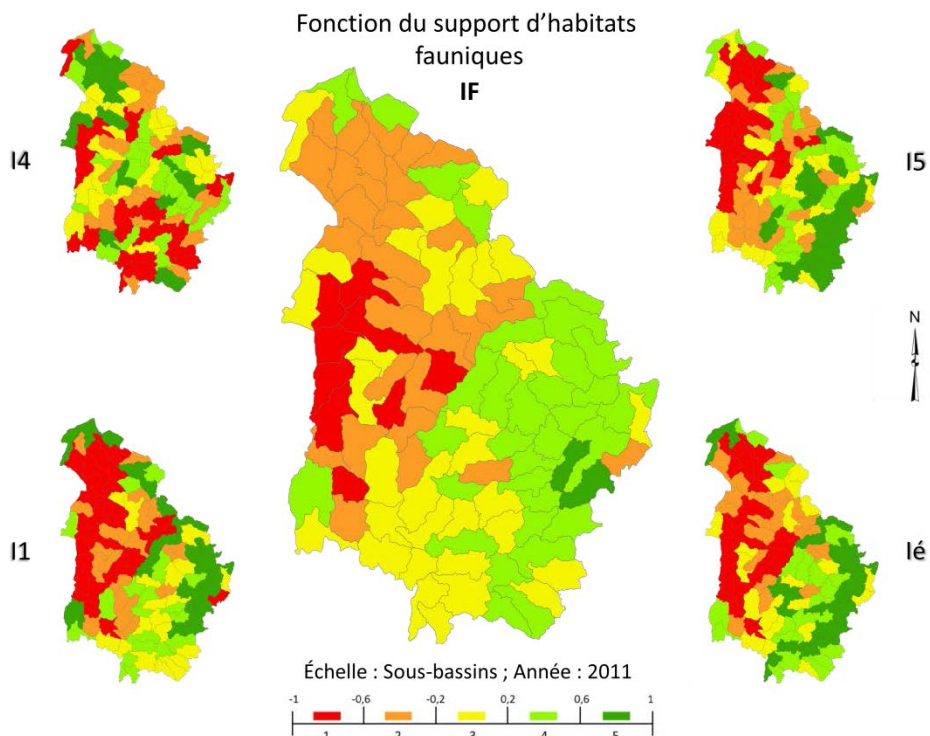


Figure A11.1 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

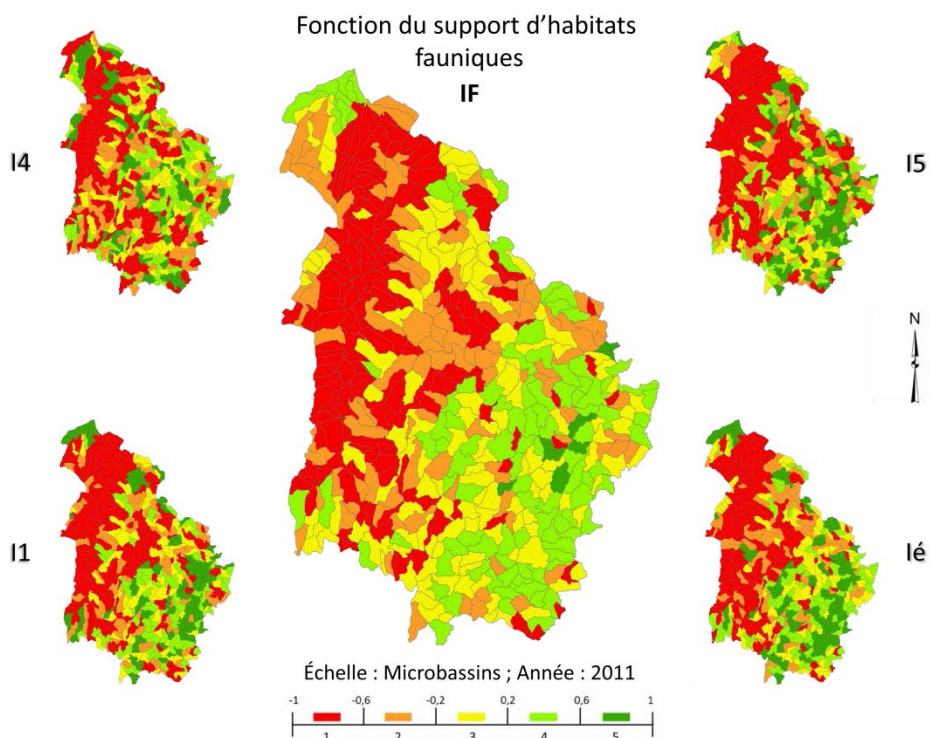


Figure A11.2: Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

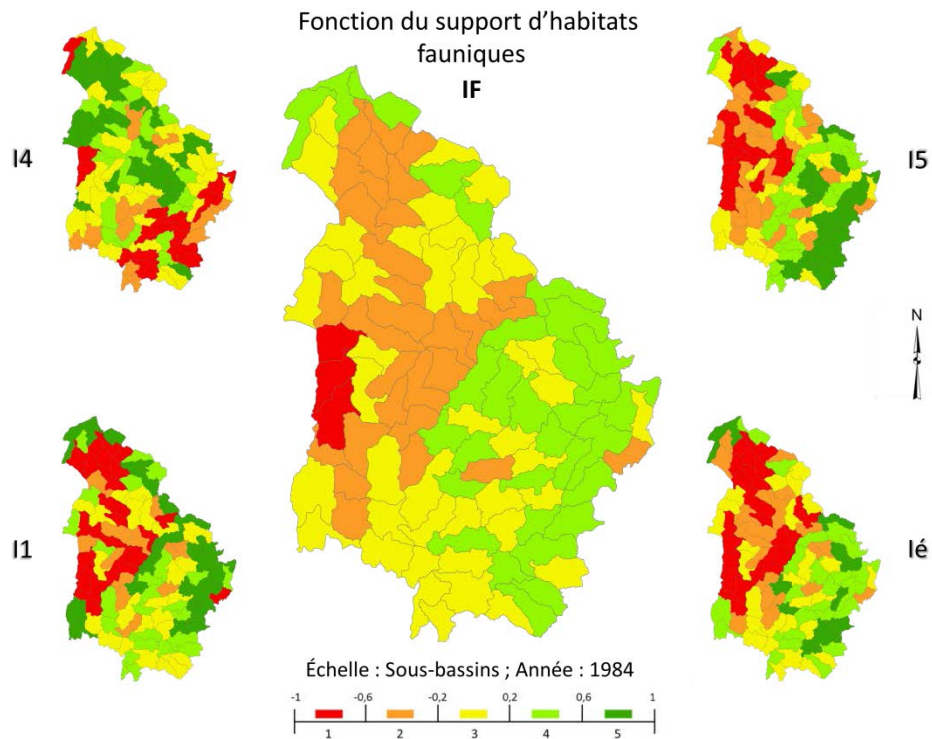


Figure A11.3 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

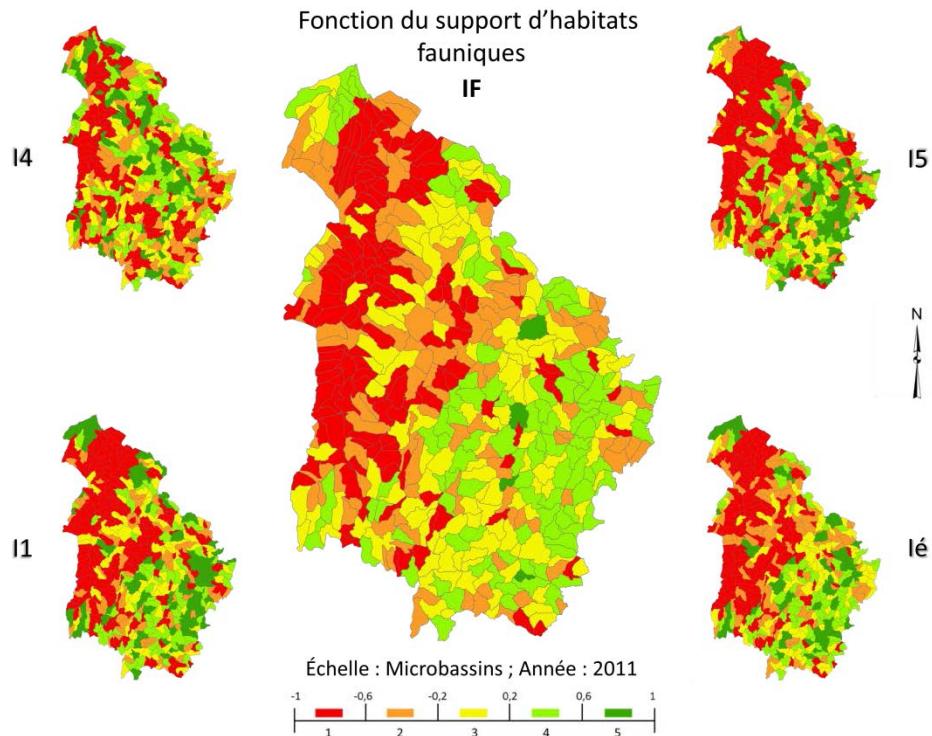


Figure A11.4 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

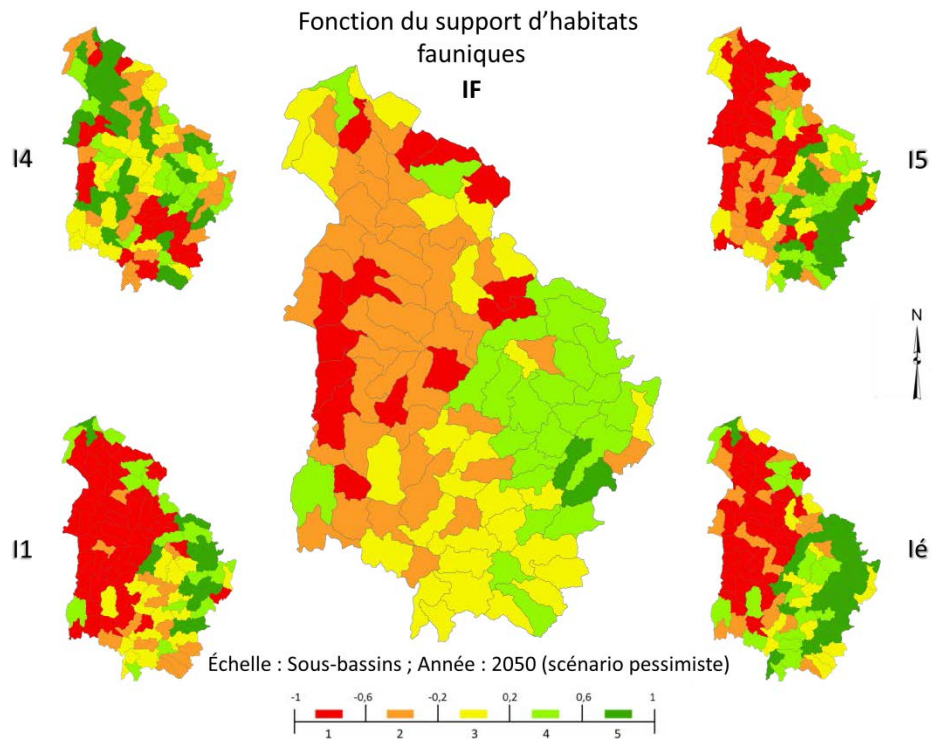


Figure A11.5 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

