



UNE APPROCHE SOCIO-GÉOMORPHOLOGIQUE POUR LE VOLET HYDRIQUE DU PRMHH

RESUMÉ

Une approche innovante axée sur les concepts de l'offre et de la demande en services écologiques pour mieux apprécier la valeur des milieux hydriques naturels dans la planification territoriale des MRC.

RIVIÈRES

*Spécialistes en hydrogéomorphologie
et en renaturation de cours d'eau*

Par

RIVIÈRES

*Spécialistes en hydrogéomorphologie et
en renaturation de cours d'eau*

www.rivieres-hgm.com

Référence à citer : Demers S et Pouliot LG (2022). Une approche socio-géomorphologique pour le volet hydrique du Plan régional des milieux humides et hydriques (PRMHH), version mai 2022. 54 p.

Remerciements

Marie Durand

MRC des Sources

Pour son appui inconditionnel, toujours constructif



Stéphanie Morin

MRC d'Argenteuil

Pour avoir jeté les bases de la réflexion
(et son enthousiasme contagieux)



David Leclerc

Bureau d'Écologie Appliquée

Pour la mise en œuvre géomatique



Susan Drejza

Pour son support en coulisses,
sa relecture attentive et critique

Financement



Avant-propos

Ce document est une réponse au défi lancé par le MELCC consistant à supporter la prise en compte des milieux hydriques dans la planification territoriale des MRC. La démarche suggérée par le MELCC (Dy et al., 2019) est fortement ancrée dans le cadre conceptuel des « services écologiques », bien atterri pour la gestion des milieux humides, moins pour les milieux hydriques. Dans la littérature scientifique en géomorphologie, il y a un vide évident à ce propos. Cela a forcé à s'interroger sur la place de cette discipline dans l'appréciation et la gestion de ce capital naturel à l'échelle du territoire.

Cette nouvelle socio-géomorphologie mène à une meilleure appréciation de la *valeur* des milieux hydriques. Sans être une quantification monétaire, cette appréciation reprend néanmoins la logique basée sur les concepts de l'offre et de la demande. Dans ce contexte, le milieu hydrique naturel est réfléchi comme un moyen utilitaire associé à un bouquet de produits et de services consommables. Un lieu qui *sert* à quelque chose. Ce n'est pas une façon d'en instrumentaliser l'usage cependant; c'est plutôt pour mieux prendre la mesure de la valeur d'un capital naturel dont le coût de remplacement est vraisemblablement gargantuesque, considérant notamment que sa contribution demeure de bien des façons inconnue et comprise que partiellement.

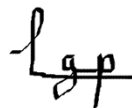
Néanmoins, pour habiter le milieu, il faut choisir : conserver ceci et sacrifier cela. Et c'est là la pertinence de ce document. C'est une aide pour répondre à quelques questions clés : *Comment les milieux hydriques nous servent-ils en termes de services écologiques? A quoi reconnaît-on ces milieux hydriques fonctionnels? Et comment bien choisir ses combats en matière de conservation et de restauration afin de mieux cohabiter avec les milieux hydriques et ainsi aspirer atteindre l'objectif zéro perte nette?*

Malgré l'effort déployé pour construire des ponts transdisciplinaires, c'est une démarche qui reste résolument hydrogéomorphologique (*On ne se refait pas!*). L'ensemble de l'œuvre porte ainsi une vision axée sur la durabilité à long-long terme, toujours cohérente avec les processus et le sens du courant.

Bonne lecture!



Sylvio Demers
M. Sc. Hydrogéomorphologue



Louis Gabriel Pouliot
M. Sc. Hydrogéomorphologue

Table des matières

Synthèse.....	1
Introduction	2
1- Cadre conceptuel	4
Un système socio-géomorphologique	4
Le fonctionnement hydrogéomorphologique	6
2- Aperçu général de la démarche.....	8
« Les milieux hydriques sont déjà protégés, quoique... »	8
Les moyens de gestion.....	8
Processus et critères pour identifier les sites appropriés aux différents moyens de gestion	9
Calcul de l'objectif zéro perte nette.....	11
3- Offre, demande, flux et déficit.....	13
Concepts et équations générales	13
Le critère de qualité du fonctionnement hydrogéomorphologique	18
L'indice de qualité morphologique.....	18
Un proxy de l'indice de qualité morphologique	19
Le critère de capacité	20
Les fonctions écologiques	20
Les indicateurs de capacité : un bouquet de services	20
La demande.....	22
Les usages en SE	22
Les pressions sur les SE	23
Les préférences	25
La connectivité entre l'offre et la demande	26
4- Connectivité et potentiel de restauration	27
Les corridors éco-géomorphologiques.....	27
Le potentiel de restauration	28
Références	31
Annexe 1. Calcul d'indicateurs	34
Indice de linéarisation	34
Validation de l'IQM ₅	35
Indicateur de confinement.....	36
Annexe 2. Concertation des géomorphologues pour la pondération des indicateurs de capacité	37
Annexe 3. Guide d'interprétation de la géodatabase	42
Annexe 4. Mode d'emploi pour le PRMHH	47

Synthèse

Les milieux hydriques sont des environnements névralgiques de grande valeur écologique et socio-économique. Pourtant, ils demeurent souvent mal compris, peu valorisés et sujets à être négligés dans le processus de planification territoriale. Il y a donc un besoin pressant pour des méthodes aptes à supporter adéquatement l'élaboration des plans régionaux dans leur volonté à pérenniser stratégiquement les milieux hydriques. Ce document présente une approche méthodologique innovante pour répondre à ce besoin. En voici les principaux faits saillants.

Objectifs/questionnements

1- *Où et comment agir stratégiquement à partir de différents moyens de gestion (conserver – éviter-minimiser-compenser)?*

2- *Comment prendre la mesure de l'objectif zéro perte nette?*

Une approche hydrogéomorphologique

Approche qui s'arrime à une définition rigoureuse du fonctionnement des systèmes hydriques, reconnaissant le rôle essentiel de certains processus dynamiques impopulaires, tels que l'érosion des berges, la présence de bois morts, ainsi que la connectivité hydrologique des cours d'eau avec leurs plaines inondables. Elle suppose aussi une approche systémique dans la façon que les enjeux sont compris et pris en compte dans la sélection des moyens de gestion.

Offre et demande en services écologiques

Approche qui révèle notre dépendance collective face à la préservation du bon fonctionnement des milieux hydriques. Les MRC disposent ainsi d'une meilleure appréciation du capital naturel que représentent les milieux hydriques sur leur territoire. Cela leur permet d'orienter stratégiquement l'application des moyens de gestion *éviter-minimiser-compenser* afin de maximiser les flux de services écologiques et les bénéfices pour les communautés.

Quantification du bilan environnemental

Approche qui quantifie les pertes et les gains environnementaux. Les MRC disposent ainsi d'outils pour mesurer l'impact des actions sur le milieu hydrique, autant négatif via la concrétisation des projets de développement, que positif via la mise en œuvre de projets de restauration. Cela permet d'évaluer la performance de chaque moyen de gestion (*éviter-minimiser-compenser*) et d'en éclairer judicieusement le processus d'arbitrage par les décideurs et les parties prenantes. Cela permet aussi d'évaluer la performance de l'ensemble de l'œuvre du PRMHH dans sa prétention à atteindre l'objectif zéro perte nette à l'échelle de son territoire, conformément à la nouvelle Loi sur la Qualité de l'Environnement.

Introduction

Les plans régionaux des milieux humides et hydriques (PRMHH) visent à ce que les Municipalités régionales de comté (MRC) se dotent d'une stratégie de planification qui reconnaît et prend en compte ses milieux humides et hydriques sur le territoire. Cette stratégie sert notamment à mieux arbitrer les conflits d'usage avec les orientations de développement de la MRC susceptible d'en compromettre la pérennité. En particulier, cette stratégie doit considérer les services écologiques rendus par le milieu naturel, c'est-à-dire les bénéfices dont nous profitons collectivement par le maintien de leur fonctionnement naturel.

En valorisant le capital naturel, les plans régionaux marquent un tournant important dans la façon d'appréhender la gestion de cours d'eau au Québec. Historiquement, pour occuper le territoire, beaucoup d'entre eux ont été mécaniquement convertis en simples canaux de drainage. Ils ont été creusés droit, profonds, larges et exempts d'obstructions, altérant drastiquement leur apparence, leur fonctionnement ainsi que leur état écologique d'origine. Ces pratiques sont encore le *modus operandi* aujourd'hui, notamment parce que plusieurs aspects de leur dynamique naturelle sont perçus comme des dysfonctionnements, tels que les processus d'érosion des berges, de sédimentation et d'inondation. Parce que ces processus ont le potentiel de porter atteinte à la sécurité des personnes ou des biens, ne sont pas commodes pour certaines activités récréatives ou ne cadrent pas avec la vision romanesque que l'on se fait d'un cours d'eau, ils demeurent mal compris, mal appréciés et sont restés jusqu'à maintenant peu valorisés dans la planification territoriale. Le défi est donc colossal : il faut faire valoir comment ces milieux nous servent plutôt dans leur état naturel. Il faut convaincre que l'occupation du territoire n'est pas pénalisée par leur fonctionnement; au contraire, qu'elle en profite!

La nouvelle Loi sur la Qualité de l'Environnement fixe un objectif ambitieux de zéro perte nette en « *superficies, en fonctions écologiques et en biodiversité* » à l'échelle du territoire de la MRC. Le PRMHH offre ainsi une opportunité de faire un bilan lucide de l'impact des pratiques passées sur l'état des milieux hydriques, de valoriser autrement le capital naturel qu'ils représentent et de planifier le territoire de façon stratégique pour mieux le préserver. Ce nouveau processus de planification exige, premièrement, une connaissance minimale de la valeur du capital naturel que représentent les milieux hydriques. *Quels sont les services écologiques fournis par les milieux hydriques? Comment en prendre la mesure? Et où sont les milieux dont nous profitons le plus (souvent sans le savoir)?* Ces questions mènent à l'identification de sites d'intérêt dont nous dépendons – leur sacrifice a un prix écologique et socio-économique qu'il vaut mieux bien soupeser avant d'agir. Secondement, cela exige de prendre une mesure adéquate des impacts à anticiper par les projets de développement. *Comment mesurer l'état des milieux hydriques, les impacts sur le milieu hydrique et, enfin, l'atteinte de l'objectif zéro perte nette?*

Ce document propose une méthodologie capable de répondre à ces deux exigences en fournissant une appréciation de la valeur des milieux hydriques basée sur le concept de services écologiques. C'est-à-dire par la considération de ce que le milieu hydrique produit (offre); et la façon dont nous en profitons (demande). L'offre concerne les attributs bio-physiques du milieu hydrique. La demande concerne les usages socio-économiques qui en dépendent. Par exemple, une capacité à filtrer les polluants a plus de valeur en amont d'une source d'approvisionnement en eau potable qu'ailleurs. D'autant plus si la qualité de l'eau est mauvaise. Cette logique s'articule dans le cadre d'une analyse multicritère menant à la construction d'indices comparant sur une échelle relative la valeur des milieux hydriques. Cela s'interprète comme un proxy d'une quantification monétaire. Ces méthodes font appel à une approche géomatique qui synthétise une vingtaine d'indicateurs associés aux concepts de qualité, de capacités de support, d'usages à caractère environnemental, de pressions et de préférences. Ce guide décrit comment ces critères sont

définis et quantifiés. Il présente aussi comment cette information est utilisée dans le cadre appliqué au PRMHH.

Le concept de service écologique souligne la nécessité de protéger les flux de services écologiques (et, si possible, en restaurer les déficits). À cela doivent s'ajouter d'autres considérations. Il y a une certaine part d'inertie conséquente aux perturbations passées qui nous propulse sur une trajectoire environnementale difficile à infléchir. Afin d'agir de façon pertinente, il faut comprendre les causes proximales et lointaines de cette trajectoire afin d'en désamorcer l'effet ou, au contraire, en précipiter le dénouement. Cela suppose un diagnostic des relations complexes de cause à effet qui régissent le fonctionnement des milieux hydriques et la définition d'une vision conséquente susceptible de rallier l'ensemble du processus décisionnel. Le géomorphologue est bien outillé pour contribuer à définir cette vision, recommander des pistes de solutions adaptées et à en spécifier la mise en œuvre technique et même réglementaire. Ainsi, une place essentielle est toujours réservée au géomorphologue dans sa capacité à comprendre les rouages du fonctionnement des milieux hydriques et à spécifier les moyens de gestion à privilégier. Le concept de service écologique ne se substitue pas à la nécessité du diagnostic; il est là pour le compléter. Ainsi, la démarche conclue sur des outils semi-quantitatifs qui traduit cette compréhension systémique à prendre en compte dans le processus de planification.

1- Cadre conceptuel

Un système sociogéomorphologique

Le PRMHH pose un défi conceptuel et méthodologique substantiel. Il demande de mettre en relation (et quantifier) les impacts de notre aménagement du territoire sur le fonctionnement des milieux hydriques; et, d'en transposer les conséquences sur le flux de services écologiques qui contribuent à notre bien-être collectif (Figure 1). Ce défi appelle à créer un pont conceptuel et méthodologique capable de relier la planification des projets de développements aux fonctions écologiques, les fonctions aux services écologiques et les services écologiques à notre bien-être collectif. Un pont de nous à nous qui révèle notre capacité collective, à travers nos institutions et notre gouvernance, à planifier et poser des actions stratégiques pour profiter de façon efficiente et durable du capital naturel que représente les milieux hydriques.

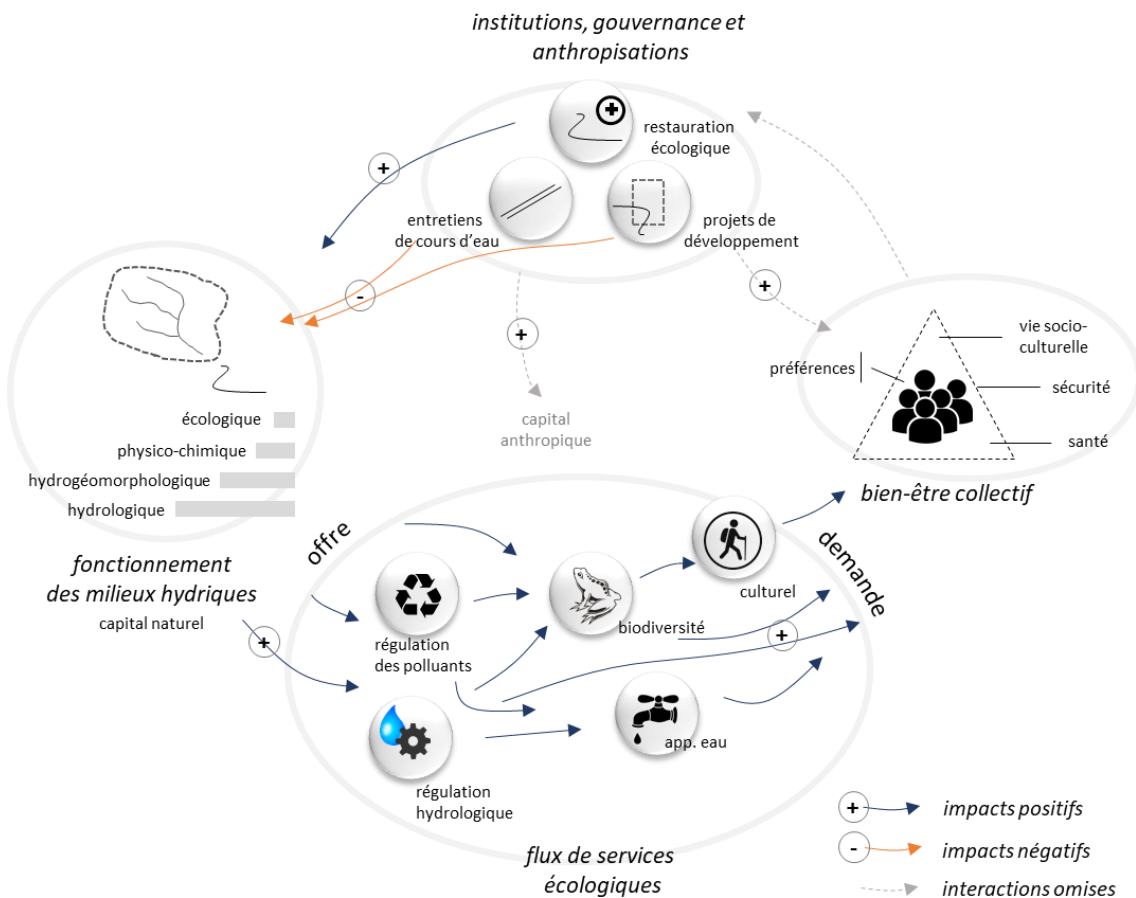


Figure 1. Cadre conceptuel. Adapté de Diaz (2015)

Le PRMHH est une opportunité pour valoriser le **capital naturel**. Celui-ci représente ce que le milieu naturel est apte à nous offrir gratuitement en termes de services écologiques et de bénéfices. Il se distingue d'un

capital naturel anthropisé ou aménagé, lequel est plutôt une coproduction du milieu naturel soutenue par des investissements : p.ex. la navigation marchande sur un cours d'eau canalisé, la productivité hydro-électrique, la production alimentaire industrialisée et la biodiversité dépendante d'ouvrages anthropiques (seuils, barrages de retenue). Le capital naturel se rapporte ici de façon spécifique à quatre fonctions écologiques évoquées par la loi 132 (LCMHH, 13.1) : la régulation hydrologique, la régulation des polluants, la biodiversité et les fonctions culturelles.