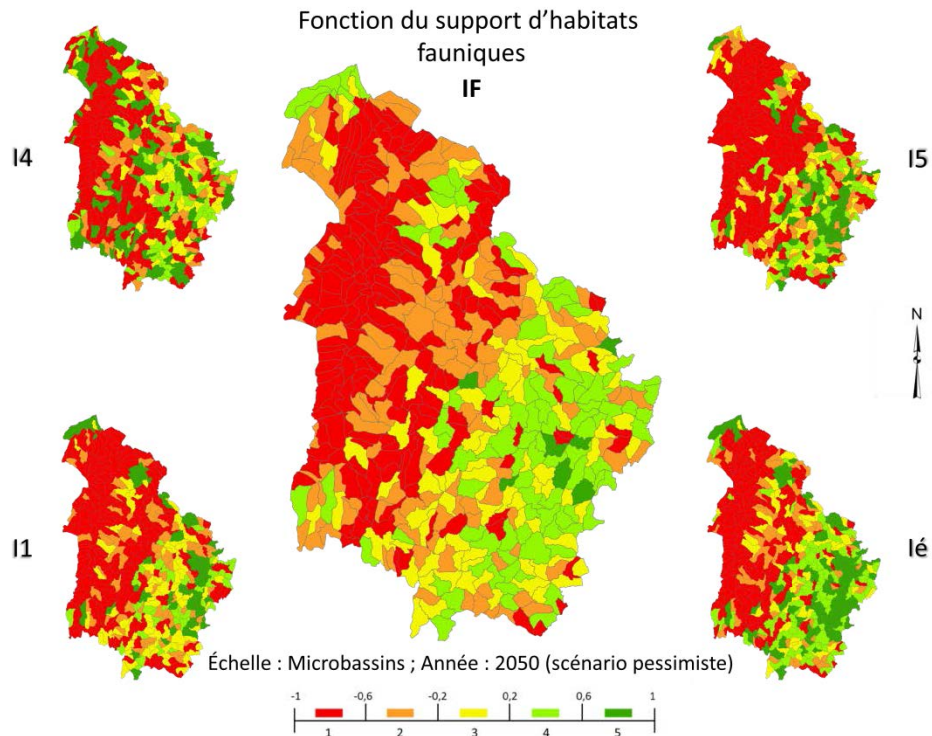


Figure A11.6 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

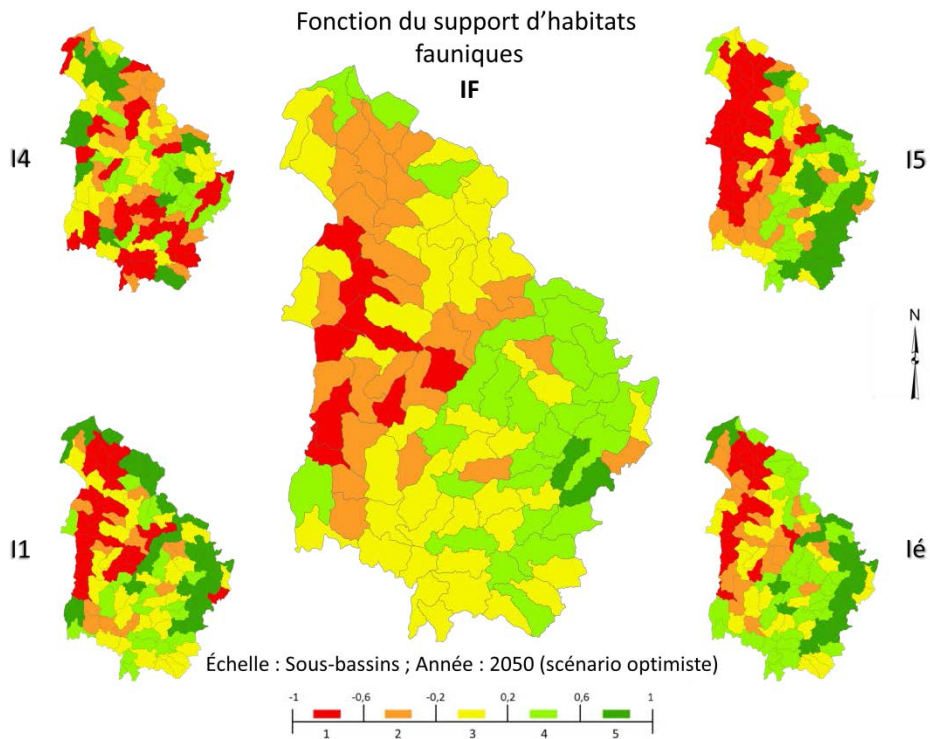


Figure A11.7 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

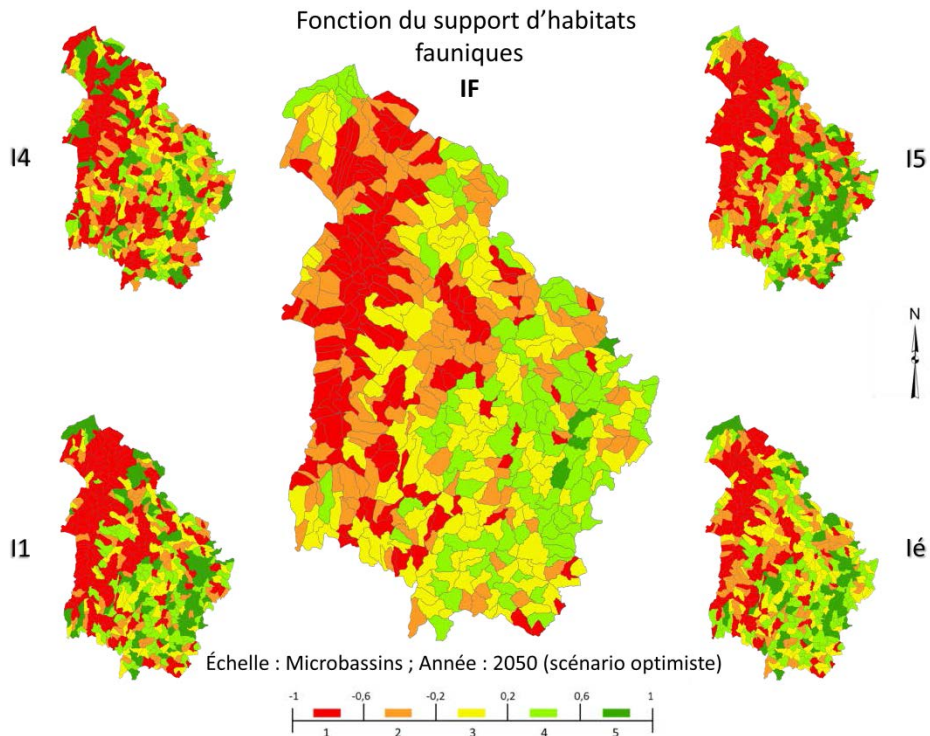


Figure A11.8 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

Bassin versant de la rivière Bécancour

Fonction du support
d'habitats fauniques

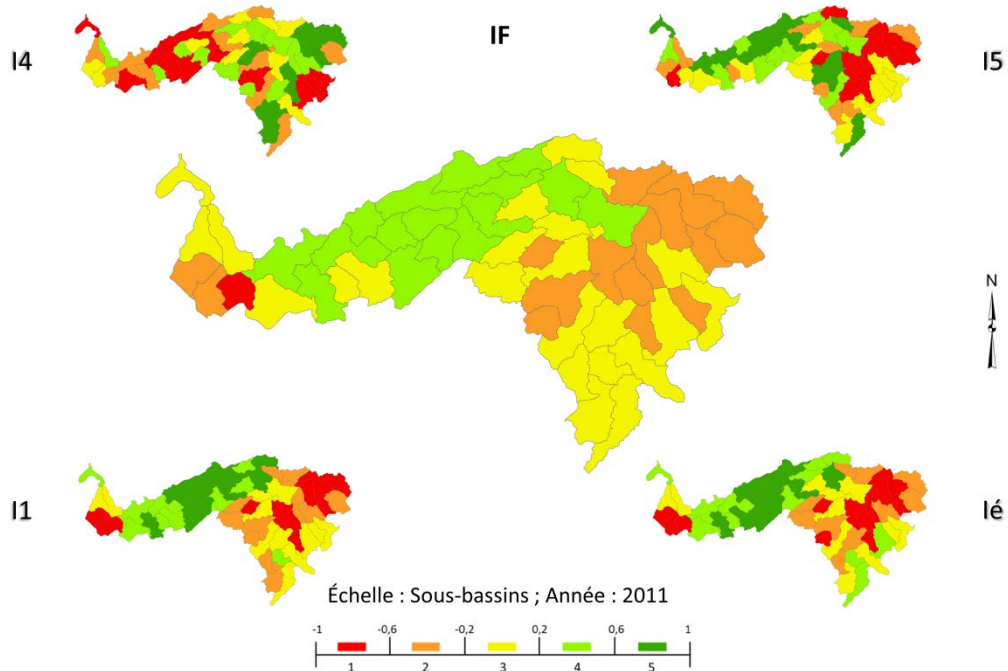


Figure A11.9 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

Fonction du support
d'habitats fauniques

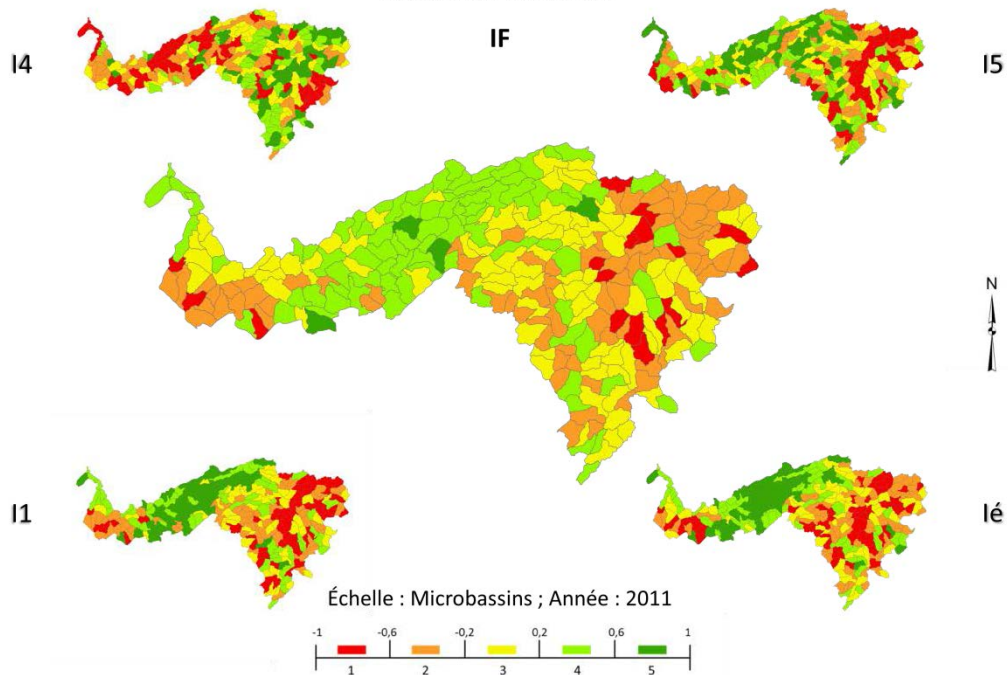


Figure A11.10 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

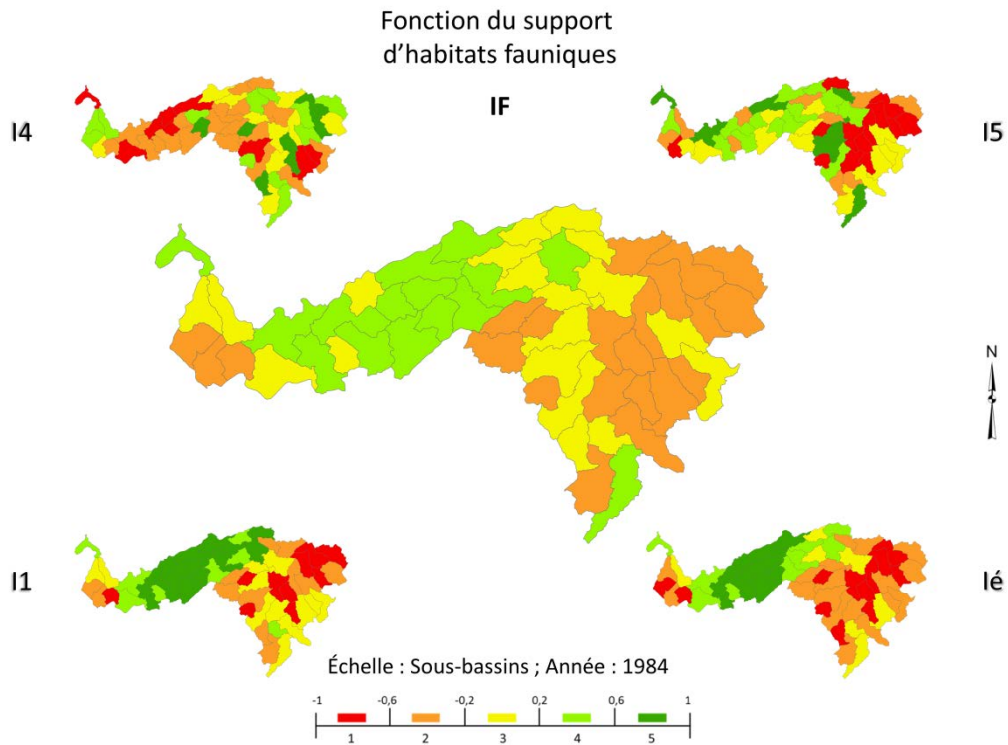


Figure A11.11 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

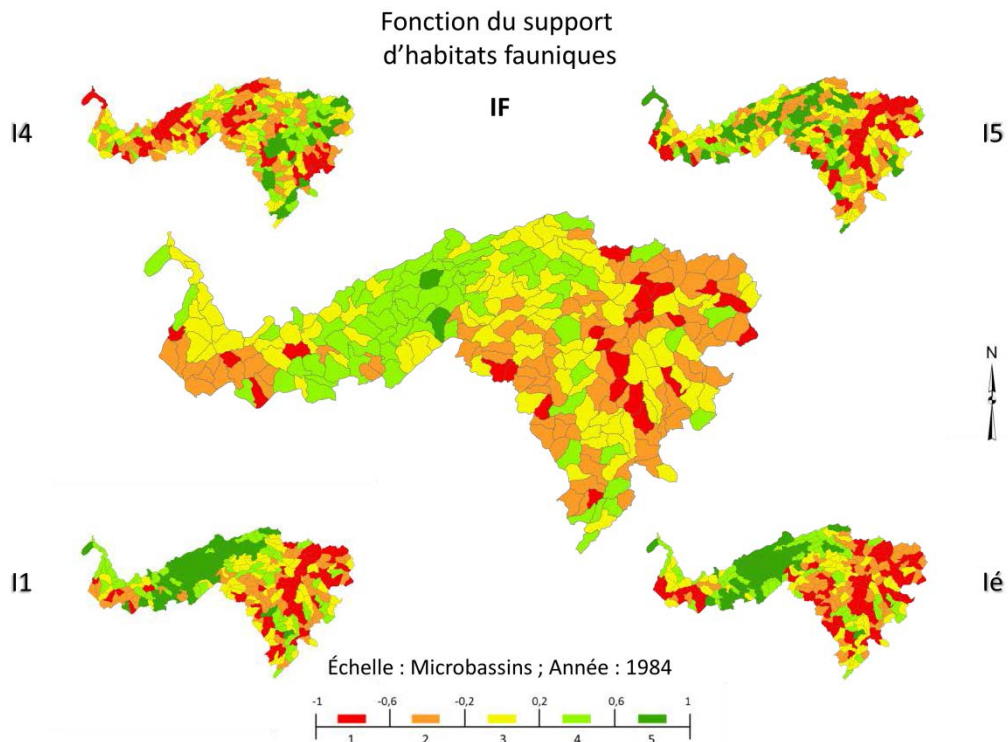


Figure A11.12 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

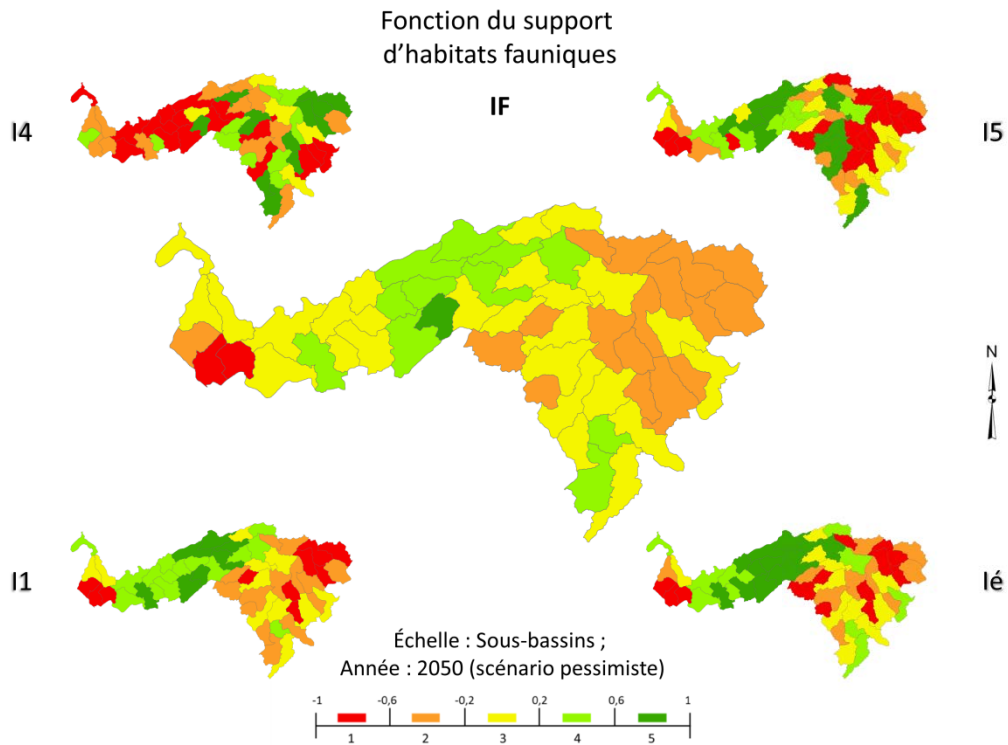


Figure A11.13 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

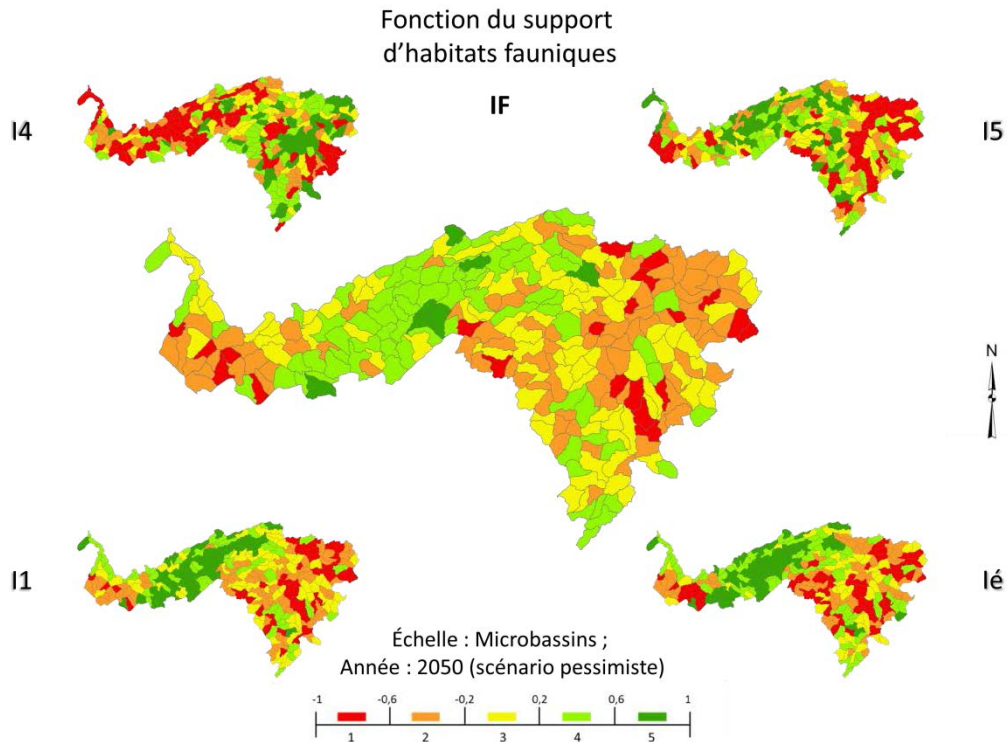


Figure A11.14 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