Les **services écologiques** sont les bénéfices fournis à la société par les écosystèmes (MA, 2005)¹. Le flux de services écologiques, c'est-à-dire la quantité de bénéfices obtenus du milieu naturel dépend, d'une part, des **capacités** de support du milieu naturel à en **offrir** et, d'autre part, d'une **demande** répondant à un besoin (Villamagna, 2013). Un flux de services écologiques est l'équivalent d'une pomme (offre) qu'on mange pour se nourrir (demande). L'offre, sans la demande, est l'équivalent d'une pomme qu'on ne cueille pas pour la consommation. Enfin, la demande, sans offre, est l'équivalent du désir de manger une pomme, sans en avoir.

La demande en services écologiques est souvent implicite, dans la mesure où le lien de dépendance avec le milieu naturel n'est pas toujours connu et conscientisé. Par exemple, le besoin de sécurité se transpose en demande implicite pour la préservation de milieux naturels capables de tempérer les épisodes hydroclimatiques extrêmes auxquels nous sommes exposés. C'est là un apport important du PRMHH : mieux révéler le lien de dépendance de certains usages avec un milieu naturel intègre et fonctionnel. En explicitant ce lien de dépendance, la demande révèle ainsi ce que sont en fait des enjeux écologiques et socio-économiques témoignant de notre vulnérabilité collective face au bon fonctionnement des milieux hydriques.

La demande en services écologiques dépend aussi de notre définition du bien-être et de nos aspirations. Un bénéfice d'origine écologique se voit attribuer de la valeur surtout s'il est aligné avec nos **préférences** : p.ex. sommes-nous davantage préoccupés par les enjeux de biodiversité? Ou de sécurité civile? Ces préférences varient d'un individu à l'autre et s'expriment aussi différemment à différentes échelles territoriales. Certes difficiles à mesurer, les ateliers de consultation auprès des citoyens ou des décideurs désignés peuvent en donner un aperçu et ainsi aider à mieux spécifier l'appréciation des services écologiques offerts par le milieu naturel.

Le **fonctionnement** des milieux hydriques réfère à la totalité des processus biogéochimiques qui conditionnent son état et son évolution dans le temps : hydrologique, hydrogéomorphologique, physico-chimique et écologique. Ces fonctionnements sont présentés schématiquement sous forme pyramidale à la Figure 1 puisque le bon fonctionnement de certaines composantes dépend du bon fonctionnement des autres (Harman et al., 2012). Une emphase particulière est portée sur la composante hydrogéomorphologique, et ce pour deux raisons.

- Premièrement, avec l'hydrologie, c'est celle qui conditionne l'état du reste de l'hydrosystème : la mesure de son bon fonctionnement devient ainsi une mesure du bon fonctionnement global des hydrosystèmes.

¹ La littérature scientifique présente une pléthore de définitions dont plusieurs distinguent les services écologiques et les bénéfices : p.ex. les services écologiques seraient plutôt « les aspects des écosystèmes utilisés activement ou passivement dans la production du bien-être (Boyd et Banzhaf, 2007; Fischer, 2009). Nous restons distants de ces débats sémantiques et admettons simplement un lien entre le fonctionnement des écosystèmes, les bénéfices et le bien-être collectif.

- Deuxièmement, c'est une façon de prendre la mesure de notre capacité d'action sur le milieu hydrique lui-même à travers des initiatives de conservation (s'il est intègre) ou de renaturalisation et de restauration écologique (s'il est dégradé). Ce faisant, les actions à privilégier pour préserver l'équilibre environnemental restent centrées sur le milieu hydrique. A contrario, les processus hydrologiques et la qualité physico-chimique de l'eau résultent de processus cumulatifs à l'échelle du bassin versant. La dégradation de ces autres composantes fait donc appel, surtout mais pas exclusivement, à des initiatives axées sur la reforestation et les pratique aux champs, soit hors du milieu hydrique.

Le fonctionnement hydrogéomorphologique

Qu'est-ce, au juste, que le fonctionnement hydrogéomorphologique? Et quelle est sa place dans le cadre de l'élaboration des PRMHH?

Nouveauté dans le vocabulaire entourant la gestion de cours d'eau au Québec, l'hydrogéomorphologie est la science qui étudie le fonctionnement des cours d'eau. Cette discipline s'intéresse à décrire les formes des cours d'eau et à en comprendre le comportement. Parce que oui, le milieu hydrique est dynamique. Ainsi, l'hydrogéomorphologie se distingue surtout par son attention particulière aux processus contribuant à la création et à l'entretien des formes dans le temps, reconnaissant les cours d'eau comme des objets dynamiques et sensibles, mais aussi résilients et capables de s'autoréguler. Cette science pose ainsi un point de vue nouveau sur la façon de comprendre et gérer les cours d'eau. Elle amène à interpréter et valoriser différemment certains processus autrement mal aimés, tels que l'érosion, le transport et le dépôt en sédiments. Plutôt que d'être assimilés à des dysfonctionnements, ces processus sont compris comme étant des mécanismes œuvrant à créer et entretenir des morphologies dynamiques essentielles au maintien d'un bon état écologique.

Dans le cadre de l'élaboration des PRMHH, il est crucial d'assoir la démarche sur une définition rigoureuse de ce que constitue la **naturalité** des milieux hydriques. Par naturalité, on entend ce que le milieu hydrique est censé être, sans interférences d'origines anthropiques. Pas ce que nous souhaitons. Non plus ce que nous imaginons qu'il est censé être (Figure 2). Le risque de dérive est réel, puisque les cours d'eau naturels et fonctionnels sont peu fréquents en milieu anthropisé et nous cohabitons avec des versions altérées, souvent très dégradées, qui sont le résultat de notre volonté à les contrôler, à les nettoyer et à les instrumentaliser. Ces perceptions teintent nécessairement les processus décisionnels. Elles peuvent influencer le choix des sites à protéger et à conserver, au risque de protéger les mauvais et de sacrifier les meilleures. Pire, ces perceptions sont susceptibles de conduire à des actions contre-productives pour leur restauration écologique (Lave, 2012). L'hydrogéomorphologie sert ainsi de garde-fou. Elle empêche les dérives en communiquant une définition claire, sans ambiguïté et même mesurable de ce que constitue la naturalité des milieux hydriques du point de vue de leur morphologie et de leur dynamisme.



Figure 2. Cours d'eau à méandres imaginaires : propres, symétriques et stables (gauche : tiré de Kondolf, 2011; droite : Parker 2004).

2- Aperçu général de la démarche

« Les milieux hydriques sont déjà protégés, quoique... »

Il existe déjà nombre de politiques et règlements censés protéger les milieux hydriques : la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI) ou, dorénavant, le Régime transitoire en matière de gestion des rives, du littoral et des zones inondables ainsi que le Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE). Lorsque respectées, ces politiques et règlements assurent une certaine protection des milieux hydriques, mais pas complètes.

Dans les faits, les milieux hydriques continuent d'être massivement perturbés. Le REAFIE autorise plusieurs types d'interventions sans processus d'autorisation, telles que les stabilisations de berges (REAFIE, article 337). Les entretiens de cours d'eau en milieu agricole sont soutenus par une interprétation accommodante de l'article 105 de loi sur les compétences municipales. Les pratiques agricoles continuent d'empiéter sur le littoral et les plaines inondables. Aussi, les milieux hydriques sont souvent indirectement atteints par la perturbation des régimes hydrosédimentaires, lesquels naissent des petits cours d'eau et de l'occupation du territoire en tête de bassin versant. Or, les petits cours d'eau sont souvent déplacés, détruits ou enterrés pour les usages agricoles et l'étalement urbain. Ces pratiques se répercutent donc insidieusement sur la qualité de tous les milieux hydriques et sur l'ensemble des composantes de leur fonctionnement. À l'échelle mondiale, au Québec compris, cela se manifeste par des cours d'eau devenus étroits, trop profonds, exempts de degrés de liberté ainsi que par une érosion critique de leur biodiversité (Downs et Piégay, 2019). L'atteinte de l'objectif zéro perte nette apparaît ainsi comme un défi pour le PRMHH, lequel doit régir et mieux encadrer de nombreuses activités, certaines perçues par ailleurs comme étant sans conséquence pour le milieu hydrique!

Les moyens de gestion

À quels modes de gestion mène la planification régionale des milieux humides et hydriques? Par quels moyens concrets le PRMHH peut aspirer atteindre l'objectif zéro perte nette?

Les moyens d'action privilégiés par le PRMHH concernent entre autres la conservation, laquelle « se définit comme un ensemble de pratiques comprenant la protection, la restauration et l'utilisation durable » (Dy et al., p. 9). Sans être explicitée, la démarche du PRMHH fait aussi appel à d'autres moyens de gestion, soit la séquence éviter-minimiser-compenser, applicable à l'étape des choix de conservation dans l'arbitrage des projets de développement (Tableau 1).

Tableau 1. Moyens de gestion applicables à différentes étapes de la démarche d'élaboration du PRMHH

Sites d'intérêt - étape 3.4 -	Choix de conservation - étape 4.1 et 4.2 -	Priorité de restauration - étape 4.3.2 -
NA	éviter	NA
NA	minimiser	NA
restauration	compenser/restaurer	restauration
protection	NA	NA
utilisation durable	NA	NA
NA	NA	NA

Éviter : éviter le périmètre du milieu hydrique dans la planification des projets de développement, sans moyens de conservation supplémentaires aux règlements en vigueur.

Minimiser : planifier le développement en minimisant les impacts sur le milieu hydrique.

Compenser/restaurer : procéder à de la restauration écologique par la renaturalisation des milieux hydriques.

Conserver : appliquer des moyens de protection supplémentaires aux règlements en vigueur. Ces moyens de protection peuvent s’inspirer du concept d’espace de liberté où on s’attarde notamment à la gestion d’un type de processus en particulier (voir plus loin) ou s’attarder à la gestion d’un secteur d’activité (milieu agricole; exploitation forestière ou autres). Plus drastiquement, la conservation peut aussi se traduire par la mise en œuvre d’une stratégie de la cloche de verre.

Utilisation durable : Ce moyen de gestion n’est pas pris en compte dans la présente démarche.

Espace de liberté : Le concept d’espace de liberté (ou de bon fonctionnement) est un mode de gestion qui reconnaît de façon large et englobante tous les processus biogéochimiques, en surface et souterrain, qui participent au bon fonctionnement des cours d’eau (Biron et al., 2013). Ce concept est en soi une variante d’un mode de gestion par conservation, mais peut aussi être assimilé à une stratégie de restauration passive dans le cas de cours d’eau dégradé. Un apport nouveau du concept d’espace de liberté est d’insister sur l’importance de limiter les interférences avec les processus d’érosion et la migration des cours d’eau. Cela se concrétise par la production de cartographies avec des espaces de mobilité où les aménagements futurs sont restreints. Cependant, un autre aspect nécessaire à la concrétisation de cette vision est de mieux régir les demandes de stabilisation de berges. Dans le contexte réglementaire actuel, ces demandes sont souvent admises sans processus d’autorisation; en pratique, le concept d’espace de liberté est donc caduc. Le PRMHH devient donc une opportunité pour revoir l’encadrement de ce type de perturbations sur le milieu hydrique. Trois stratégies complémentaires peuvent aider à rendre le concept d’espace de liberté opérationnel :

- une reconnaissance explicite des zones de mobilité (conformément à la nouvelle loi 67) ;
- l’adoption d’une réglementation à l’échelle de la MRC qui régule le pouvoir et la responsabilité d’agir vis-à-vis du contrôle de l’érosion par la stabilisation des berges ;
- la mise en œuvre de mécanismes de compensations financières pour assurer l’acceptabilité sociale des pertes de terrain conséquentes à l’érosion (rachat, servitudes, gestion des droits acquis).

Processus et critères pour identifier les sites appropriés aux différents moyens de gestion

Comment décider des sites à privilégier pour l’application des différents moyens de gestion?

Quatre processus successifs, référant à trois étapes du guide d’élaboration de Dy et al. (2018), mènent à l’identification de sites pour lesquels des moyens de gestion sont spécifiés. Ces processus font appel à des critères variables, parfois objectifs et quantifiables (offre, flux et déficit – lesquels servent aussi à quantifier le bilan environnemental), d’autres plutôt subjectifs, tels que les corridors écogéomorphologiques et le potentiel de restauration (Figure 3).

Note : L'ensemble de la démarche doit être supervisée par un processus de validation par photo-interprétation. Aucune démarche quantitative ne devrait substituer complètement l'analyse critique d'un observateur.

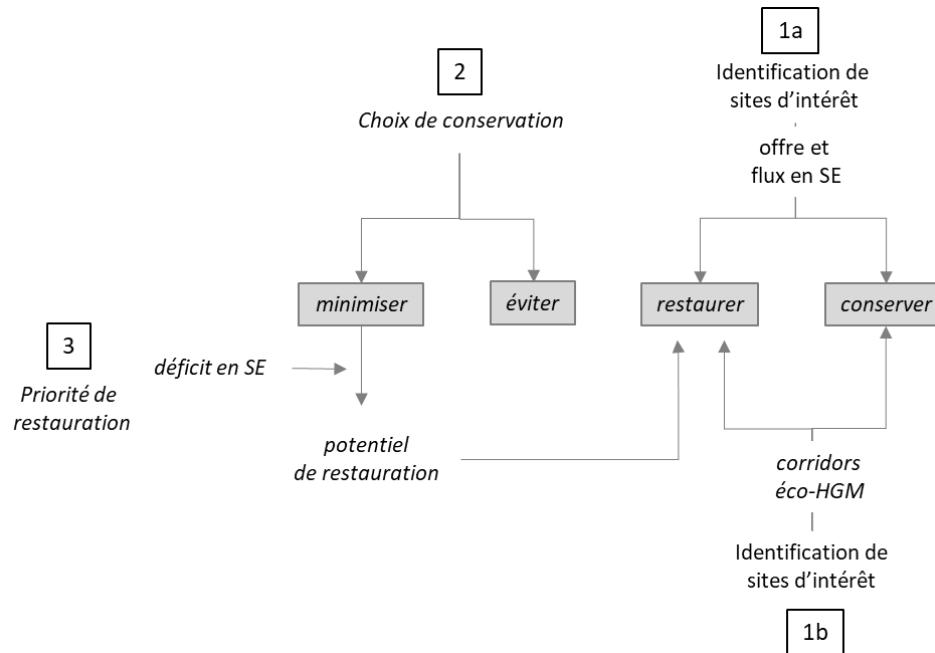


Figure 3. Processus et critères pour l'identification de sites associés à différents moyens de gestion.

Les quatre processus sont :

1a – Identification de sites d'intérêt (offre et flux en SE) : Les milieux hydriques avec une offre et un flux de SE important sont des candidats potentiels à la conservation (à condition d'être intacts; sinon, ils sont candidats à la restauration écologique). Cette démarche renvoie à l'étape 3.4 du guide du MELCC (Dy et al., 2018).

1b – Identification de sites d'intérêt (corridors écogéomorphologiques) : D'autres sites peuvent être adjoints aux premiers préalablement identifiés, autant pour la conservation que la restauration, pour consolider les gains écologiques et leur résilience via la formation de noyaux et de corridors écologiques étendus. Cette démarche renvoie aussi à l'étape 3.4 du guide du MELCC (Dy et al., 2018).

2- Choix de conservation : Les cours d'eau directement menacés par des projets de développement font l'objet d'un processus d'arbitrage conduisant à des stratégies éviter et minimiser. Dans le cas d'impacts résiduels, il faut les compenser dans la mesure du possible dans le bassin versant où ils sont attendus (à l'étape de l'identification des priorités de restauration). Cette démarche renvoie à l'étape 4.1 et 4.2 du guide du MELCC (Dy et al., 2018).

3 – Priorité de restauration : Les priorités de restauration sont déterminées à l'endroit où des impacts sont attendus (à l'étape des choix de conservation), mais aussi en fonction des gains possibles en services écologiques (déficit en SE), de leur potentiel de restauration ainsi que de considérations pratiques pour leur faisabilité technique, financière et sociale. Cette démarche renvoie à l'étape 4.3.2 du guide du MELCC (Dy et al., 2018).

- Les concepts d'offre, de flux et de déficit en SE sont expliqués à la partie 3.
- Les concepts de corridors écotopographiques et de potentiel de restauration sont expliqués à la partie 4.

Calcul de l'objectif zéro perte nette

Le plan régional a pour vocation d'aider à prendre en compte la présence des milieux hydriques sur le territoire afin d'atteindre à terme un bilan environnemental équilibré (objectif zéro perte nette). Ce bilan environnemental devrait prendre en compte les superficies impactées, leurs fonctions écologiques ainsi que les conséquences attendues vis-à-vis des enjeux d'occupation du territoire dépendant des services écologiques (Dy et al., 2018).

Comment mesurer l'atteinte de l'objectif zéro perte nette?

Nous proposons trois indicateurs pour le calcul du bilan environnemental, soit le produit des superficies hydriques (m²) impactées avec le fonctionnement hydrogéomorphologique (IQM), l'offre et les flux en SE (Figure 4). Chacun informe de façon différente sur le milieu naturel et la façon dont nous en profitons :

- **Fonctionnement hydrogéomorphologique** (IQM) : bilan axé sur le fonctionnement du milieu naturel, sans égard à sa capacité à générer des services écologiques potentiels.
- **Offre** : bilan axé sur les fonctions écologiques supportées par le milieu naturel.
- **Flux de SE** : bilan axé sur les bénéfices fournis par le milieu naturel.

Quels types d'impacts sont comptabilisés?

L'objectif zéro perte nette peut être reformulé ainsi :

$$0 = \sum \text{pertes} + \sum \text{gains}$$

où les **pertes** origines de plusieurs sources potentielles, soit intentionnelles (projets de développement, gestion de cours d'eau – entretiens, stabilisation de berges, retrait de barrages de castor– et non-intentionnelles, plutôt associés à la modification des flux hydrosédimentaires et à l'inertie des perturbations qui se propagent à travers les systèmes fluviaux. De la même façon, les **gains** écologiques sont à la fois intentionnels, par la mise en œuvre de projets de restauration, et non intentionnels par la résilience naturelle des systèmes fluviaux (Tableau 2). Seules certaines activités sont suffisamment documentées pour être aisément anticipées et prises en compte dans l'évaluation du bilan, en particulier les pertes via les projets de développement et les gains par les projets de restauration écologique.

Tableau 2. Activités prises en compte dans le calcul de l'objectif zéro perte nette

types d'impacts	pertes	gains
Impacts intentionnels et directs	projets de développement	restauration écologique
	gestion de cours d'eau	
Impacts non-intentionnels ou indirects	flux hydro-sédimentaire	flux hydro-sédimentaire
	inertie des perturbations	résilience

Quelle est la capacité du PRMHH à rencontrer l'objectif zéro perte nette à partir des stratégies éviter-minimiser-compenser?

La pertinence du PRMHH est validée par le calcul du bilan environnemental à partir des moyens de gestion éviter-minimiser-compenser (Figure 4). Ce calcul se fait en trois étapes :

- 1 – le calcul des menaces potentielles sur le milieu hydrique entre le temps t_1 et t_0 ; il s'agit des pertes anticipées advenant l'absence d'un PRMHH (scénario statu quo);
- 2 – le calcul des pertes évitées et minimisées par le processus décisionnel et d'arbitrage;
- 3 – le calcul des gains écologiques possibles à partir des initiatives de restauration identifiées.

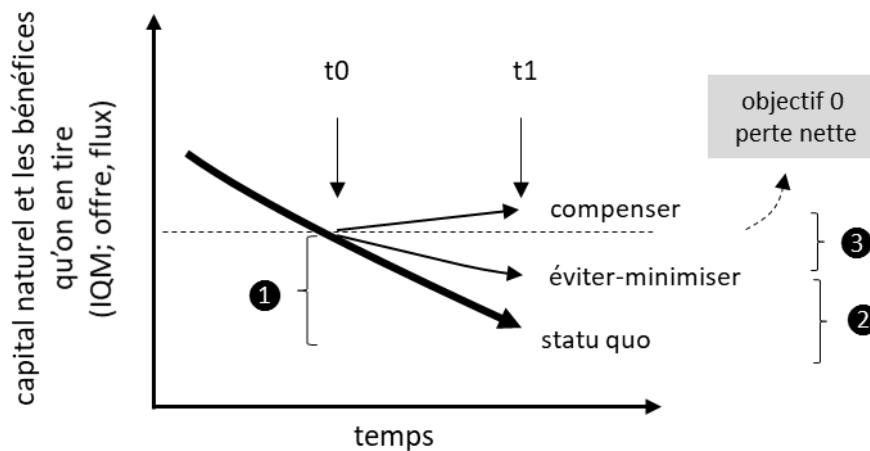


Figure 4. Mesure de l'efficacité du PRMHH à atteindre l'objectif zéro perte nette à partir des stratégies éviter-minimiser-compenser.

3- Offre, demande, flux et déficit

Concepts et équations générales

Les concepts d'offre, de demande, de flux et de déficit en SE servent à la fois à 1- définir les sites d'intérêt et; 2- calculer le bilan environnemental. Ils sont illustrés schématiquement à la figure 5. L'**offre** représente ce que le milieu naturel donne en fonctions écologiques; la **demande** représente plutôt le besoin en services écologiques. Le **flux de SE** est la convergence de l'offre et de la demande, c'est-à-dire lorsque le capital naturel donne ce dont nous avons besoin en termes de services écologiques. Le **déficit en SE** est un besoin en SE, mais où les capacités du milieu naturel sont faibles ou compromises, donc susceptibles d'être insuffisantes pour le combler. La stratégie du PRMHH devrait évidemment inciter à préserver les flux et à restaurer les déficits en SE; c'est-à-dire préserver les bénéfices écologiques et socio-économiques dont nous profitons et maximiser les retours sur investissement des projets de restauration écologique.

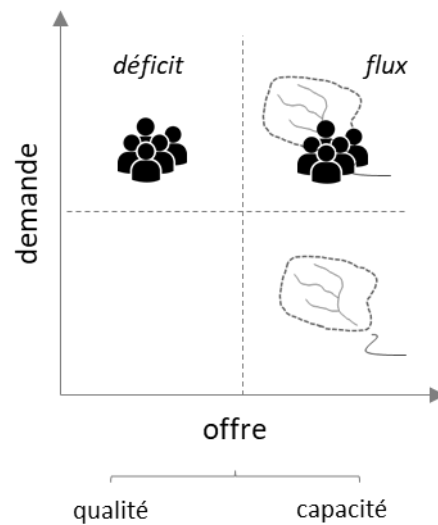


Figure 5. Définition schématique des concepts d'offre, de demande, de flux et de déficit en SE.

La quantification de ces concepts émane d'approches multicritères multiplicatives formulées ainsi² :

$$offre = (IQM * C)^{0.5}$$

$$flux = (IQM * C)^{0.5} * D^{0.5}$$

$$déficit = [(1 - IQM) * (1 - C)]^{0.5} * D^{0.5}$$

où

Q_{eau} est la qualité de l'eau;

IQM est l'indice de **qualité** morphologique;

C est la **capacité** de support en fonctions écologiques;

D est la **demande** en services écologiques.

Une valeur d'offre, de demande, de flux et de déficit est attribuée à chaque unité homogène du milieu hydrique. Ces unités correspondent aux unités écologiques aquatiques du CRHQ et sont homogènes du point de vue de leur morphologie et de leur fonctionnement. Les valeurs varient entre 0 (faible) et 1 (élevé).

Le calcul multiplicatif dans les équations révèle l'interdépendance des critères dans la définition des concepts :

- Il n'y a pas d'offre si le cours d'eau est complètement dégradé et n'a pas de qualité (voir explication plus bas)
- Il n'y a pas de flux de services écologiques sans offre ou sans demande; ça prend les deux.
- Il n'y a pas de déficit en services écologiques sans une demande.

Comment bien interpréter l'offre?

L'**offre** en fonctions écologiques s'interprète comme une capacité du milieu hydrique à offrir et supporter durablement diverses fonctions écologiques. Imbriqué dans le calcul de l'offre se trouve l'indice de **qualité** morphologique, lequel rend compte du rôle associé à l'état du milieu hydrique dans sa capacité à fournir des services écologiques. Le critère de **capacité** représente spécifiquement le potentiel du milieu hydrique à supporter certaines fonctions écologiques évoquées par la loi 132 : la régulation hydrologique, la régulation des polluants ainsi que la disponibilité d'habitats propices à la biodiversité. Ces capacités sont

² En Estrie, l'offre est plutôt calculée ainsi :
 $offre = Q_{eau}^{1/3} * IQM^{1/3} * C^{1/3}$

définies à partir de critères représentant ses caractéristiques écotopographiques, sans égard à leur état. **Plus l'offre est élevée, mieux c'est de la préserver.**

Pourquoi l'offre dépend de la qualité?

Tel que formulé plus haut, l'offre dépend de la qualité du milieu hydrique (IQM), c'est-à-dire de son fonctionnement et de sa capacité d'autorégulation naturelle. C'est un choix cohérent avec la volonté de représenter la valeur du **capital naturel**; non pas la valeur du capital naturel aménagé ou anthropisé. Le premier est résilient, capable de s'adapter aux perturbations et s'autorégule de façon autonome par les processus naturels. Le second est une création d'origine anthropique, nécessitant des entretiens périodiques pour demeurer fonctionnel.

En dépit de cet enjeu clair au niveau de la durabilité, c'est souvent le second type de capital qui est valorisé et qui prévaut. Par exemple, on pense aux aménagements fauniques, tels que frayères, seuils et blocs d'abris pour favoriser certaines espèces de pêches sportives (Figure 6-a). Aussi, on pense aux aménagements prévus en milieu agricole pour harmoniser le drainage avec certaines fonctions écologiques (Figure 6-b). Ces initiatives s'inscrivent dans un esprit de compromis ou d'optimisation, ce qui se traduit par des stratégies visant à contrôler et instrumentaliser le comportement et la dynamique des cours d'eau. Ce courant de pensée est soutenu et rationalisé par une appréciation partielle des avantages et des coûts, focalisant sur une fonction écologique particulière et omettant une part substantielle d'inconnue dans la façon que les milieux naturels contribuent à des co-bénéfices pour lesquels on prend encore mal la mesure.



Figure 6. Exemples d'un capital naturel aménagé : a- aménagements fauniques le long de l'autoroute 185 (© Rivières); b- aménagements pour favoriser la décantation des particules fines dans un cours d'eau agricole.

La littérature scientifique défend dorénavant avec vigueur la nécessité de penser autrement et d'agir de façon cohérente avec les processus en rivières (*Work with the river* – Fryirs et Brierley, 2021; Biron et al., 2018). Cela suppose un nouveau focus sur la capacité des cours d'eau à se gérer par eux-mêmes et à fonctionner de façon autonome, par exemple en accordant des espaces de liberté et en supprimant les entraves anthropiques à leur bon fonctionnement.

Pourquoi l'offre dépend de la qualité? C'est pour insister sur la nécessité de prioriser la préservation des milieux naturels. Et éviter que la restauration écologique soit instrumentalisée à d'autres fins, dont les avantages sont hypothétiques et éphémères.

Pourquoi l'offre dépend de la capacité?

L'indice de qualité morphologique s'attarde à la naturalité des environnements, sans toutefois différencier les variabilités naturelles dans les capacités de support en fonctions écologiques selon les caractéristiques propres à chaque cours d'eau (Figure 7). D'où la pertinence d'indicateurs qui reflètent aussi cette variabilité. Cela permet de dégager certains cours d'eau particulièrement efficaces dans leur capacité à supporter diverses fonctions écologiques (Large et Gilvear, 2014; Thorp et al., 2010).

Ceci dit, est-ce justifié que ces variabilités naturelles soient prises en compte dans un processus de priorisation pour la conservation? Dits autrement, est-ce que seuls les cours d'eau « productifs » devraient faire l'objet d'un traitement particulier, aux dépens d'autres cours d'eau moins spectaculaires, mais néanmoins ajustés à leur contexte environnemental et en parfaite condition? De par la connectivité inhérente entre les cours d'eau, les fonctions des uns ne dépendent-elles pas d'ailleurs du fonctionnement des autres, lesquels deviennent par association aussi importants? Débattues, ces questions ne semblent pas faire consensus actuellement chez les géomorphologues du Québec. Par ailleurs, les auteurs remarquent un certain cloisonnement disciplinaire des pensées où, d'une part, les géomorphologues valorisent la naturalité et la connectivité et, d'autre part, la littérature scientifique rattachée à l'écologie accorde davantage d'importance aux propriétés du milieu sans égard à la cause ou au processus de leur genèse.

Pourquoi choisir d'intégrer les capacités? Parce que certains cours d'eau sont distinctifs et que ce fait mérite en soi d'être connu plutôt que négligé. Ce faisant, les sites d'exception sont pris en compte explicitement dans le processus décisionnel. Il est de notre avis que l'importance de la connectivité ne justifie pas que les capacités spécifiques à un segment de cours d'eau soient occulté du processus décisionnel; cela souligne plutôt la nécessité de protéger également les cours d'eau qui en supportent ou consolident le fonctionnement.



Figure 7. Variabilité naturelle dans le fonctionnement hydrogéomorphologique des cours d'eau et des capacités de support en fonctions écologiques : a- rivières harnachées par un barrage de castor; b- rivière confinée à lit de blocs; c – rivière à méandres à lit de graviers. Source des images : © Rivières.

Comment interpréter les flux de SE?

Plus simplement dit, le flux de SE est un service écologique. C'est aussi un bénéfice concret pour la société qui en profite implicitement ou explicitement et qui a une portée socio-économique concrète. La stratégie du PRMHH est de les protéger ou les restaurer au mieux.

De par sa définition, le flux de SE est la rencontre d'un besoin (la demande) comblé par un service écologique fourni par le milieu naturel (l'offre). Or, cela dépend spécifiquement du type de service écologique. Le milieu naturel doit fournir LE bon type de service désiré par le consommateur. Dans la littérature scientifique, ce raisonnement est utilisé afin de mesurer le bilan de l'offre et de la demande, par exemple par une équation du type $\text{flux} = \text{offre}_{SE} - \text{demande}_{SE}$ où SE représente un service écologique bien précis (Burkhard et al., 2012). Dans la formulation présentée plus haut, l'offre et la demande compilent plutôt une gamme légèrement différente de fonctions et de services écologiques (Figure 8). Néanmoins, considérant que les milieux hydriques offrent des bouquets de fonctions qui se transposent à presque tous les types de services écologiques (voir l'annexe 2), l'offre et la demande évoquent *grasso modo* les mêmes types de services. C'est ce qui justifie la possibilité d'interpréter la convergence de l'offre et de la demande comme un **flux** ou un **déficit** en services écologiques.

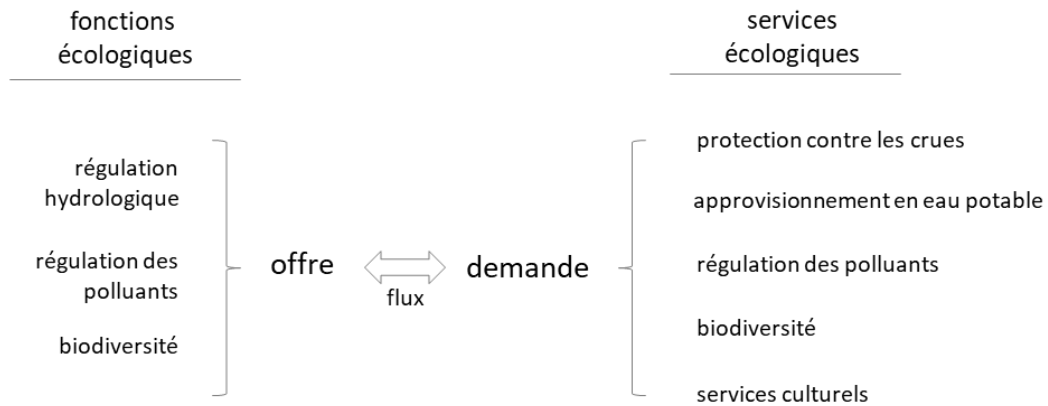


Figure 8. Fonctions/services écologiques représentés par l'offre et la demande.