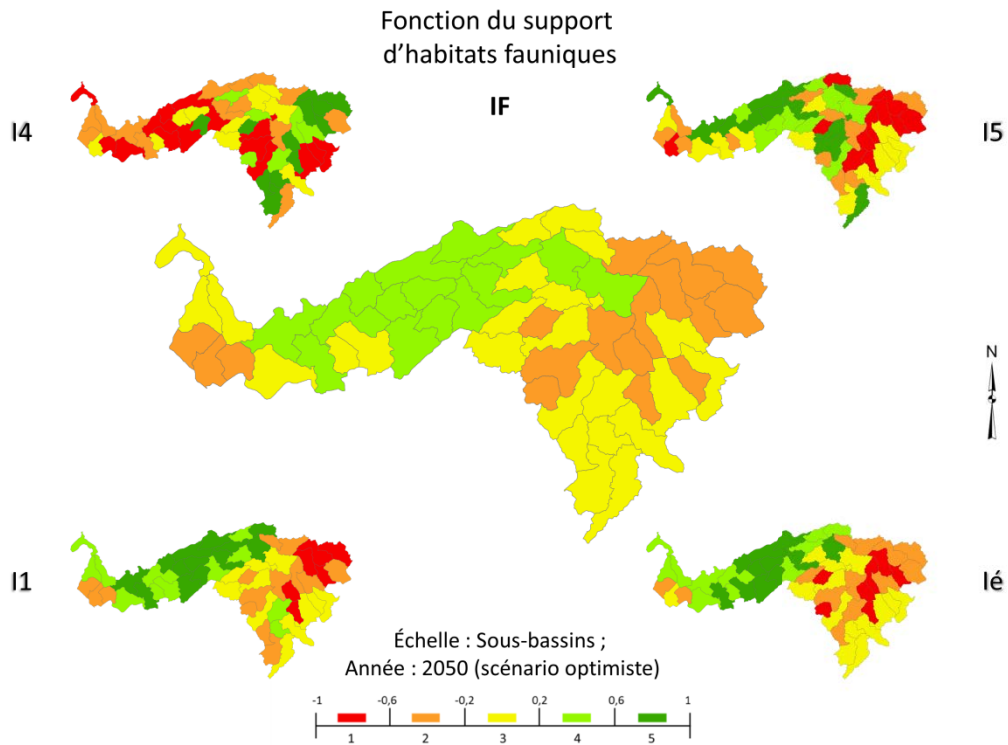


Figure A11.15 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

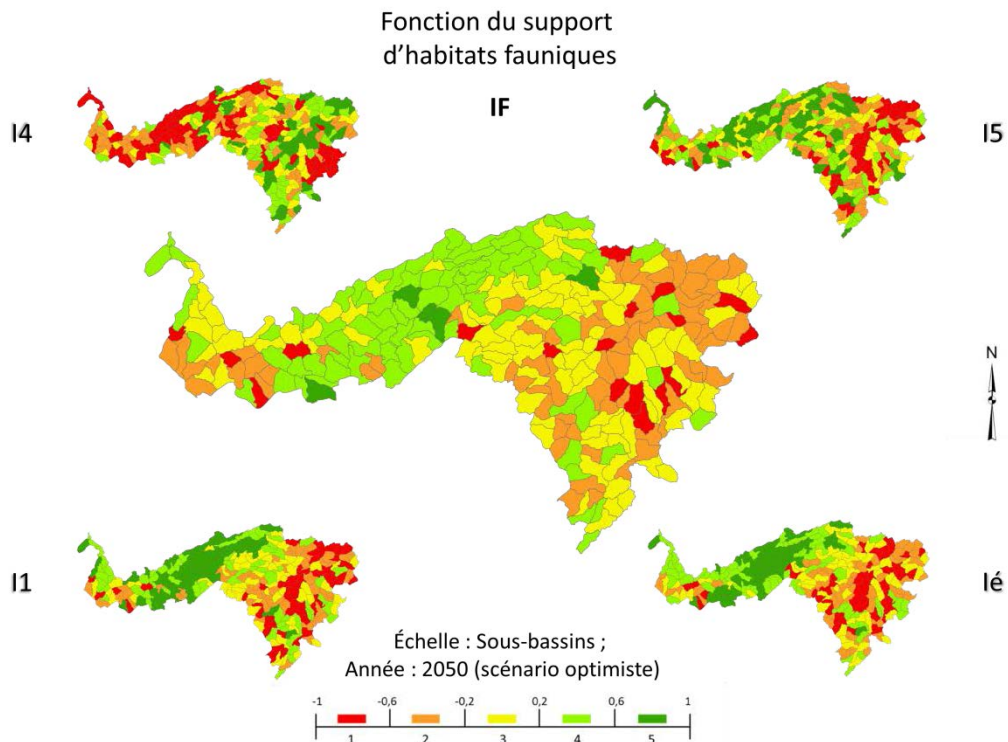


Figure A11.16 : Indicateurs de la fonction du support d'habitats fauniques du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I1 : Connectivité entre milieux humides, I4 : Barrière anthropique, I5 : Hétérogénéité naturelle et Ié : Indicateur économique

Annexe 12 – Cartes d'indicateurs de la fonction de rétention des sédiments pour les deux bassins versants