Le critère de qualité du fonctionnement hydrogéomorphologique

L'indice de qualité morphologique

L'indice de qualité morphologique (IQM) est une mesure du degré d'altération du milieu hydrique résultant de causes anthropiques (Rinaldi et al., 2013). Il est une mesure de naturalité du fonctionnement hydrogéomorphologique. L'IQM attribue un score à un segment de cours d'eau homogène (ainsi que sa plaine inondable). Ce score varie de 0 (dégradé) à 1 (intègre). Il synthétise 28 indicateurs relatifs à la forme du cours d'eau, son fonctionnement, les causes de son altération et son évolution.

L'indice de qualité morphologique est un couteau suisse dans la boîte à outils du gestionnaire de cours d'eau. Il décrit son état de façon rigoureuse vis-à-vis de la naturalité. Il aide aussi à comprendre le système

hydrique et à en décortiquer les causes de sa dégradation (diagnostic). Il piste vers les actions pertinentes à poser pour en améliorer les conditions écologiques et est ainsi un guide pour la renaturalisation des cours d'eau. C'est aussi un outil de suivi : il permet d'évaluer la pertinence d'un projet de restauration (impact positif) ou l'ampleur des impacts (négatifs) associés à un projet de développement. Il présente ainsi le potentiel de baliser les exigences en matière d'autorisations gouvernementales (REAFIE) et d'éligibilité aux programmes de restauration écologique (PRCMHH) du MELCC. Pour le PRMHH, **cette capacité à mesurer et anticiper les impacts donne le moyen méthodologique d'évaluer l'atteinte de l'objectif zéro perte nette**. Enfin, en faisant le lien entre les aspects de planification, de suivi, de conception et d'encadrement réglementaire, l'IQM rallie et donne un langage commun à l'ensemble des acteurs gravitant autour de la gestion de cours d'eau.

Un proxy de l'indice de qualité morphologique

Une approximation de la valeur de l'IQM est estimée à partir de variables pouvant aisément être calculées de façon automatisée par les systèmes d'information géographique. Ces indicateurs sont des *proxys* (variable de remplacement) au sens où elles ne mesurent pas directement l'intégrité ou la qualité du cours d'eau, mais sont indicatrices des circonstances où les cours d'eau sont effectivement altérés par des pratiques anthropiques. La prémisse est : plus les pressions anthropiques sont grandes, plus le milieu hydrique a de probabilité d'être altéré (Thornbrugh et al., 2018; Karpack et al., 2020).

Cinq indicateurs ont été sélectionnés pour définir un proxy de l'IQM (IQM₅) : le pourcentage d'occupation du sol anthropisé (urbain ou agricole) à l'échelle du segment homogène (sur une distance de 30 m de la rive) et à l'échelle du bassin versant, le pourcentage linéaire du cours d'eau situé à une distance inférieure à 30 mètres d'infrastructures anthropiques rigides telles que routes et bâtiments, le pourcentage segment ayant fait l'objet d'une linéarisation ainsi que le pourcentage du bassin versant dont la connectivité sédimentaire est interrompue par la présence de barrages de retenue. D'un point de vue physique, ces indicateurs traduisent différentes circonstances où le milieu hydrique est altéré ainsi que les types de perturbations possibles. À l'extrême, ces pressions sont indicatrices d'un milieu hydrique en déséquilibre, statique, sans plaine inondable, exempt de végétation et d'apports sédimentaires provenant du bassin versant (donc, sans perspective de renouvellement futur); en court, un simple canal de drainage de l'eau.

La valeur proxy de l'IQM est obtenue comme suit :

$$IQM_5 = 1 - \sum_{i=1}^5 p_i * PA_i$$

où PA_i représente les valeurs associées à chaque indicateur de pressions anthropiques i et p_i est un poids attribué à chaque indicateur (lesquels sont uniformes). Le résultat se situe sur une échelle de 0 à 1 où 0 représente un état (probablement) complètement altéré et 1 représente un état (probablement) complètement naturel. Cette valeur est une approximation de la valeur pouvant être obtenue à partir de l'IQM₂₈. Une validation de la corrélation entre l'IQM₅ et l'IQM₂₈ est présentée à l'annexe 2.

Le critère de capacité

Les fonctions écologiques

La nouvelle loi 132 spécifie six types de fonctions écologiques à reconnaître dans le processus de planification territoriale (LCMHH, 13.1). Une attention particulière a été portée à trois d'entre elles, plus particulièrement sensible aux caractéristiques hydrogéomorphologiques des milieux hydriques : les fonctions de régulation hydrologique, de régulation des polluants ainsi que la fonction de conservation de la biodiversité.

- La *régulation hydrologique* réfère à la capacité du milieu hydrique à ralentir et stocker l'eau en transit, aidant à atténuer les pics de crue, supporter les débits d'étiage et à contribuer à la recharge de la nappe phréatique (adapté de LCMHH, 13.1, 3°).
- La *régulation des polluants* réfère à la capacité du milieu hydrique à intercepter, stocker ou transformer les polluants susceptibles d'altérer la qualité de l'eau (adapté de LCMHH, 13.1, 1°).
- La fonction de conservation de la *biodiversité* est associée à la capacité du milieu hydrique à fournir des habitats diversifiés propices au vivant (adaptée de LCMHH, 13.1, 3°).

Les indicateurs de capacité : un bouquet de services

À partir d'une revue de littérature confrontée à l'analyse critique des données disponibles, cinq indicateurs d'intérêt ont été sélectionnés : le type d'écoulement, la présence de végétation riveraine, la présence de milieux humides riverains, l'indice de sinuosité et le degré de confinement (Tableau 3)³.

Tableau 3. Description des indicateurs de capacité

Indicateurs	Valeurs possibles	Source des données
type d'écoulement	lotique; lentique; diffus	CRHQ
végétation en rive	% de végétation en rive sur une largeur de 30 mètres	OS
milieux humides riverains	% de la longueur du cours d'eau qui intersecte un milieu humide riverain (zone tampon de 5 mètres)	OS
indice de sinuosité	longueur du segment divisée par la distance à vol d'oiseau (proxy de la distance du centre de la vallée)	CRHQ
confinement	confiné (sans plaine alluviale) ou non-confiné (présence d'une plaine alluviale)	Voir annexe 3

CRHQ : cadre de référence hydrographique du Québec (MELCC); OS : cartographie d'occupation du sol

Certains indicateurs sont fréquemment corrélés entre eux, mais ils demeurent indépendants les uns des autres dans la mesure où chacun reflète un effet différent et non redondant sur les fonctions écologiques. La littérature scientifique montre que ces indicateurs ont tous un impact sur les fonctions écologiques

³ Seuls les indicateurs statuant sur les caractéristiques à l'échelle du segment de cours d'eau ont été considérés. L'interprétation d'indicateurs décrivant le milieu à des échelles plus larges a été jugée trop complexe (p.ex. la pente du bassin versant) ou, dans certains cas, plutôt représentative de pressions anthropiques sur le milieu hydrique (p.ex. la densité de drainage).

(Figure 9). Plus encore, chacun des indicateurs a un effet simultané sur les trois types de fonctions écologiques.

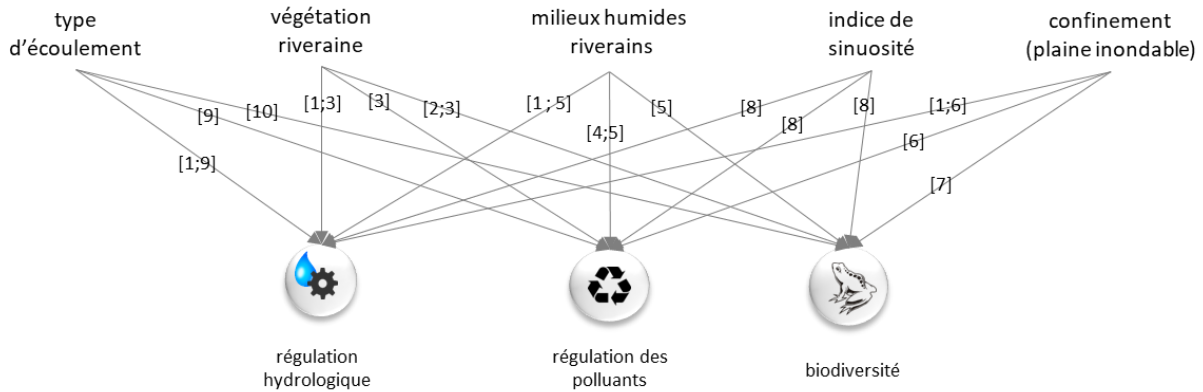


Figure 9. Extrait de la littérature scientifique montrant l'impact de chaque indicateur sur les fonctions écologiques. [1] Dadson et al., 2017; [2] Jobin et al., 2004; [3] Chase et al., 2016; [4] Yang et al. 2016; [5] He et al., 2017; [6] Kiedrzyńska et al., 2015; [7] Junk et al., 1989; [8] Whol, 2016; [9] Larsen et al. 2021; [10] Stringer et Gaywood, 2016.

Il est apparu utile de mieux spécifier l'importance respective de chaque indicateur par une pondération appropriée. Un atelier de consultation auprès d'un groupe d'hydrogéomorphologue a été organisé afin de colliger leur opinion (voir les résultats à l'annexe 2). Il y a une convergence d'opinion claire sur la pertinence des indicateurs sélectionnés⁴, sans toutefois parvenir à différencier leur importance respective. Cela reflète certainement en partie les limites de nos connaissances, mais aussi le fait que les attributs géomorphologiques se transposent réellement en un bouquet de services écologiques interdépendants. Le choix a donc été de leur attribuer un poids égal pour tous les services écologiques. La gestion des services écologiques en bouquets est une force : elle simplifie substantiellement l'analyse et reflète aussi mieux l'importance des synergies dans le fonctionnement des hydrosystèmes (Meacham et al. 2022).

Une matrice permet de convertir les valeurs de chaque indicateur en score de capacité (Figure 10). Ces scores varient de 0 à 4, où 0 est l'absence de capacité et 4 est une capacité distinctive élevée. La capacité du milieu hydrique est la somme des scores, rapportée dans un intervalle de 0 à 1 :

$$capacité = \frac{\sum_{i=1}^4 score_i}{16}$$

⁴ L'indicateur relatif à la taille du cours d'eau n'a pas été pris en compte considérant son effet ambigu sur certaines fonctions écologiques.

L'indicateur relatif au dynamisme a été ignoré puisqu'il n'est pas suffisamment documenté dans la CRHQ.

	capacité par défaut	légère capacité	capacité modérée	capacité élevée
	1	2	3	4
indicateurs				
naturalité dans la rive (végétation)			%	
milieux humides riverains			%	
indice de sinuosité	1.05-2.5 (écoulements diffus = 4)			
confinement	confiné	non-confiné (score = 4)		

Figure 10. Indicateurs pour la mesure de capacité de support en fonctions écologiques (adapté de Large et Gilvear, 2015).

La demande

La demande représente la quantité de services écologiques désirée par la société (Villamagna et al., 2013; Wolff et al., 2015). Ce désir englobe certains besoins implicites tels que le besoin de respirer, profiter d'un climat habitable et d'une sécurité relative face aux phénomènes hydroclimatiques. Elle est aussi explicite par le biais de certains usages directs et indirects tels que la consommation en eau et des produits de la pêche ou par les usages récréatifs tels que la baignade et l'utilisation d'embarcations de plaisance. La demande *désirée*, celle qui reflète une aspiration collective pouvant surpasser l'offre réelle, se prête difficilement à la mesure; aussi mesure-t-on plutôt une demande *effective*, laquelle se révèle plus simplement à travers les **usages** que l'on fait des services écologiques (Cord et al., 2017). Puisque ces usages dépendent du bon fonctionnement des milieux hydriques, la demande mesure en fait l'importance de préserver les milieux naturels qui en assurent la pérennité.

La demande est caractérisée par trois catégories de critères : les usages environnementaux en SE, les pressions ainsi que les préférences.

Les usages en SE

La demande mesure cinq types de services écologiques à partir de l'usage qui en est fait : 1 – la protection contre les phénomènes hydroclimatiques; 2 – l'approvisionnement en eau potable, 3 – la régulation des polluants; 4 – la biodiversité et; 5 – les services culturels. L'importance de chaque service écologique est mesurée à partir de diverses règles de décision (Figure 11). Le score résultant de ces règles de décisions varie entre 0 (pas important) à 3 (très important). Les seuils sont donnés ici à titre indicatif seulement (pour l'Estrie); le mieux est d'adapter ces critères aux enjeux et aux réalités propres à chaque territoire.

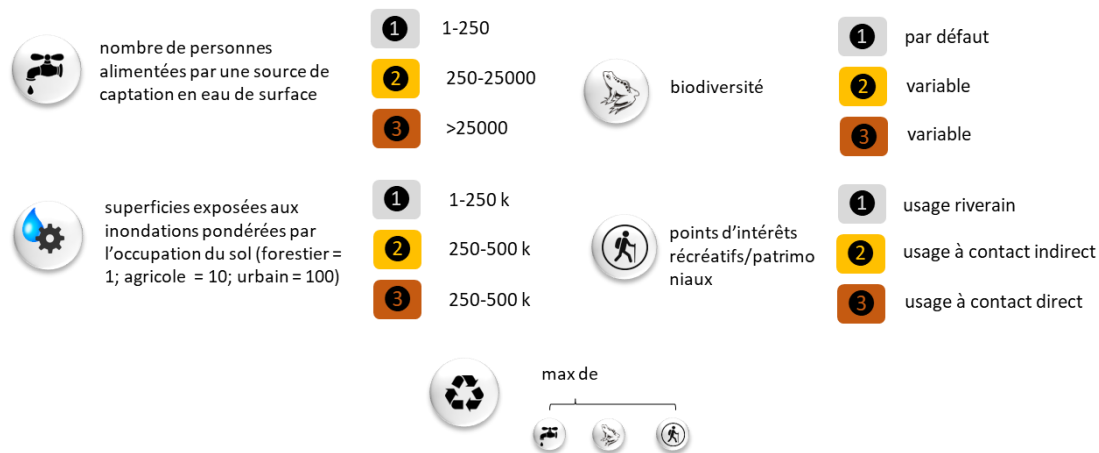


Figure 11. Règles de décision pour l'attribution d'un score à la demande.

Certains services sont intermédiaires à d'autres, notamment la régulation des polluants, laquelle supporte à la fois la biodiversité, les besoins d'approvisionnement en eau et la plupart des services culturels. C'est pourquoi l'importance accordée à la régulation des polluants est déterminée par l'importance du service écologique qu'il supporte. En clair, l'importance des capacités du milieu à filtrer et limiter les polluants est déterminée par l'importance des usages susceptibles d'être compromis par une mauvaise qualité de l'eau en aval (voir la section sur la connectivité entre l'offre et la demande).

Les pressions sur les SE

Les pressions sont des conditions susceptibles de compromettre un service écologique. Les pressions ont un effet multiplicateur sur la demande : plus l'usage est compromis ou menacé, plus il y a une demande implicite pour des milieux hydriques capables de les tempérer ou en amoindrir l'effet. Dans ces contextes « sous pressions », les capacités du milieu hydrique exercent un rôle essentiel dans le maintien ou la restauration des services écologiques attendus, d'où l'intérêt de les conserver ou de les restaurer de façon urgente.

Les pressions à prendre en compte sont très diversifiées et doivent être ajustées aux réalités territoriales. Ici, deux sont prises en compte, soit la qualité de l'eau et l'impact des changements climatiques sur les extrêmes hydrologiques (crues et étiages) – voir Tableau 4.

Tableau 4. Pressions environnementales sur les services écologiques

Pressions	Valeurs possibles	Description
Qualité de l'eau	-1 (nd); 0 (mauvaise); 0.5 (modéré) 1 (bonne)	Indice de qualité d'eau, déterminé par une station située à l'endroit du segment ou en aval (sans limite de distance, à moins d'une interruption par une masse d'eau comme un lac ou un réservoir).
Changements climatiques (crues)	%	Pourcentage de hausse des pics de crue anticipée pour l'horizon 2080 (RCP 8.5) par rapport à la période de référence (1970-2000). Les pics de crues sont les débits annuels maximums de récurrence 20 ans.
Changements climatiques (étiages)	%	Pourcentage de diminution des étiages estivaux/automnaux anticipée pour l'horizon 2080 (RCP 8.5) par rapport à la période de référence (1970-2000). Les étiages estivaux/automnaux sont les débits minimums moyens pendant 30 jours de récurrence 2 ans.

Source des données de qualité de l'eau : COGESAF

Source des données sur les changements climatiques : <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/>

Mathématiquement, les valeurs sont converties en facteurs de correction (FC), lesquels s'appliquent à certains types de services écologiques et pas à d'autres (Figure 12).

	Protection vs hydro-climatique	App. En eau potable	Biodiversité	Culturel
qualité de l'eau				
Δ pics de crue				
Δ étiages				

Figure 12. Applicabilité des pressions par types de services écologiques.

Qualité de l'eau :

- si la qualité de l'eau est 0 : FC = 0.5
- si la qualité de l'eau est 0.5; FC = 0.25
- si la qualité de l'eau est 1; FC = 0

Changements climatiques :

- pics de crue : FC = % augmentation attendue (minimum 0)
- étiages : FC = % diminution attendue (minimum 0)

Une valeur de demande par services écologiques (D_{SE}) est calculée à partir de ces facteurs de correction et rapportée entre 0 (aucune demande) et 1 (forte demande) :

$$D_{SE} = \min \left\{ 1, [d_{SE}/3] * \left[1 + \sum FC_i \right] \right\}$$

où d_{SE} est le score de demande par service écologique telle définie par les usages environnementaux et FC sont les facteurs de correction applicables.

Comment interpréter cette équation en mots?

Cette équation fait deux choses :

1 – elle applique un effet multiplicateur entre la somme des pressions et la valeur de demande initiale d_{SE} , déterminée par les usages environnementaux; ainsi, le besoin de protéger ou restaurer les milieux hydriques capables de contrer ces pressions est d’autant plus utile lorsque lesdites pressions menacent l’usage d’un service écologique donné.

2 – elle rapporte les valeurs entre 0 et 1 (sans dépasser 1); par cette formulation, l’absence de données sur les pressions ne constitue pas une limite méthodologique. L’effet multiplicateur permet d’augmenter les valeurs associées aux usages environnementaux, sans jamais dépasser celles pouvant être obtenues en l’absence de données.

Les préférences

Le critère de préférence est un indicateur de pondération reflétant l’importance accordée à chaque type de service écologique. Le score de demande devient ainsi la somme pondérée des valeurs de demande spécifique à chaque service écologique (D_{SE}) :

$$demande = w_{SE} * \sum D_{SE}$$

où la somme des poids (w_{SE}) doit totaliser 1.

Comment définir les préférences?

Les préférences aident à spécifier les orientations en matière de conservation des milieux hydriques. L’objectif est de spécifier les milieux hydriques plus particulièrement concernés par un type de service écologique plutôt qu’un autre. Ces orientations préférentielles devraient idéalement refléter les enjeux et préoccupations territoriales identifiées à chaque unité d’analyse. Un poids peut être attribué de façon à s’aligner au mieux aux points de vue exprimés par les parties prenantes lors des processus de concertation avec les citoyens (sondage) et les décideurs.

La connectivité entre l'offre et la demande

Les milieux naturels en support à un service écologique donné ne se situent pas nécessairement à l'endroit où il est « consommé » (Syrbe et Grunewald, 2017). Typiquement, le bon fonctionnement des milieux hydriques fournit de nombreux services aux usagers situés en aval. C'est pourquoi la spécification des scores de demande ne dépend pas strictement des usages à l'endroit du segment, mais de tous ceux qui en dépendent vers l'aval. Cela appelle à des règles de décision spatialisées dans la spécification des scores de demande (Tableau 5). Un exemple schématique de l'application de ces règles de décision apparaît à la figure 13. Ces règles de décision assurent que l'offre et la demande soient liées spatialement et qu'il y ait un flux de SE possible. Puisque les demandes s'additionnent de l'aval vers l'amont, les valeurs fortes se situent en tête de bassin versant; cela reflète bien le fait que le bon fonctionnement des petits cours d'eau est fondamental pour assurer l'approvisionnement de services écologiques vers aval. De plus, les petits cours d'eau de tête conditionnent aussi le bon fonctionnement des cours d'eau en aval et leurs capacités à eux à fournir des services écologiques vers l'aval (voir la prochaine section).

Tableau 5. Échelle spatiale pour la spécification de la demande

Services écologiques	Échelle spatiale
protection contre les phénomènes hydroclimatiques	somme des zones inondables situées en aval du segment
approvisionnement en eau potable	somme des populations desservies situées en aval du segment
biodiversité	variable selon les espèces
culturel	locale (100 mètres)
régulation des polluants	score le plus élevé pour les services écologiques concernés situés en aval du segment

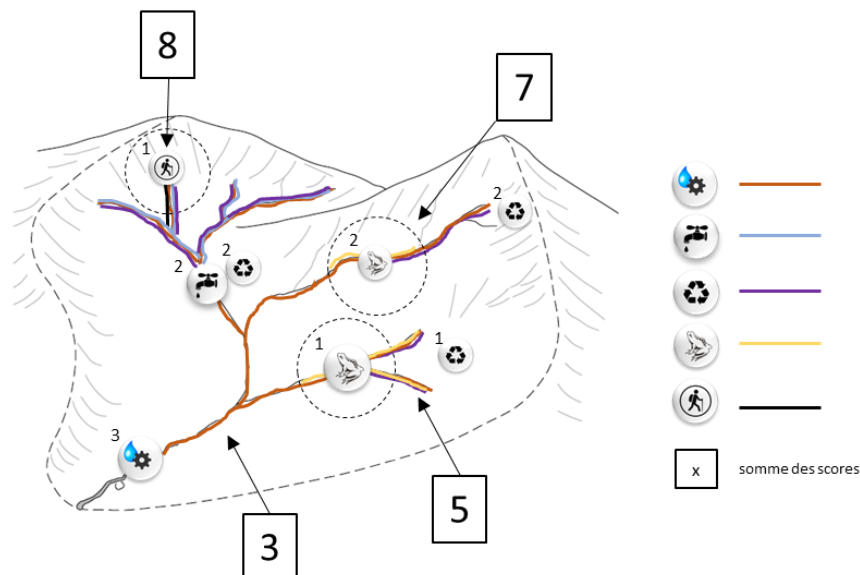


Figure 13. Liens spatiaux entre l'offre et la demande.

4- Connectivité et potentiel de restauration

Les milieux hydriques sont des hydrosystèmes hyperconnectés avec leur environnement (Amoros et Petts, 1993). Leur fonctionnement hydrogéomorphologique est notamment régi et déterminé par les régimes hydrologiques et sédimentaires, lesquels remanient périodiquement les morphologies et conditionnent la trajectoire de leur état écologique. C'est pourquoi une perturbation au point A, portée par les flux hydrosédimentaires, peut se répercuter par une conséquence au point B vers l'aval (Figure 14).

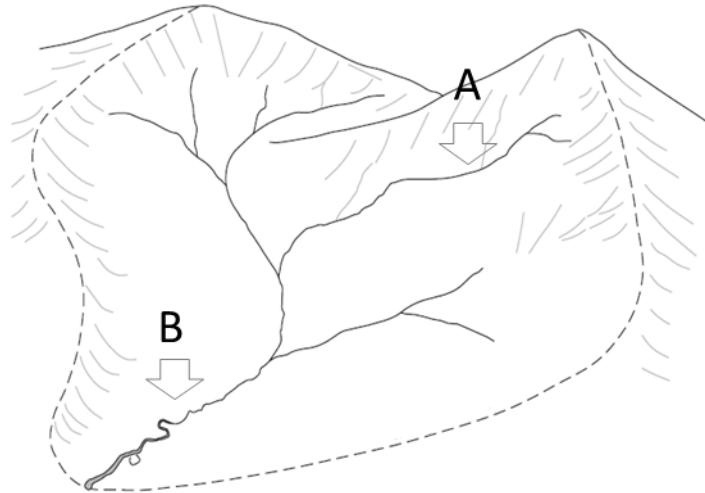


Figure 14. Perturbation (A) et ses conséquences (B) dans les milieux hydriques.

Ainsi, un site apparemment protégé peut être dégradé indirectement par la modification de son aire contributive. C'est le cas pour tous les cours d'eau de l'œkoumène, lesquels s'ajustent encore aux perturbations en lien avec le défrichement des terres, l'assèchement des milieux humides, la linéarisation des cours d'eau, les changements climatiques et l'urbanisation galopante. Ces interactions de cause à effet, spatialement disjointes mais néanmoins liées, doivent donc être reconnues pour protéger et restaurer stratégiquement les milieux hydriques.

Les corridors écogéomorphologiques

Le concept de corridor écologique se transpose bien à l'hydrogéomorphologie. Le concept souligne la pertinence de conserver ou restaurer des sites proches, de façon à en consolider la valeur écologique par le maintien d'une circulation fluide et ininterrompue des flux biotiques et abiotiques dans l'espace. Du fait de l'unidirectionnalité des flux hydrosédimentaires et des polluants, le site situé immédiatement en amont revêt un rôle particulier, puisque c'est lui qui détermine ce qui passe, ou ne passe pas, vers l'aval. Dans le choix des sites d'intérêt à conserver/restaurer, la création de corridors écogéomorphologiques devrait être privilégiée afin de favoriser un continuum interconnecté de sites d'intérêt.

Le potentiel de restauration

Le potentiel de restauration se définit comme une prédisposition ou une « *capacité pour l'amélioration de l'état géomorphologique d'un milieu hydrique dans les prochains 50-100 ans* » (Fryirs et Brierley, 2016). C'est un concept proche de celui de la résilience, quoique la résilience soit seulement l'une des circonstances déterminant un bon potentiel de restauration. Ce dernier évoque plus largement la possibilité qu'un milieu hydrique puisse aspirer à un état fonctionnel et se maintenir ainsi dans le temps. Cela demande à réguler les causes fondamentales de la dégradation des milieux hydriques (Beechie et al., 2010). Ces causes sont parfois ponctuelles et bien ciblées; en d'autres circonstances, elles sont diffuses et sont liées plus généralement à notre occupation du territoire dans le bassin versant. C'est pourquoi il est opportun de privilégier une approche amont-aval dans la séquence des interventions, de façon à réparer et désamorcer successivement les milieux hydriques qui conditionnent indirectement l'état de ceux qui en dépendent vers l'aval.

Une approche standardisée est présentée à la figure 16 (adapté de Fryirs et Brierley, 2016). Des classes de potentiel sont spécifiées dans un arbre décisionnel faisant appel à plusieurs critères, qualitatifs et quantitatifs : la connaissance d'une cause de dégradation stratégique connue, le positionnement dans le bassin versant, la résilience, l'état du milieu hydrique (un proxy de sa résilience) ainsi que l'état moyen de ceux qui se trouvent en amont (un proxy des perturbations qui s'exercent sur le milieu hydrique).

Cause de dégradation stratégique

Les causes de dégradation stratégiques sont les causes ponctuelles connues qui perturbent le bon fonctionnement des cours d'eau. Elles incluent les barrages de retenue, détournements de cours d'eau, endiguements, traverses mal ajustées et autres anthropisations susceptibles de briser ou modifier les liens d'interconnectivité entre les compartiments d'un hydrosystème. Considérant la portée de leurs impacts, il s'agit souvent d'opportunités permettant de maximiser les gains écologiques à faibles coûts.

Résilience

Les milieux hydriques résilients s'ajustent rapidement aux perturbations. La résilience est souvent liée à l'abondance de la charge sédimentaire capable de renouveler les configurations morphologiques, s'actualisant ainsi rapidement à de nouvelles conditions (Figure 15). D'autres circonstances peuvent aussi justifier cette appellation, soit les cours d'eau moins sensibles aux perturbations – résistants ou robustes ; p.ex. ceux dont le niveau de base est fixe et peu vulnérable à l'incision. Puisque ces conditions sont difficilement quantifiables (quoique, voir Adam et al. 2007), la résilience est un constat plutôt qualitatif.

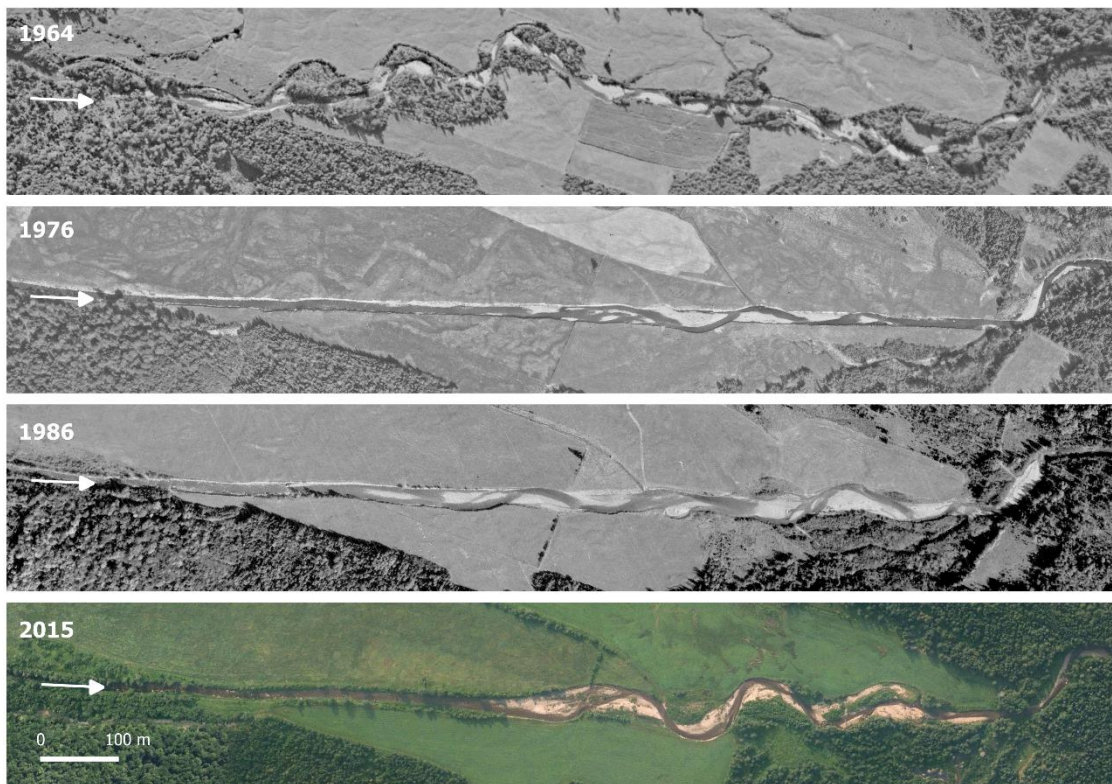
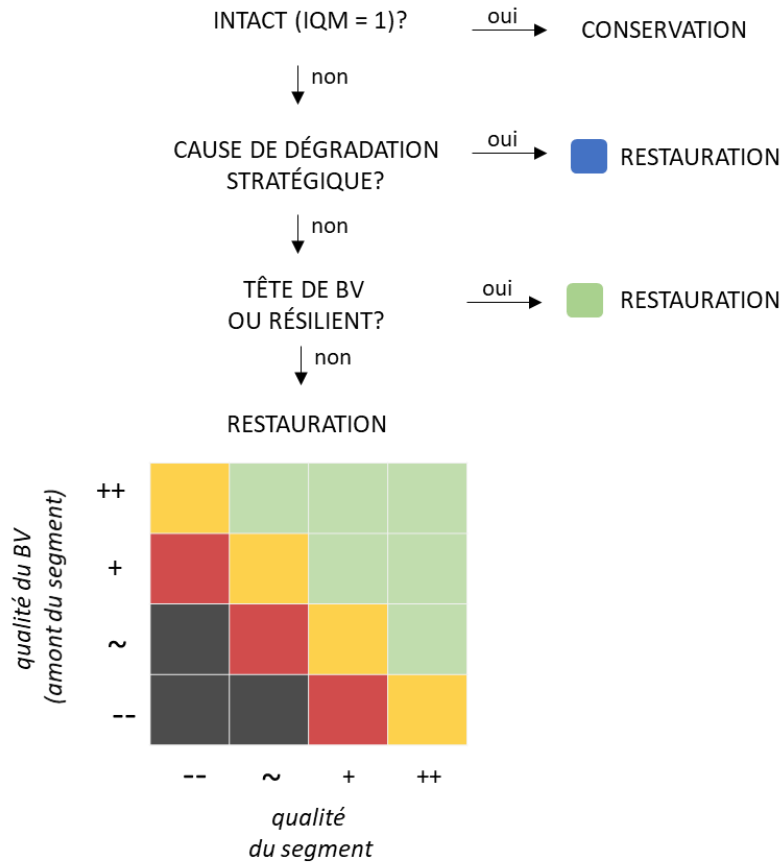


Figure 15. Exemple d'un cours d'eau résilient.