Bassin versant de la rivière Yamaska

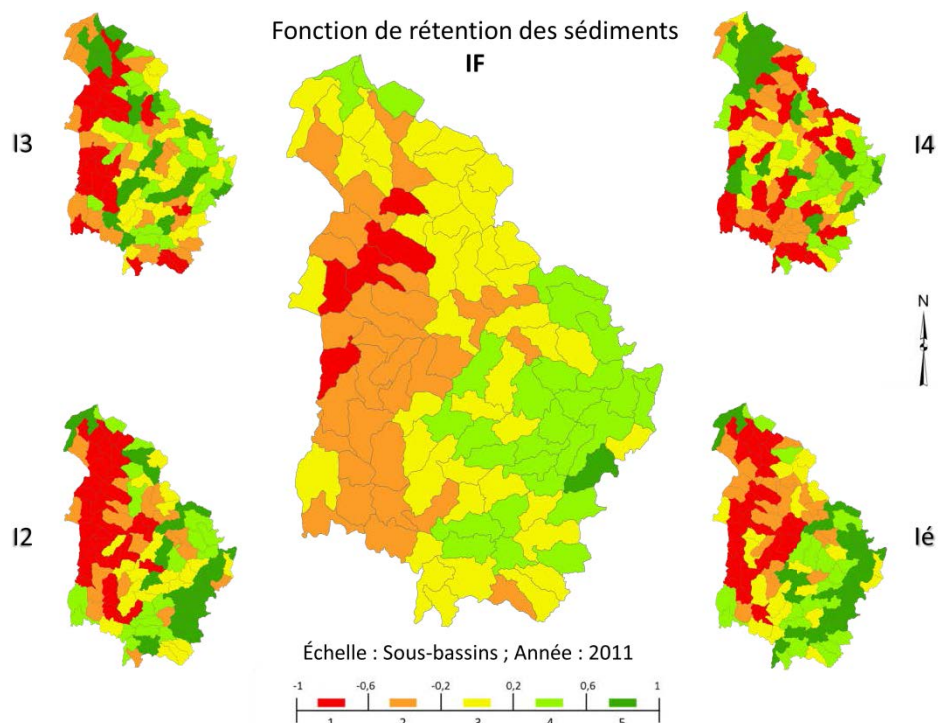


Figure A12.1 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

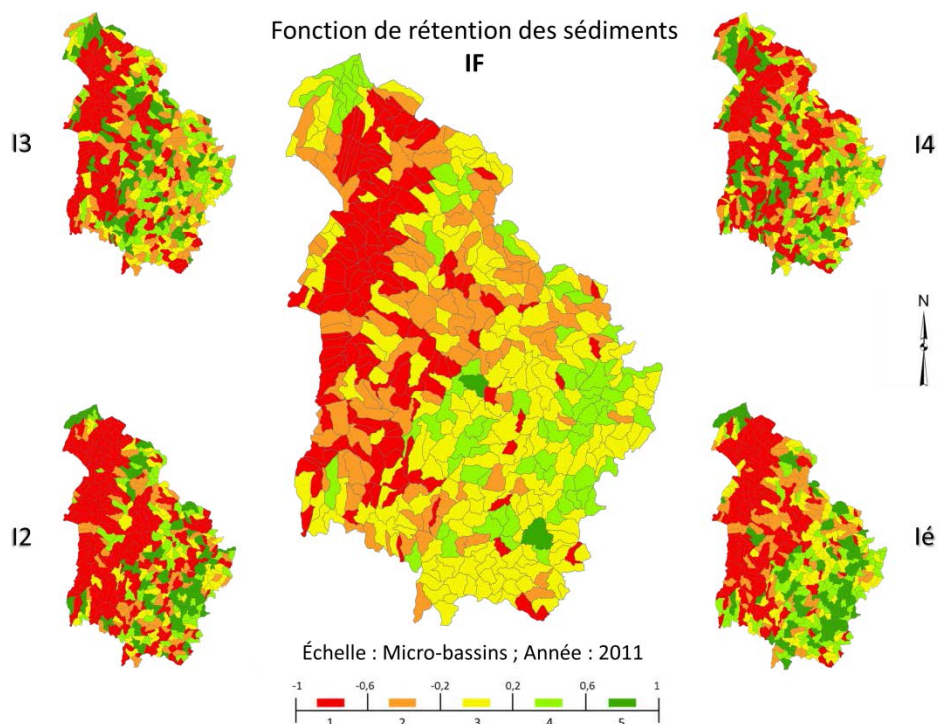


Figure A12.2 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

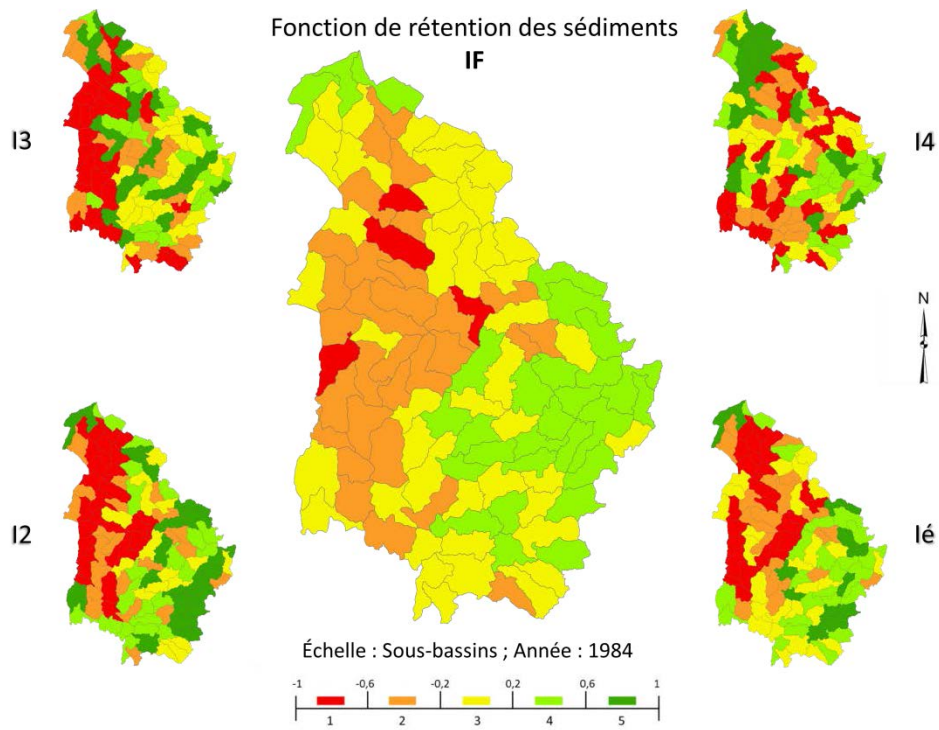


Figure A12.3 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

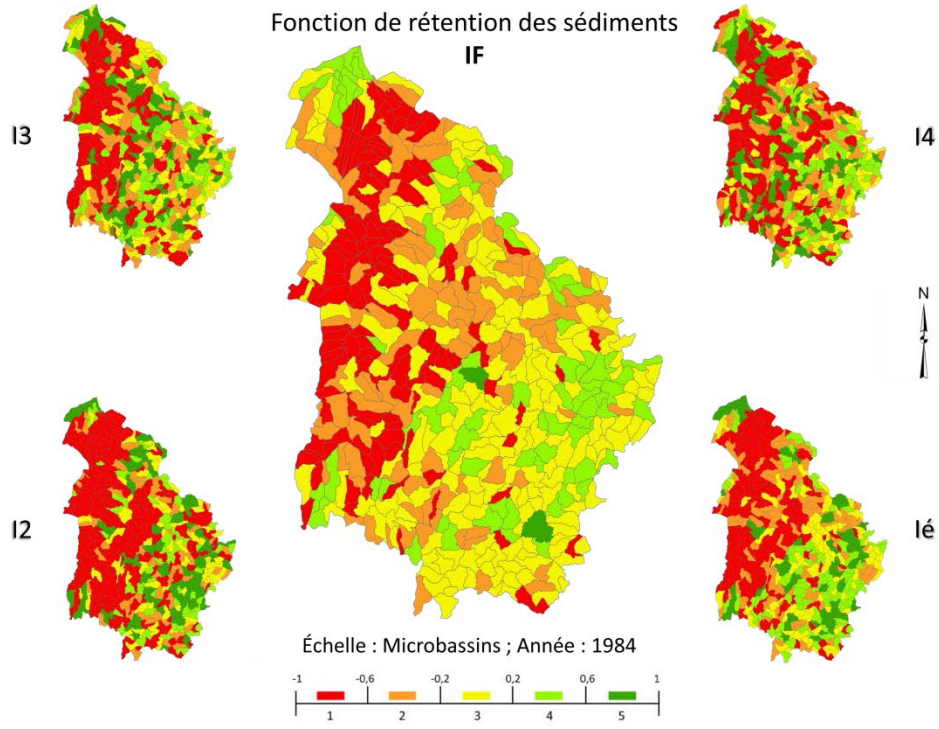


Figure A12.4 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 1984, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

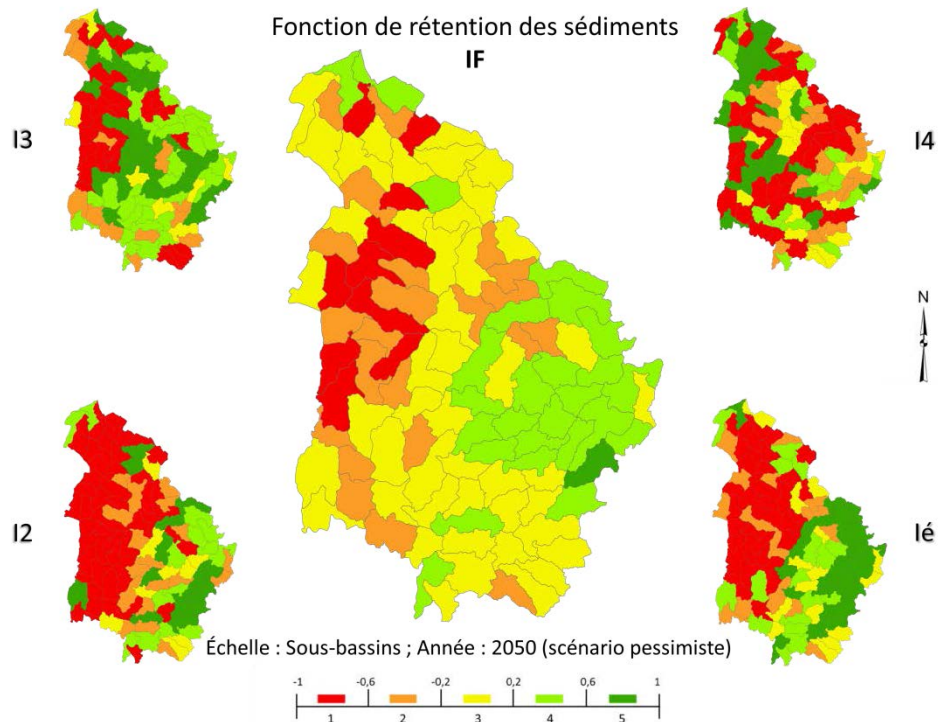


Figure A12.5 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

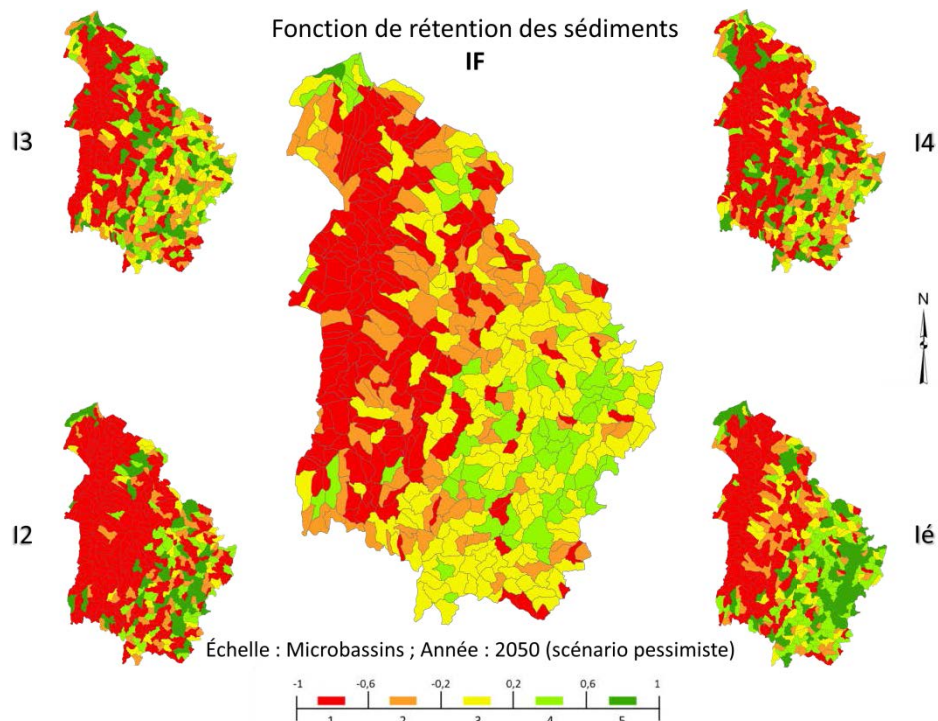


Figure A12.6 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

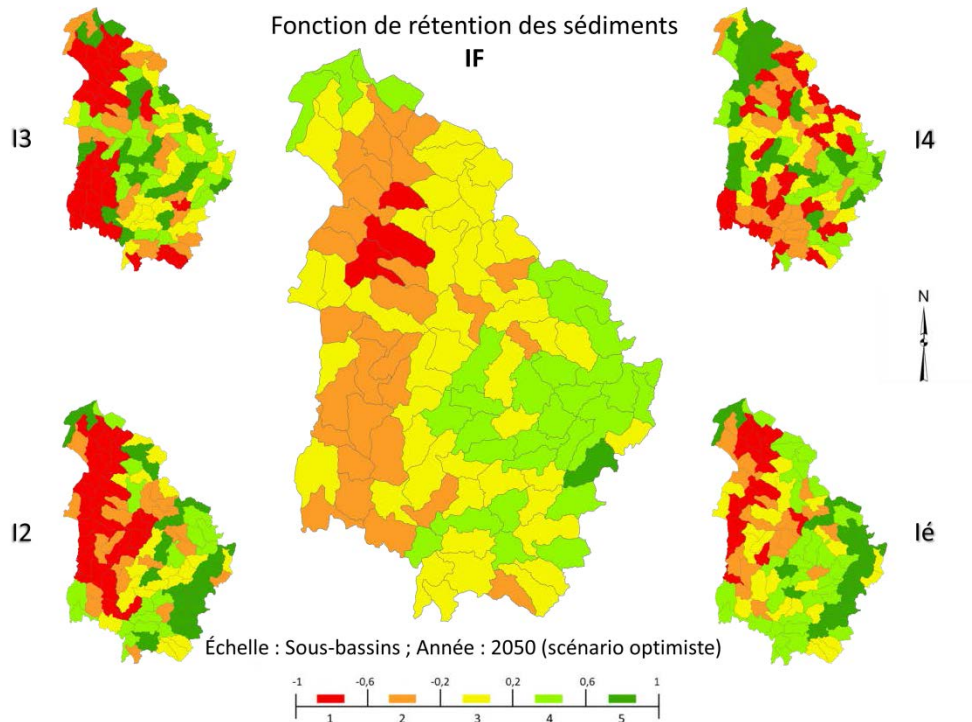


Figure A12.7 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

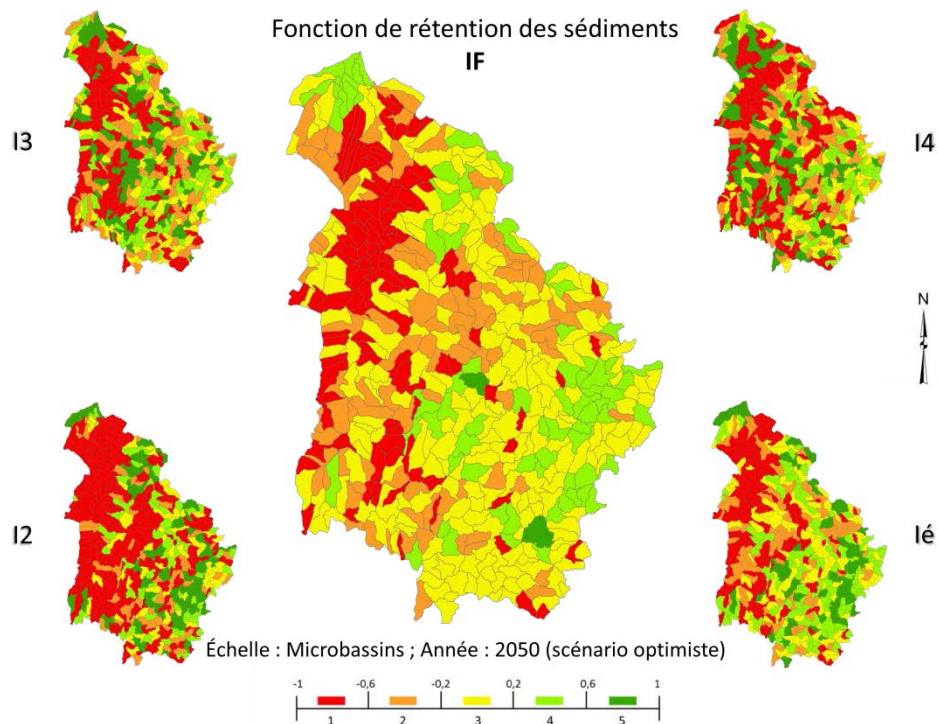


Figure A12.8 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Yamaska en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