L'indice de qualité morphologique

L'état du milieu hydrique est utilisé comme un proxy de sa propre résilience : plus il est en bon état, plus il est susceptible d'être ajusté au régime hydrosédimentaire, soit l'ancien régime (en l'absence de perturbations ou parce qu'il est robuste), soit le nouveau (auquel cas il s'est rapidement ajusté et peut être considéré résilient).

La qualité moyenne des milieux hydriques est un proxy de la somme des perturbations susceptibles de compromettre la durabilité des gains écologiques escomptés. Ainsi, dans la façon de sélectionner les sites de restauration, on priorise les milieux hydriques peu perturbés à l'amont. Par un effet domino, c'est tout l'hydrosystème qui en bénéficie.



Indice de qualité morphologique

- ++ très bon (0.85 – 1)
- + bon (0.7 – 0.85)
- ~ modéré (0.5 – 0.7)
- mauvais ou très mauvais (< 0.5)

Potentiel de restauration

- 1 - stratégique
- 0.3 - faible
- 0.9 - élevé
- 0 - nul
- 0.6 - modéré

Figure 16. Arbre décisionnel pour déterminer le potentiel de restauration d'un milieu hydrique (adapté de Fryirs et Brierley, 2016).

Références

- Adam, P., Debiais, N., & Malavoi, J. R. (2007). Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. L'Agence de l'eau Seine-Normandie, Direction de l'eau, des milieux aquatiques et de l'agriculture (DEMAA), Service eaux de surface.
- Amoros, C., & Petts, G. E. (1993). Hydrosystèmes fluviaux (Vol. 300). Paris : Masson.
- Beechie, T. J., Sear, D. A., Olden, J. D., Pess, G. R., Buffington, J. M., Moir, H., ... & Pollock, M. M. (2010). Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, 60(3), 209-222.
- Biron, P. M., Buffin-Bélanger, T., Larocque, M., Choné, G., Cloutier, C. A., Ouellet, M. A., ... & Eyquem, J. (2014). Freedom space for rivers: a sustainable management approach to enhance river resilience. *Environmental management*, 54(5), 1056-1073.
- Biron, P., Buffin-Bélanger, T., & Demers, S. (2018). La restauration de l'habitat du poisson en rivière -L'angle de l'hydrogéomorphologie. *Vecteur Environnement*, 51(2), 34.
- Boyd, J., and S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators*, 21, 17-29.
- Chase, J. W., Benoy, G. A., Hann, S. W. R., & Culp, J. M. (2016). Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(3), 194-205.
- Cord, A. F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., ... & Volk, M. (2017). Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem services*, 28, 264-272.
- Dadson, S. J., Hall, J. W., Murgatroyd, A., Acreman, M., Bates, P., Beven, K., ... & Wilby, R. (2017). A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based 'natural' flood management in the UK. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 473(2199), 20160706.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... & Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current opinion in environmental sustainability*, 14, 1-16.
- Downs, P. W., & Piégay, H. (2019). Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications, limitations, prospect. *Geomorphology*, 338, 88-104.
- Dy, G., Martel, M., Joly, M. et Dufour Tremblay, G. 2018. Les plans régionaux des milieux humides et hydriques – Démarche de réalisation. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la protection des espèces et des milieux naturels et Direction de l'agroenvironnement et du milieu hydrique, Québec, 75 p. [En ligne].
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Fryirs, K. A., & Brierley, G. J. (2016). Assessing the geomorphic recovery potential of rivers: forecasting future trajectories of adjustment for use in management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(5), 727-748.
- Fryirs, K., & Brierley, G. (2021). How far have management practices come in 'working with the river'?. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46(15), 3004-3010.

- Harman, W., Starr, R., Carter, M., Tweedy, K., Clemmons, M., Suggs, K., & Miller, C. (2012). A function-based framework for stream assessment and restoration projects. US Environmental Protection Agency, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Washington, DC EPA.
- He, J., Dupras, J., & G. Poder, T. (2017). The value of wetlands in Quebec: a comparison between contingent valuation and choice experiment. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 51-78.
- Jain, V., Fryirs, K., & Brierley, G. (2008). Where do floodplains begin? The role of total stream power and longitudinal profile form on floodplain initiation processes. *Geological Society of America Bulletin*, 120(1-2), 127-141.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C., & Maisonneuve, C. (2004). Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103(3), 413-423.
- Karpack, M. N., Morrison, R. R., & McManamay, R. A. (2020). Quantitative assessment of floodplain functionality using an index of integrity. *Ecological Indicators*, 111, 106051.
- Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., & Zalewski, M. (2015). Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement. *Natural Hazards*, 76(2), 955-977.
- Kondolf, G. M. (2011). Setting goals in river restoration: When and where can the river “heal itself”. *Stream restoration in dynamic fluvial systems*, 194, 29-43.
- Large, A. R. G., & Gilvear, D. J. (2015). Using Google Earth, a virtual-globe imaging platform, for ecosystem services-based river assessment. *River Research and Applications*, 31(4), 406-421.
- Larsen, A., Larsen, J. R., & Lane, S. N. (2021). Dam builders and their works: Beaver influences on the structure and function of river corridor hydrology, geomorphology, biogeochemistry and ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 218, 103623.
- Lave, R. (2012). *Fields and streams: Stream restoration, neoliberalism, and the future of environmental science* (Vol. 12). University of Georgia Press.
- Meacham, M., Norström, A., Peterson, G.D., Andersson, E., Bennett, E.M., Biggs, R. et.al. 2022. Advancing research on ecosystem service bundles for comparative assessments and synthesis. *Ecosystems and People* Volume 18, 20–2 - Issue 1
- Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: General Synthesis* (Island Press), Washington, DC.
- Parker, G. (2004). The uses of sediment transport and morphodynamic modeling in stream restoration. In *Critical transitions in water and environmental resources management* (pp. 1-10).
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., & Bussetini, M. (2013). A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI). *Geomorphology*, 180, 96-108.
- Syrbe, R. U., & Grunewald, K. (2017). Ecosystem service supply and demand—the challenge to balance spatial mismatches. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(2), 148-161.
- Thornbrugh, D. J., Leibowitz, S. G., Hill, R. A., Weber, M. H., Johnson, Z. C., Olsen, A. R., ... & Peck, D. V. (2018). Mapping watershed integrity for the conterminous United States. *Ecological indicators*, 85, 1133-1148.
- Thorp, J. H., Flotemersch, J. E., Delong, M. D., Casper, A. F., Thoms, M. C., Ballantyne, F., ... & Haase, C. S. (2010). Linking ecosystem services, rehabilitation, and river hydrogeomorphology. *BioScience*, 60(1), 67-74.

Villamagna, A. M., Angermeier, P. L., & Bennett, E. M. (2013). Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, 114-121.

Wohl, E. (2016). Spatial heterogeneity as a component of river geomorphic complexity. *Progress in Physical Geography*, 40(4), 598-615.

Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159-171.

Yang, W., Liu, Y., Ou, C., & Gabor, S. (2016). Examining water quality effects of riparian wetland loss and restoration scenarios in a southern Ontario watershed. *Journal of environmental management*, 174, 26-34.

Annexe 1. Calcul d'indicateurs

Indice de linéarisation

L'indicateur de *linéarisation* représente le résultat de travaux d'excavation mécanique ayant modifié la position du cours d'eau d'origine. Ces travaux ont été motivés par un besoin de faciliter le drainage des terres et d'aménager plus facilement les espaces riverains. Cet indicateur réfère explicitement à l'indicateur A8 de l'indice de qualité morphologique (Rinaldi et al., 2013). Sa valeur est le pourcentage du segment ayant fait l'objet d'une linéarisation (0-1). En l'absence de données disponibles à cet effet, un modèle statistique prédictif a été construit de façon à prédire le degré de linéarisation séparé en deux classes : linéarisé (1) ou non-linéarisé (0).

Une photo-interprétation systématique de 18325 segments de la région de l'Estrie a permis de développer un modèle statistique prédictif de type *forêt aléatoire* (forêts aléatoires de classification et de régression). Cet algorithme fait une prédiction à partir de variables explicatives structurées en arborescence décisionnelle. L'algorithme s'entraîne de façon itérative sur une partie de l'échantillon de façon à construire plusieurs arbres décisionnels, lesquels sont ensuite combinés pour produire des prédictions plus robustes.

Quatre variables explicatives se sont avérées particulièrement efficaces, en ordre décroissant de pertinence : l'occupation du sol à l'échelle du segment (% naturalité), l'occupation du sol dans le bassin versant (% naturalité), l'aire du bassin versant (km²) et la pente du cours d'eau (m/m). Basé sur un échantillon de 17325 cas pour l'entraînement et 1000 cas pour la validation, le pourcentage de bons classements pour la région de l'Estrie est d'environ 80 % (Tableau 6 et Tableau 7). Puisque l'Estrie présente un paysage complexe et hétérogène, c'est un résultat présument pessimiste par rapport à ce qui peut être attendu dans des environnements plus homogènes tels que les Basse-Terre du Saint-Laurent.

Tableau 6. Matrice de confusion pour la prédiction de la valeur de linéarisation (échantillon pour l'entraînement).

de \ Vers	0	1	Total	% correct
0	8045	2213	10258	78.427
1	1297	5770	7067	81.647
Total	9342	7983	17325	79.740

Tableau 7. Matrice de confusion pour la prédiction de la valeur de linéarisation (échantillon de validation).

de \ Vers	0	1	Total	% correct
0	493	110	603	81.758
1	80	317	397	79.849
Total	573	427	1000	81.000

Validation de l'IQM₅

Une validation sommaire de la corrélation entre IQM₅ et IQM₂₈ a été produite à partir de 14 sites documentés dans les régions de la Montérégie et du Saguenay Lac Saint-Jean (Figure 17). À partir de quatre indicateurs (le pourcentage d'occupation du sol anthropisé à l'échelle du bassin versant a été omis), la corrélation s'élève à 78 % et la pente de la régression est proche de 1 : 1 (IQM₂₈ = 0.8 * IQM₅ + 0.07). Considérant la logique des indicateurs, il est attendu que les extrémités de la droite convergent aux points (0,0) et (1,1); ce qui conforte l'interprétation de la pente de la droite 1 :1 malgré la taille réduite de l'échantillon. Cette propriété de la relation signifie que l'estimation à partir de l'IQM₅ produit des résultats comparables à l'IQM₂₈. Par conséquent, l'IQM₅ et l'IQM₂₈ peuvent tous deux servir à mesurer la qualité des cours d'eau sur une même échelle. Par exemple, l'IQM₅ peut servir à calculer les pertes anticipées à l'échelle du territoire; alors que l'IQM₂₈ peut servir à calculer les gains anticipés à l'échelle de projets spécifiques en milieu hydrique. Les deux estimations, pertes et gains, peuvent être comparées directement sur la même échelle et servir à évaluer un bilan environnemental.

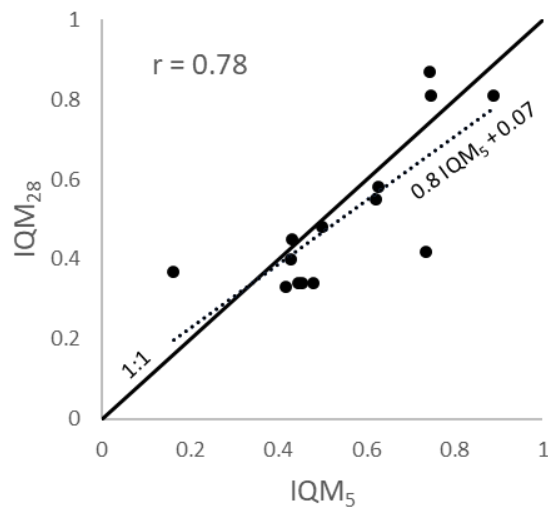


Figure 17. Corrélation entre l'IQM₅ et l'IQM₂₈ à partir de 14 sites situés en Montérégie et au Saguenay Lac Saint-Jean (source des données : Université de Concordia et Université du Québec à Chicoutimi).

Indicateur de confinement

Le confinement réfère à la présence ou non d'une plaine alluviale. Une plaine alluviale est construite par des sédiments transportés et stockés par le cours d'eau. Sa formation dépend de deux conditions : 1 – en amont, un écoulement suffisamment compétent pour éroder et prendre en charge des sédiments et; 2 – à l'échelle du segment, de conditions propices à leur sédimentation et à leur stockage. Inspirés des travaux de Jain et al. (2008), deux règles de décision sont spécifiées pour discriminer le type de confinement :

$$\text{confinement} = \begin{cases} \text{confiné,} & \text{si } AD < 2 \\ \text{confiné,} & \text{si } S > 0.03 AD^{-0.3} \\ \text{non - confiné,} & \text{autrement} \end{cases}$$

où AD est l'aire de drainage du bassin versant (km²) et S est la pente du cours d'eau (m/m). L'ajustement de ces règles de décision a été guidé par les résultats d'un échantillon aléatoire de 30 sites dans la région de l'Estrie pour lesquels le confinement a été déterminé par photo-interprétation (Figure 18). Pour les sites où le type de confinement est déterminé, le pourcentage de bon classement est de 96 % (Tableau 8). Quatre cas ne pouvaient être aisément classés par photo-interprétation en raison de leur interconnectivité avec des milieux humides riverains.

Tableau 8. Matrice de confusion associée à la capacité de prédiction du type de confinement.

		Résultats des règles de décision	
		confiné	non-confiné
confiné	11	1	
non-confiné	0	14	
milieu humide	2	2	

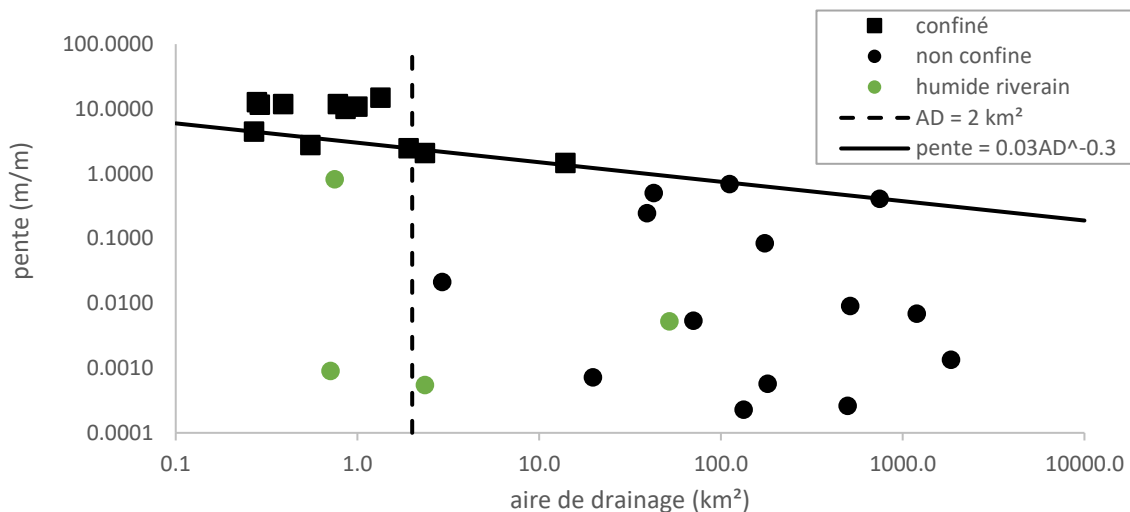


Figure 18. Validation des règles de décision pour la détermination du confinement.