Bassin versant de la rivière Bécancour

Fonction de rétention des sédiments

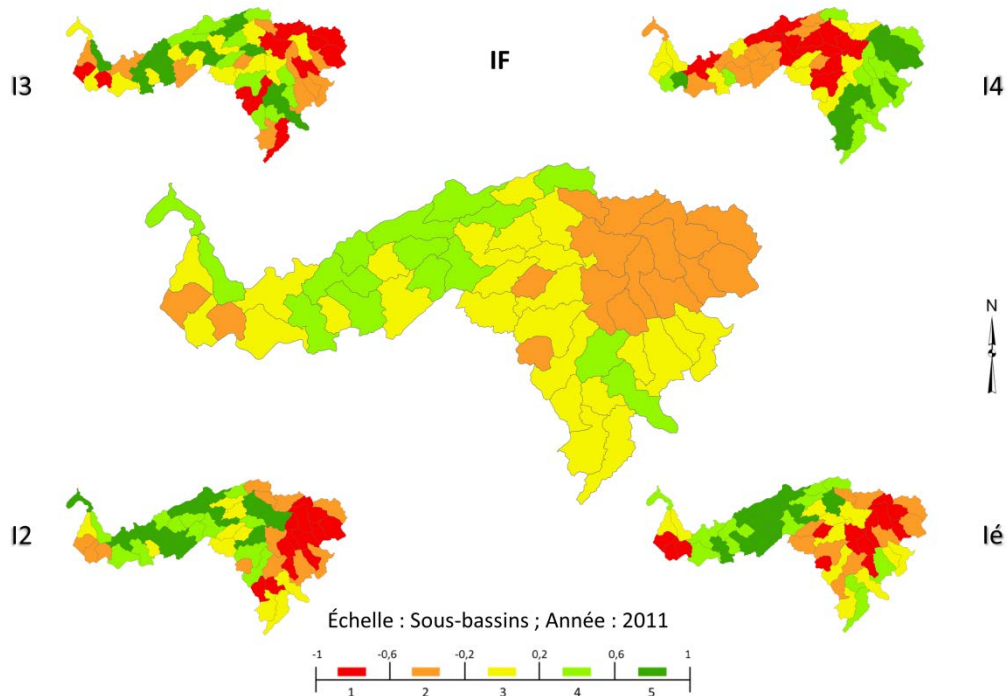


Figure A12.9 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

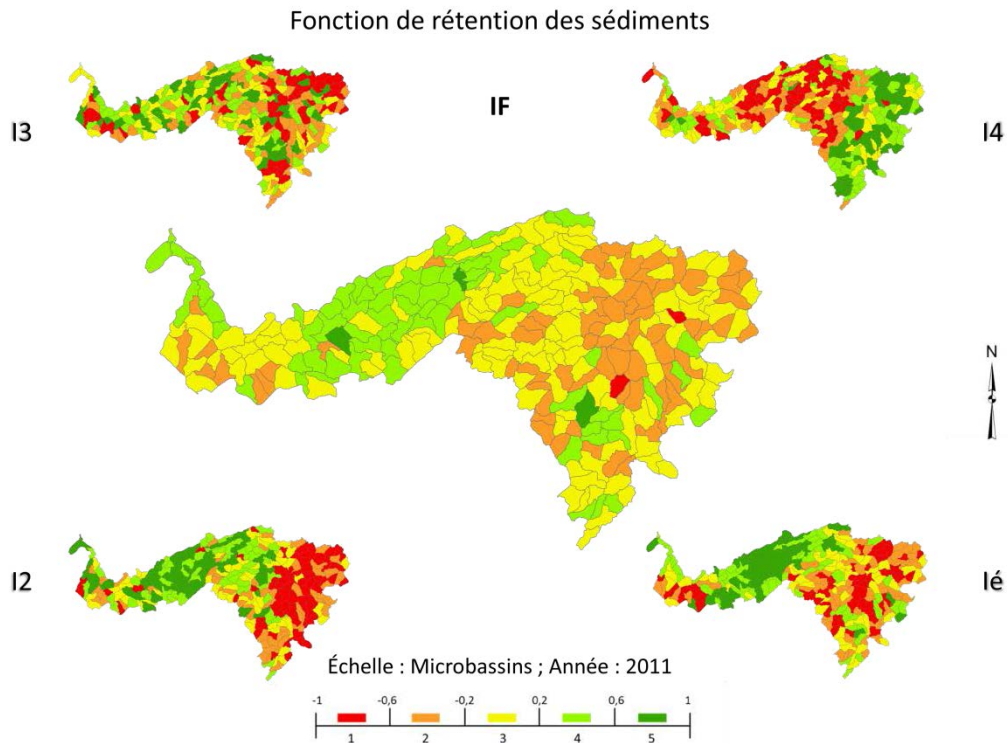


Figure A12.10 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2011, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

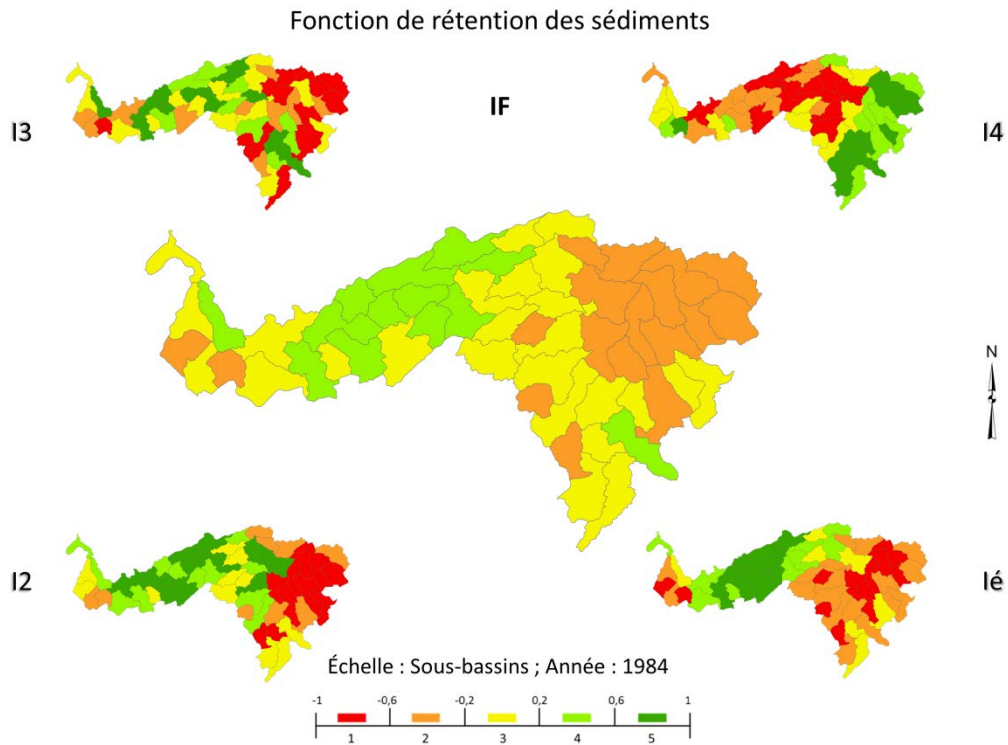


Figure A12.11 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

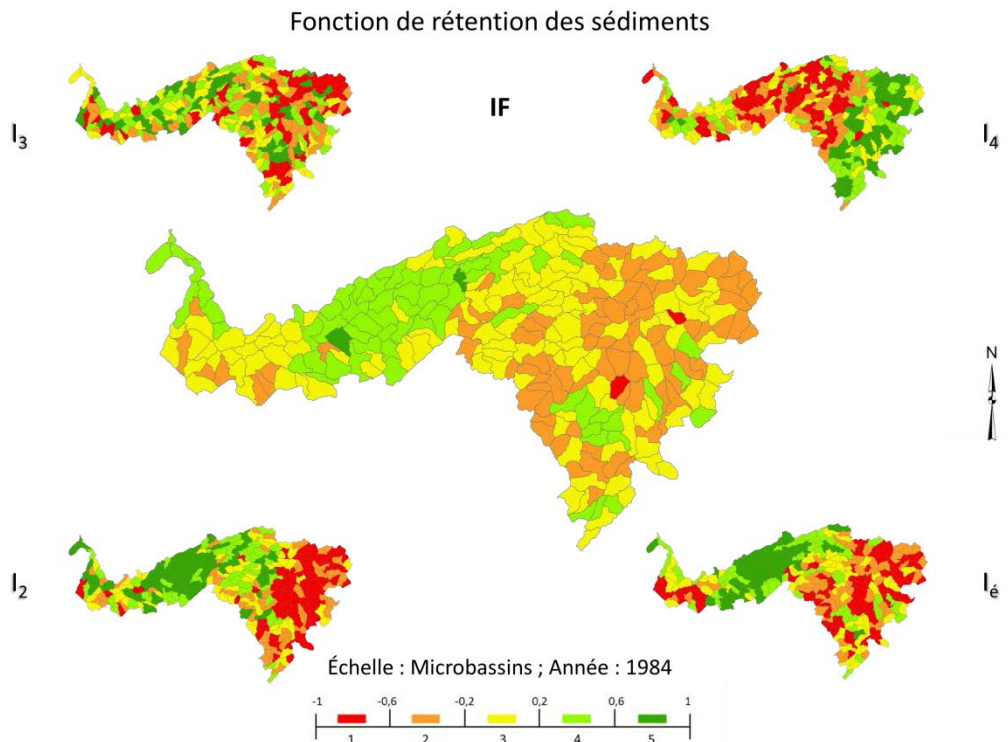


Figure A12.12 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 1984, à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

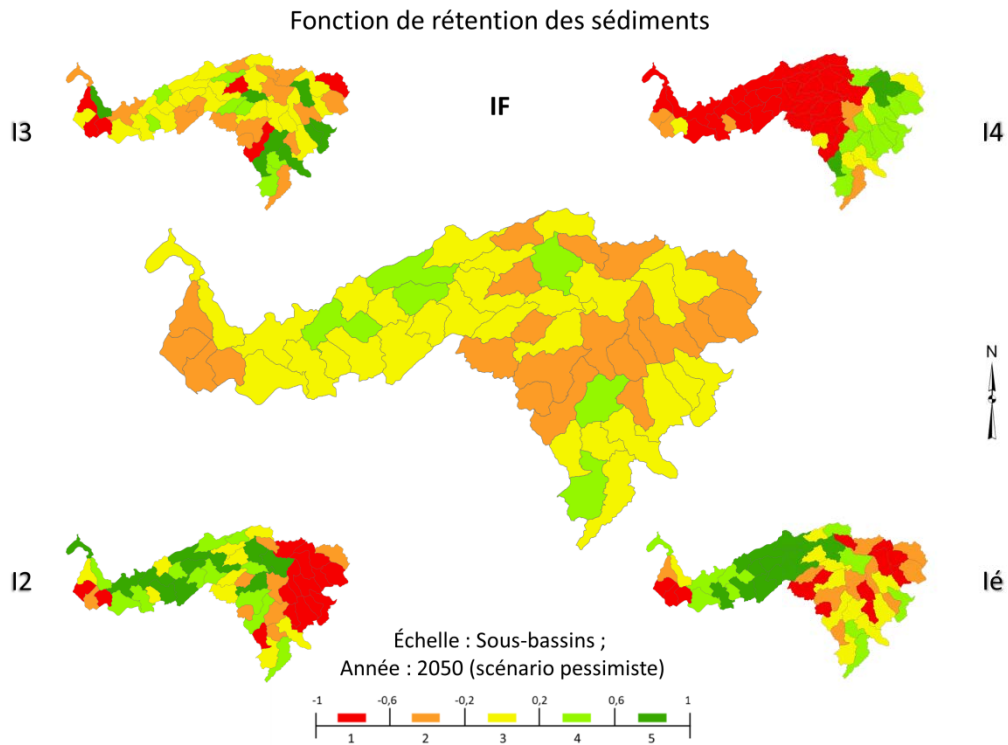


Figure A12.13 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

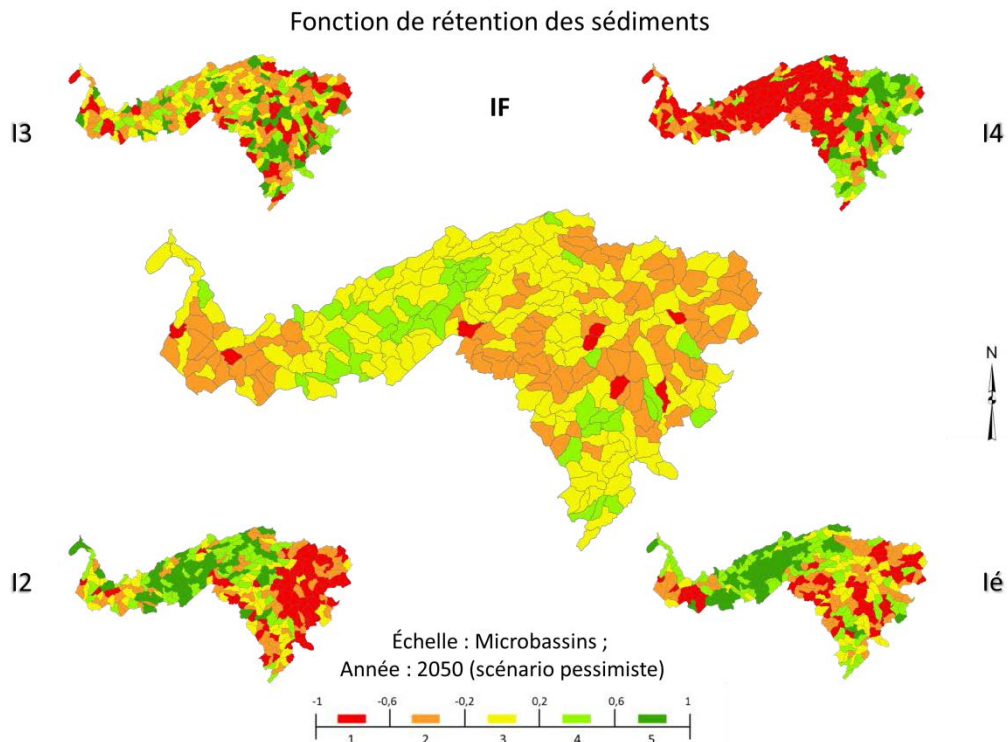


Figure A12.14 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario pessimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

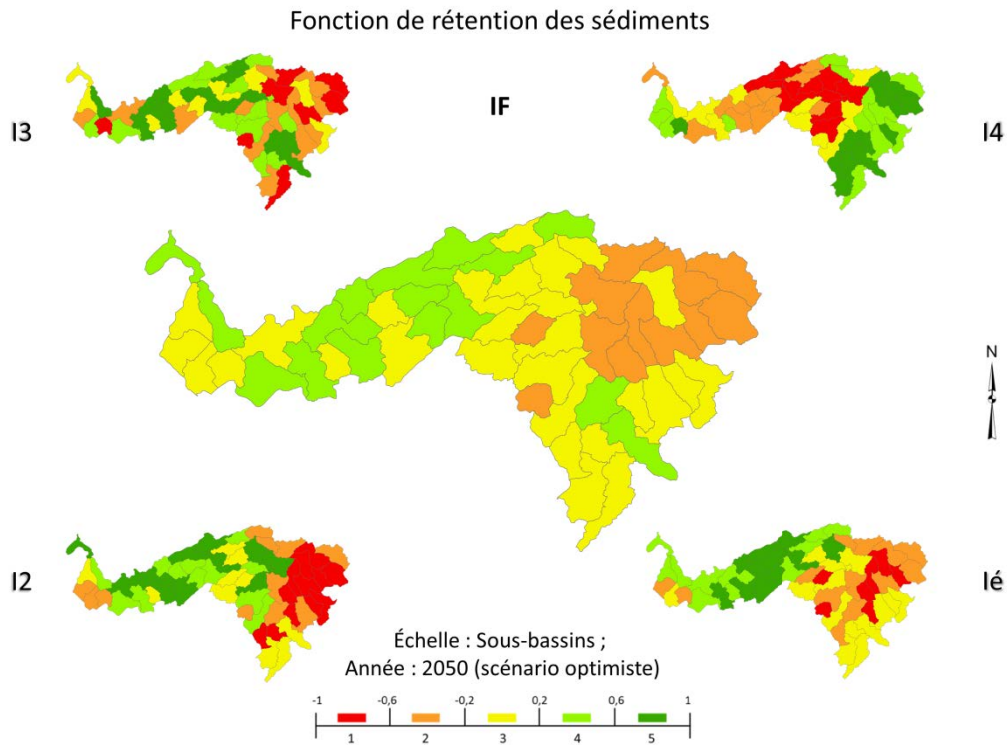


Figure A12.15 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des sous-bassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique

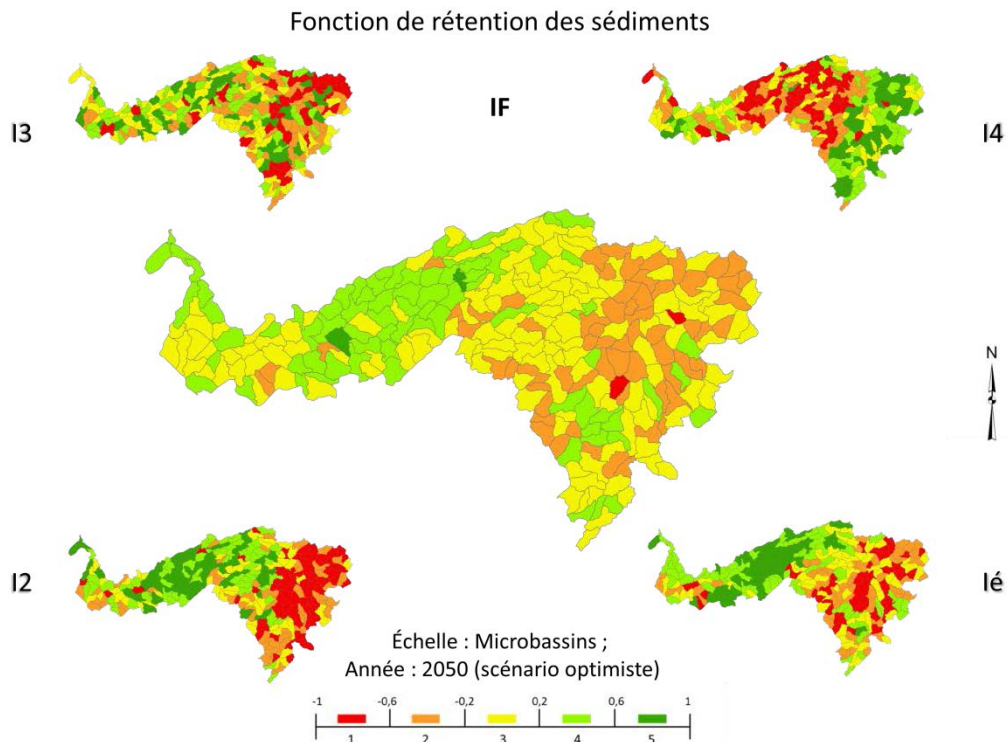


Figure A12.16 : Indicateurs de la fonction de rétention des sédiments du bassin versant de la rivière Bécancour en 2050 (scénario optimiste), à l'échelle des microbassins. IF : Indicateur de fonction, I2 : Complexité des milieux humides, I3 : Élongation du milieu, I4 : Connectivité hydrologique et Ié : Indicateur économique