Annexe 2. Concertation des géomorphologues pour la pondération des indicateurs de capacité

Objectif

Une démarche de concertation des principaux acteurs de la géomorphologie fluviale au Québec a été entreprise afin de statuer sur la pondération des indicateurs de capacité en fonctions écologiques dans le processus de calcul de l'offre en services écologiques.

Méthodologie

Les personnes ayant participé à la démarche sont les suivantes :

Sylvio Demers (Firme Rivières)	Louis Gabriel Pouliot (Firme Rivières)
Thomas Buffin-Bélanger (UQAR)	Jean-Philippe Marchand (Université Concordia)
Maxime Boivin (UQAC)	Mohammed Hamdi (Firme Rivières)
Pascale Biron (Université Concordia)	Johan Bérubé (UQAC)
Stéphanie Morin (MRC d'Argenteuil)	Nicolas Stampfli (Université Concordia)
Daniel Blais (MELCC)	

Chaque personne a attribué un score de capacité auquel elle associait également un niveau de confiance. L'échelle de score est la suivante :

Capacité	0 aucun lien avec la fonction
	1 très peu de capacité
	2 peu de capacité
	3 capacité modérée
	4 forte capacité
	5 très forte capacité

Niveau de confiance

0 je ne sais pas
1 je pense que oui
2 fait partie de notre bagage disciplinaire
3 je connais un article ou deux qui montre cet effet

Les scores associés à un niveau de confiance de 0 ont été ignorés et ceux associés à un niveau de confiance de 3 ont été mis en évidence dans les tableaux.

Résultats

Tableau 9. Scores attribués aux indicateurs de capacité pour la fonction de régulation hydrologique (les numéros ainsi que la teinte réfèrent au nombre de personnes ayant attribué le score, un nombre plus élevé de personnes étant associé à une teinte plus sombre; un degré de confiance élevé est identifié en **gras**)

Indicateurs	Score					moyenne	écart-type	
	0	1	2	3	4			5
confinement	1		2	2	1	1;1	3,8	1,3
indice de sinuosité			1;1		2	3	3,9	1,3
dynamisme	2	1	1	3		1	2,3	1,6
végétation riveraine			1;1	1;4	1;2		3,1	0,7
milieux humides riverains					3	6	4,7	0,5
taille du cours d'eau	1	2		3	2		2,4	1,5
type d'écoulement (lotique ou diffus)				1	2;2	1	4,0	0,5

Tableau 10. Scores attribués aux indicateurs de capacité pour la fonction de régulation des polluants

Indicateurs	Score					moyenne	écart-type	
	0	1	2	3	4			5
confinement	1	1		1	2		2,4	1,8
indice de sinuosité	1	1			1;1	1	2,8	2,2
dynamisme	1		1	2	1		2,4	1,5
végétation riveraine				1	4	4	4,3	0,7
milieux humides riverains				1	1;2	5	4,7	0,5
taille du cours d'eau			1	1	2	2	3,7	1,0
type d'écoulement (lotique ou diffus)		1		2	3	1	3,3	1,1

Tableau 11. Scores attribués aux indicateurs de capacité pour la fonction de biodiversité

Indicateurs	Score					moyenne	écart-type	
	0	1	2	3	4			5
confinement			2	1	1	2	2,7	1,5
indice de sinuosité				2	1;3	2;1	4,3	0,7
dynamisme			2	1	2	2;2	3,9	1,3
végétation riveraine				1	1;1	7	4,7	0,7
milieux humides riverains				1		5;4	5,0	0,0
taille du cours d'eau	1		1	2	2	1;1	3,0	1,7
type d'écoulement (lotique ou diffus)			3		2	1;2	3,6	1,4

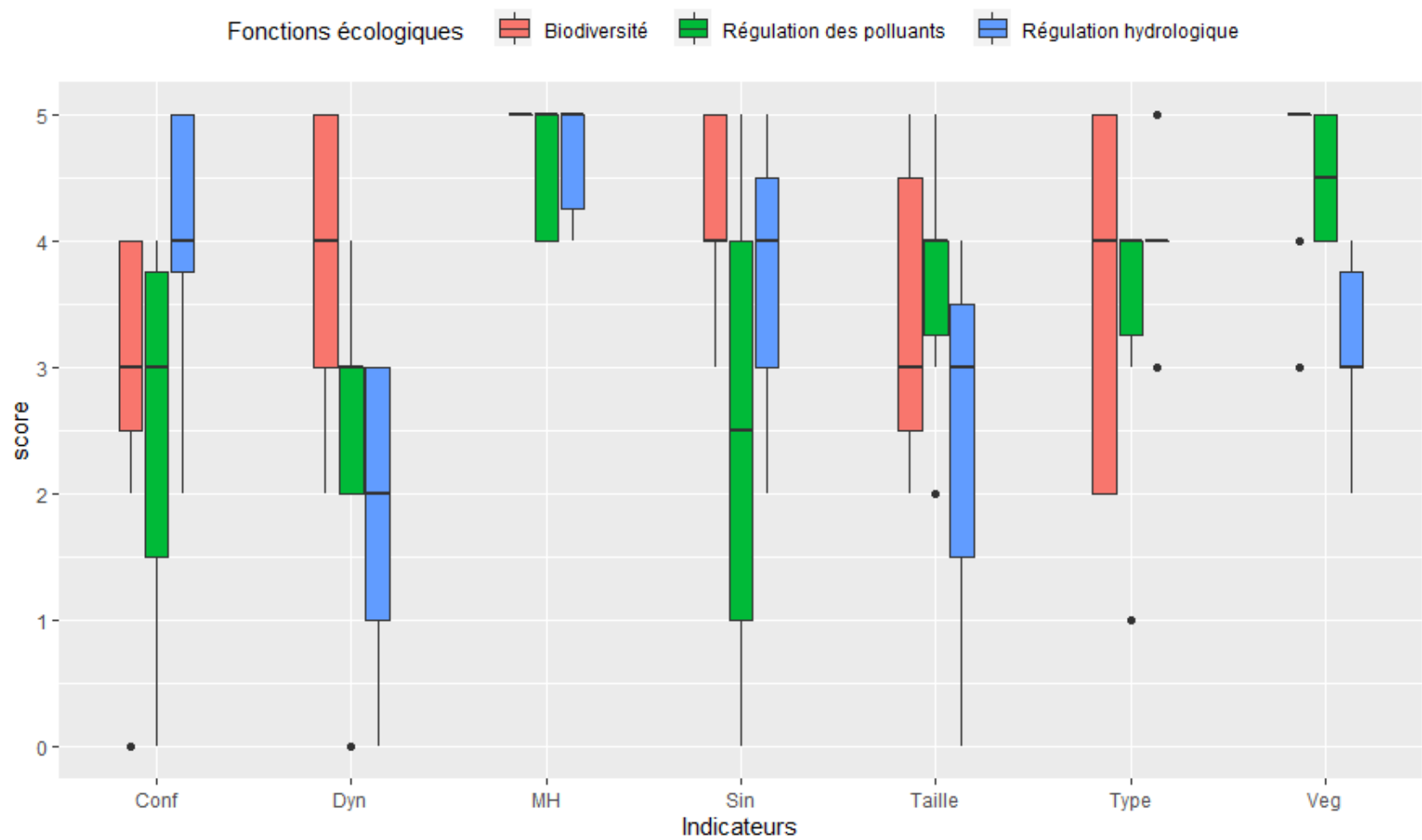


Figure 19. Scores attribués aux différents indicateurs de capacité par fonction écologique. (Conf->Confinement; Dyn->Dynamisme; MH->Milieux humides riverains; Sin->Indice de sinuosité; Taille->Taille du cours d'eau; Type->Type d'écoulement, lotique ou diffus; Veg->Végétation riveraine).

Tests statistiques

Question

1 – Est-ce que l'importance d'un même indicateur varie selon le type de fonction écologique?

Par exemple, est-ce que le confinement a plus ou moins d'impact sur la régulation hydrologique par rapport à la régulation des polluants et la biodiversité?

Test de Kruskal-Wallis

Variables

Variable indépendante : type de fonction écologique

Variable dépendante : score d'importance (1 à 5) associé à un indicateur

Hypothèses statistiques

Hypothèse nulle (H_0) : les scores attribués aux différentes fonctions écologiques pour un même indicateur de capacité font partie d'une même population.

Hypothèse alternative (H_a) : les scores attribués aux différentes fonctions écologiques pour un même indicateur de capacité ne font pas tous partie d'une même population.

Tableau 12. Résultats des tests de Kruskal-Wallis

Indicateurs de capacité	Chi-squared	p-value*
Confinement	4,539	0,1034
Indice de sinuosité	1,8338	0,3997
Dynamisme	7,5798	0,0226
Végétation riveraine	14,735	0,000631
Milieus humides riverains	3,6261	0,1632
Taille du cours d'eau	1,9078	0,3852
Type d'écoulement	1,6205	0,4447

* en vert : différence significative entre les fonctions écologiques, car $p < 0,05$

Conclusion statistique : H_0 est donc acceptée pour 5 indicateurs, rejetée pour les 2 autres (dynamisme et végétation riveraine).

Interprétation : L'importance d'un indicateur de capacité varie peu (5 cas sur 7) selon le type de fonction écologique.

Question

2 – Est-ce que le score d'importance varie en fonction des indicateurs de capacité?

Par exemple, pour la régulation hydrologique, est-ce que le confinement a plus ou moins d'impact que la sinuosité et les autres indicateurs?

Test de Kruskal-Wallis

Variabes

Variable indépendante : indicateurs de capacité

Variable dépendante : score d'importance (1 à 5) associée à une fonction écologique donnée

Hypothèses statistiques

Hypothèse nulle (H_0) : les scores attribués aux différents indicateurs de capacité pour une même fonction écologique font partie d'une même population.

Hypothèse alternative (H_a) : les scores attribués aux différents indicateurs de capacité pour une même fonction écologique ne font pas tous partie d'une même population.

Tableau 13. Sommaire des résultats des tests de Kruskal-Wallis

Fonctions écologiques	chi-squared	p-value*	Médiane minimum	Médiane maximum
Régulation hydrologique	30,891	2,66E-05	2	5
Régulation de polluants	20,042	0,002723	2,5	5
Biodiversité	21,977	0,001222	3	5
Toutes fonctions confondues	42,683	1,35E-07	3	5

* en vert: différence significative entre les indicateurs de capacité, car $p < 0,05$

Conclusion statistique : H_0 est donc rejetée pour toutes les fonctions écologiques.

Interprétation : Chaque indicateur de capacité n'a pas la même importance. Cependant, puisque l'étendue min-max reste faible, il est jugé inutile de traduire ces différences par une pondération variable.

Interprétation générale : Considérant ces deux interprétations, il a été décidé d'attribuer des poids uniformes à chacun des indicateurs et de ne pas en distinguer l'importance selon le type de fonction écologique.

Chaque indicateur de capacité contribue de façon égale à un bouquet de services.

Annexe 3. Guide d'interprétation de la géodatabase

La géodatabase présente l'information requise pour la définition des différents milieux hydriques d'intérêt. Trois types de sites d'intérêt sont définis, selon la manière avec laquelle les critères sont utilisés et combinés. Les versions varient aussi selon les régions où elles ont été appliquées (Estrie, Chaudière-Appalaches, Outaouais et Bas-Saint-Laurent) :

$$offre_{Estrie} = Q_{eau}^{1/3} * IQM^{1/3} * C^{1/3}$$

OU

$$offre_{CA} = (IQM * C)^{0.5}$$

$$flux = (IQM * C)^{0.5} * D^{0.5}$$

$$déficit = [(1 - IQM) * (1 - C)]^{0.5} * D^{0.5}$$

où

Q_{eau} est la qualité de l'eau;

IQM est l'indice de qualité morphologique;

C est la capacité de support en fonctions écologiques;

D est la demande en services écologiques;

Pour tous les paramètres d'entrée et de sortie, les valeurs varient entre 0 et 1.

Les champs nécessaires au calcul sont présentés dans le jeu de donnée : **Mhydrique_site_interet**. Un second jeu de données inclut également les valeurs intermédiaires: **Mhydrique_complet**.

La partie subséquente présente le calcul ainsi que la description de chaque champ de la table d'attributs. Ces champs sont groupés en catégories de critères : 1 – l'indice de qualité morphologique, 2 – la capacité et ; 3 – la demande.

1 - L'indice de qualité morphologique

L'indice de qualité morphologique (IQM) représente un degré d'altération de causes anthropiques sur une échelle de 0 (dégradé) à 1 (intègre).

Indicateurs de pressions anthropiques pour le calcul de l'IQM₅

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
bv_anthro	%	% de superficies anthropisées* à l'échelle du bassin versant
ratio_anthro_rive	%	% de superficies anthropisées* jusqu'à une distance de 30 m de la rive
ratio_infra_rive	%	% de la longueur du segment situé à moins de 30 m d'une infrastructure rigide (zone urbaine, routes ou bâtiments)
ratio_unlink_barrage	%	% du bassin versant situé en amont de barrages artificiels**
linéarisation	classes de % (0; 0.5 ou 1)	% du cours d'eau dont le tracé a été linéarisé

Notes supplémentaires :

*Superficies anthropisées : somme des classes urbanisées et agricoles de la base de données d'occupation du sol.

**Barrages artificiels : tous types de barrages confondus, répertoriés dans la base de données du CEHQ (<https://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/default.asp>)

Le résultat de l'IQM se trouve dans le champ suivant. **Cette valeur est utilisée pour le calcul des sites d'intérêt : offre, flux et déficit).**

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
IQM	%	degré d'altération du cours d'eau de causes anthropiques

2- La capacité

La capacité représente le potentiel du milieu hydrique à supporter certaines fonctions écologiques. Les valeurs de capacité sont calculées à partir de cinq indicateurs représentatifs de caractéristiques hydrogéomorphologiques.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
ratio_nat_rive*	%	% de superficies végétalisées jusqu'à une distance de 30 m de la rive
Type_ecoul	lotique, lenticule ou diffus	Type d'écoulement, tel que déterminé selon la CRHQ
sinuosite	1 à 7+	indice de sinuosité
mh_riverain	%	% de la longueur du segment intersectant un milieu humide (zone tampon de 5 mètres de la rive)
confinement	Confiné ou Non confiné	type de confinement du cours d'eau

Notes supplémentaires :

*ratio_nat_rive = 1- ratio_anthro_rive (qu'on retrouve pour le calcul de l'IQM)

Les valeurs associées à chaque indicateur se voient attribuer un **score de capacité** à partir d'une matrice de conversion (tableau suivant). Cette matrice de conversion spécifie des scores entre 0 (aucune capacité) et 4 (capacité élevée). Un score minimal de 1 est spécifié par défaut. Pour les indicateurs quantitatifs, une interpolation linéaire est appliquée.

Matrice de conversion des indicateurs à des scores de capacité

	0	1	2	3	4
ratio_nat_rive			%		
mh_riverain			%		
sinuosite		1.05-2.5 (diffus = 4)			
confinement		confiné	non-confiné (score = 4)		

Les résultats de cette conversion sont présentés dans les champs identifiés au tableau suivant.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
C_Vegetation	0 à 4	score de capacité spécifique à la présence de végétation
C_Sinuosite	0 à 4	score de capacité spécifique à la sinuosité
C_MH_Riverain	0 à 4	score de capacité spécifique à la présence de milieux humides riverains
C_Confinement	0 à 4	score de capacité spécifique au confinement

Le score final de capacité est la moyenne des quatre critères présentés dans le tableau précédent, rapportée entre 0 (aucune capacité) et 1 (capacité élevée). **Ce score est utilisé pour le calcul des sites d'intérêt : offre, flux et déficit.**

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
Capacite (C)	0 à 1	Score de capacité.

3 - La demande

Les usages environnementaux

Les usages environnementaux sont des circonstances dépendantes de la capacité du milieu naturel à fournir des services écologiques. Les valeurs brutes de ces indicateurs sont présentées dans les champs suivants.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
zone_inondable	m ² pondéré	superficies totales pondérées* de zones inondables situées en aval du segment (service de régulation hydrologique)
pop_desservie	nombre quantitatif	quantité totale de personnes desservies pour l'approvisionnement en eau de surface situé en aval du segment
bio_ap	0 à 3	score représentant l'importance accordée à l'aire protégée (biodiversité)
bio_oiseau	0 à 3	score représentant l'importance accordée aux aires de concentration d'oiseaux aquatiques (biodiversité)
bio_frayere	0 à 3	score représentant l'importance accordée à la présence de frayères (biodiversité)
bio_salmonide	0 à 3	score représentant l'importance accordée à la présence de certaines espèces de poisson (biodiversité)
bio_cdpnq	0 à 3	score représentant l'importance accordée à la présence d'espèces à statu susceptibles, vulnérables ou menacées (biodiversité)
d_cult_urma	0 à 3	score représentant l'importance accordée aux services culturels

Notes supplémentaires :

*Les superficies inondées sont pondérées par des facteurs de 1, 10 et 100 pour des affectations forestières, agricoles et urbaines respectivement.

Le résultat de l'application des règles de décisions pour l'attribution d'un score est présenté dans les champs suivants.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
d_inondation	0 à 3	score représentant l'importance des enjeux concernés par la régulation hydrologique
d_eau_potable	0 à 3	score représentant l'importance des enjeux concernés par l'approvisionnement en eau potable
d_reg_polluant	0 à 3	score représentant l'importance des enjeux concernés par la régulation des polluants
d_bio	0 à 3	score représentant l'importance des enjeux associés à la biodiversité

Notes supplémentaires :

d_bio : C'est le score maximal des indicateurs relatifs à la biodiversité qui est retenu : bio_ap, bio_oiseau, bio_frayere, bio_salmonide, bio_cdpnq. Par défaut, la demande minimale en services de biodiversité est de 1.

Les pressions

Les pressions sont des facteurs susceptibles de compromettre certains services écologiques. Deux types de pressions sont documentées : la qualité de l'eau et l'impact des changements climatiques sur la sévérité des pics de crue et des étiages estivaux/automnaux.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
qualite_eau	-1 (nd); 0 (mauvaise); 0.5 (modéré) 1 (bonne)	Indice de qualité d'eau, déterminé par une station située à l'endroit du segment ou en aval (sans limite de distance, à moins d'une interruption par une masse d'eau comme un lac ou un réservoir).
coef_clim_crue	%	Pourcentage de hausse des pics de crue anticipée pour l'horizon 2080 (RCP 8.5) par rapport à la période de référence (1970-2000). Les pics de crues sont les débits annuels maximums de récurrence 20 ans.
coef_clim_etiage	%	Pourcentage de diminution des étiages estivaux/automnaux anticipée pour l'horizon 2080 (RCP 8.5) par rapport à la période de référence (1970-2000). Les étiages estivaux/automnaux sont les débits minimums moyens pendant 30 jours de récurrence 2 ans.

Notes supplémentaires :

Source des données de qualité de l'eau : COGESAF

Source des données sur les changements climatiques : <https://www.cehq.gouv.qc.ca/atlas-hydroclimatique/>

Les résultats de demande par services écologique (D_{SE}) sont spécifiés dans les champs suivants.

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
DSE_inondation	0 à 1	demande en régulation hydrologique, corrigée par les pressions
DSE_eau_potable	0 à 1	demande d'approvisionnement en eau potable, corrigée par les pressions
DSE_reg_polluant	0 à 1	demande en régulation des polluants, corrigée par les pressions
DSE_bio	0 à 1	demande en biodiversité, corrigée par les pressions
DSE_cult_urma	0 à 1	demande en services culturels, corrigée par les pressions

Enfin, la valeur de demande modifiée par les préférences (w_{SE}) est présentée. **Cette valeur est utilisée pour le calcul des sites d'intérêt : flux et déficit.**

Nom du champ	Valeurs possibles	Description
Demande	0 à 1	Score de demande.

Annexe 4. Mode d'emploi pour le PRMHH

Ceci est un mode d'emploi qui spécifie de quelle façon les méthodes prescrites dans ce document s'inscrivent et répondent aux exigences spécifiées par le guide du MELCC (Dy et al., 2018). Nous vous suggérons quelques lignes directrices détaillées point par point à partir de la table des matières du guide.

2. Portrait

2.1 Contexte d'aménagement

2.1.1 Contexte socio-économique

--

2.1.2 Planification du territoire

Recommandation : Vous pouvez utiliser la cartographie des projets de développement anticipés à l'échelle de la MRC sur un horizon de 50 ou 100 ans⁵. Cette cartographie permet de voir au-delà des projets à court terme et de l'encadrement réglementaire actuel. Cela révèle les menaces lointaines susceptibles « d'avoir une incidence sur la conservation des MHH » (Dy, p. 31).

2.2 Contexte environnemental

2.2.1 Recensement des MHH

Recommandation : Garder ça simple. Illustrer : limites de bassins, réseau hydrographique et plaines inondables. Pour les milieux hydriques, il n'y a pas de statistiques descriptives incontournables à représenter, à moins que cela serve votre propos ou à moins que ça reflète une réalité territoriale prédominante (p.ex : le type d'écoulement lotique vs diffus⁶ comme proxy pour illustrer la prédominance du castor).

Si vous le souhaitez, illustrer les indicateurs de capacité (p.ex. : confinement et sinuosité). Ajouter aussi l'indicateur sur les styles fluviaux provenant de la CRHQ (ce champ n'apparaît pas dans la GDB fourni). C'est ce qui se rapproche le plus d'une typologie applicable aux milieux hydriques.

2.2.2 Bilan des perturbations, état des milieux et problématiques

Recommandation :

Pour le bilan des perturbations, utiliser les cinq critères du proxy de l'indice de qualité morphologique. Chaque critère évoque une pression ou un type de perturbation susceptible d'altérer l'état géomorphologique des cours d'eau (ainsi que la qualité de l'eau).

⁵ Applicable seulement pour les MRC qui disposent de cette cartographie.

⁶ En Estrie, la GDB n'indique aucun type d'écoulement diffus; ce qui reflète peu la réalité du terrain.

Pour l'état des milieux, utiliser la valeur de l'IQM pour décrire son état géomorphologique ainsi que la valeur de la qualité de l'eau pour décrire son état physico-chimique. C'est la conséquence des perturbations évoquées au point précédent.

Pour les problématiques, décrire de façon qualitative les autres problématiques qui ne sont pas déjà illustrées par les points précédents. La nature de ces problématiques varie d'une MRC à l'autre et devrait refléter les pratiques qui ont une incidence sur l'état des milieux hydriques (p.ex. : les infrastructures routières pour la foresterie, le curage des cours d'eau en milieu agricole, l'utilisation abondante de fertilisants contaminant la qualité des plans d'eau).

2.2.3 Recensement des milieux naturels d'intérêt

--

3. Diagnostic des MHH

« Il [le diagnostic] vise à déterminer les enjeux environnementaux et à comprendre comment la conservation des MHH, selon les fonctions écologiques qu'ils remplissent et les services qu'ils rendent, pourrait contribuer de manière positive à la collectivité. [...] Cette analyse s'opère en toute objectivité et s'articule autour de préoccupations environnementales telles que la ressource en eau, la biodiversité ou encore la qualité des paysages » (Dy et al., p. 43).

Interprétation : À l'étape du diagnostic, on demande à identifier les milieux hydriques dont les fonctions écologiques (offre) sont adaptées aux différents enjeux environnementaux identifiés sur le territoire (demande), soit ceux qui rendent des **services écologiques** (ça prend une demande/enjeu environnemental pour qu'une fonction se traduise en service écologique). C'est pourquoi la démarche prescrite combine l'offre et la demande. On parle alors d'un **flux de SE**. C'est ce qui est recommandé à l'étape de la sélection des milieux d'intérêt (3.4).

3.1 Unité géographique d'analyse

La démarche prescrite ne force pas le choix d'une unité géographique d'analyse bien précise (UGA). Il est recommandé toutefois d'utiliser des unités de tailles relativement homogènes (bassins et/ou sous-bassins). Il pourrait être opportun de normaliser certains indicateurs de la demande à l'échelle de la MRC ou des UGA (p.ex. : protection contre les phénomènes hydroclimatiques, approvisionnement en eau et régulation des polluants).

3.2 Forces, faiblesses, opportunités et menaces

La méthodologie ne prescrit pas d'approche explicite pour décrire les forces, faiblesses, opportunités et les menaces à l'échelle de chaque UGA.

Au niveau de la démarche attendue (Dy et al., p. 45) :

- « Déterminer les enjeux environnementaux par unité géographique d'analyse. »

Recommandation : L'une des forces de la démarche est de quantifier l'importance des enjeux/préoccupations environnementales via les indicateurs de la demande. Illustrer chacun des indicateurs de la demande ainsi que les pressions et spécifier leur importance (les valeurs brutes ainsi que les valeurs converties en score). La menace des changements climatiques doit être illustrée et cartographiée de façon explicite. Utiliser les deux champs appropriés (*coef_clim_crue* et *coef_clim_etiage*). Mentionner aussi les autres enjeux environnementaux qui n'ont pas déjà été pris en compte par les indicateurs de la demande.

- « Identifier les services et fonctions écologiques des MHH utiles à la gestion de ces enjeux et à prendre en considération dans les orientations et objectifs de conservation. »

Commentaire : C'est implicite dans la façon que les indicateurs de demande sont définis. Chaque indicateur est déjà associé à un type de service écologique.

3.3 Orientations et objectifs de conservation des MHH

Orientations

Commentaire : Si un enjeu associé à un service écologique est jugé déterminant et prioritaire à l'échelle d'une UGA ou de l'ensemble du territoire de la MRC, la valeur de préférence peut être ajustée pour prioriser les milieux hydriques directement concernés par cet enjeu.

Recommandation :

La version vraiment simple

La demande permet déjà de spécifier un niveau d'importance associée à certains enjeux. C'est une façon simple de statuer sur les orientations à privilégier. Ne toucher à rien, la demande s'occupe de tout.

La version simple

Plutôt que d'utiliser la valeur de demande qui combine tous les services écologiques confondus (dont les poids sont uniformes), utiliser la valeur de demande pour un service écologique précis (parce que les enjeux sont grands ou simplement parce qu'il y a une volonté citoyenne ou politique de s'en préoccuper). Pour cet UGA, recalculer la valeur de flux à partir de la demande de ce seul service (DSE_ « service écologique » de la GDB) et prioriser ainsi les milieux hydriques concernés par cet enjeu. En clair, on se concentre sur un type d'enjeu (et de service écologique); on délaisse les autres.

La version un peu moins simple

Attribuer une pondération à chaque service écologique qui reflète leur importance respective à l'échelle de chaque UGA. La somme des poids doit être égale à 1. Recalculer ensuite la valeur de la demande et des flux de SE correspondant afin qu'elles reflètent les orientations privilégiées. Par rapport à la version simple, cette démarche permet de tenir compte de tous les enjeux au prorata de l'importance que vous leur accordez. Cependant, elle demande de statuer sur les poids à utiliser.

Objectifs de conservation

--

3.4 Identification des milieux humides et hydriques d'intérêt

« Il s'agit d'intégrer l'ensemble des orientations et des objectifs de conservation des MHH et de structurer une méthode de priorisation de ces milieux. Les milieux d'intérêt sont priorisés selon leur état et leurs fonctions écologiques » (Dy et al., p. 48).

Recommandations : Deux indices vous aident à spécifier de façon objective les milieux hydriques d'intérêt pour la conservation : l'offre et le flux de SE. L'offre réfère uniquement aux propriétés du milieu naturel : c'est totalement indépendant de vos orientations et des objectifs de conservation. Au contraire, le flux de SE reconnaît l'importance des enjeux identifiés à l'échelle du territoire. Le flux de SE reconnaît aussi les préférences, lesquelles devraient être le reflet des enjeux identifiés à la section 3.2 et de vos orientations spécifiées à la section 3.3.

Les méthodes développées pour la sélection des milieux d'intérêt pour la conservation sont présentées à la section 2.1. Utiliser les valeurs d'offre et de flux de SE, séparez-les en classes basées sur les bris naturels et attardez-vous aux meilleurs candidats (à l'échelle de votre territoire ou par UGA). Il n'y a pas de nombre de classes recommandées de façon stricte. Idéalement, cela est ajusté au cas par cas selon la forme de l'histogramme de fréquence. Une bonne pratique serait de sélectionner un nombre suffisant de segments pour atteindre les objectifs de conservation spécifiés à la section précédente.

Valider systématiquement chaque tronçon pour en évaluer l'intégrité et ainsi mieux déterminer les modes de gestion appropriés (conservation, restauration). Pour isoler les milieux hydriques « parfaits » à conserver en l'état, la valeur de l'IQM devrait être très élevée ($> \sim 0.85$). Ce n'est pas dire qu'il n'est pas pertinent de conserver des milieux hydriques moins intègres : par exemple, si la stratégie pour sa restauration est passive ou simplement parce que vous souhaitez limiter sa dégradation dans le futur. Même dégradés, certains milieux peuvent être jugés essentiels puisqu'ils participent à un complexe élargi de sites d'intérêt ou parce que les enjeux le justifient.

Attardez-vous ensuite à la connectivité hydrogéomorphologique, c'est-à-dire aux cours d'eau et milieux humides environnants qui aideraient à former ou consolider des noyaux écologiques plus résilients. C'est une démarche subjective; aucune analyse quantitative n'est proposée pour vous supporter à cette étape. Il existe toutefois un certain nombre d'analyses géomatique qui pourrait vous aider (p.ex. : analyse de hotspot).

4. Engagements de conservation

4.1 Analyse du contexte d'aménagement du territoire

Interprétation : Cette étape sert à documenter et chiffrer adéquatement les scénarios de gestion afin de supporter le processus d'arbitrage des projets de développement face aux options éviter-minimiser-compenser.

Recommandation : Superposer la carte des projets de développement connus (si applicable, les zones soumises à des pressions de développement sur un horizon de 50 ou 100 ans) et la cartographie des sites d'intérêt identifiés à la section 3.4. Cette superposition ne doit pas s'arrêter à une simple intersection spatiale, mais doit aussi tenir compte de la vulnérabilité des milieux hydrique par rapport à la nature du projet. Certains cours d'eau enclavés ne sont pas vulnérables; en revanche, d'autres seront drainés, linéarisés, canalisés ou même enfouis pour faire place aux aménagements prévus. Focaliser l'analyse sur ceux-là.

Première étape : quantifier les coûts économiques du scénario « éviter »

--

Deuxième étape : quantifier les coûts écologiques du statu quo (ne pas éviter)

Calculer les pertes potentielles telles que définies à la section 2.2. Le calcul des pertes tient compte des superficies (m²), de l'état du milieu hydrique (qualité), des fonctions écologiques (offre) et des flux de SE, lesquelles mesurent des « conséquences sur les problématiques identifiées sur le territoire » (Dy et al., p. 54).

4.2 Choix de conservation

--

4.3 Équilibre des pertes et des gains écologiques

4.3.1 Estimation des pertes anticipées

Recommandation : Mesurer les pertes résiduelles, c'est-à-dire les pertes anticipées après le processus d'arbitrage.

4.3.2 Identification des priorités de création et restauration

« La MRC établit les priorités de restauration et de création de MHH sur son territoire. Celles-ci doivent être fixées en tenant compte des fonctions écologiques potentiellement perdues ou perturbées identifiées à l'étape précédente et de l'impact que cette perte peut occasionner notamment sur l'environnement, la santé et la sécurité publique. [...] Ainsi, la MRC établit ses priorités de restauration en tenant compte des orientations et des objectifs de conservation établis lors du diagnostic des MHH. » (Dy et al., p. 43)

Interprétation : Les priorités de restauration doivent tenir compte des conséquences entraînées par les pertes escomptées sur le bien-être, donc des **flux/déficit de SE**.

Recommandation : Identifier des secteurs prioritaires pour la restauration/création : 1- dans les zones impactées (identifiées à l'étape 4.1) ou, à défaut, 2 – les secteurs de déficit en SE. Dans le premier cas, chercher des opportunités dans l'aire contributive de la perturbation; ou, dans l'aire contributive de l'enjeu susceptible d'être aggravé par la perturbation.

« Elle [la MRC] est également invitée à identifier sur son territoire les possibilités de restauration ou de création qui permettraient de faire des gains de MHH, en superficie, en fonctions écologiques et en biodiversité. Les priorités de restauration et les possibilités de le faire sont alors illustrées sur une carte et peuvent être constituées de milieux précis ou de zones prioritaires de compensation. » (Dy et al., p. 55)

Recommandation : Identifier une liste d'action possible en tenant compte des zones de déficit et du potentiel de restauration. Les gains attendus peuvent ainsi être quantifiés, comparés aux pertes anticipées pour ainsi démontrer la capacité de la MRC à atteindre l'objectif zéro perte nette.