

**UNIVERSITE DU QUEBEC
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
CENTRE EAU TERRE ENVIRONNEMENT**

**Évaluation de la qualité environnementale d'un bassin versant agricole à l'aide
d'indices de la qualité de l'eau, du sol, des sédiments, de l'hydromorphologie
et d'indices intégrateurs**

Par :

Mohamed Laaboulli

Mémoire présenté pour l'obtention du grade Maitre ès sciences, M. Sc en sciences de l'eau
(INRS)

Jury d'évaluation :

Examineur interne	Isabelle Lavoie INRS-ETE, Canada
Examineur externe	Stéphane Campeau UQTR, Canada
Directeur de recherche	Alain N. Rousseau INRS-ETE, Canada
Co-directeur de recherche	Etienne Foulon INRS-ETE, Canada

Février 2022

© Droits réservés de Mohamed Laaboulli (2022)

« La connaissance s'acquiert par l'expérience, tout le reste n'est que de l'information »

Albert Einstein

REMERCIEMENTS

Au terme de mon projet de mémoire de maîtrise, je tiens à exprimer mes sincères remerciements et gratitude à mon Directeur de recherche de l'INRS-ETE **Pr. Alain N Rousseau** ainsi que mon co-directeur **Etienne Foulon** pour leurs encouragements, leur soutien moral et leurs conseils et aides qu'ils m'ont offerts tout au long de mon parcours à l'INRS. Je suis fier d'avoir étudié sous leurs directions.

Je saisis cette occasion pour formuler tous mes remerciements au corps professoral de l'INRS, et surtout celui du Centre Eau Terre Environnement. Je le prie de bien vouloir trouver ici les expressions de mon plus grand dévouement et ma profonde reconnaissance.

Qu'elles soient ici, remerciées, Mesdames **Mélanie Laverdière**, **Geneviève Courtois**, **Sylvie Richard** et l'ensemble du personnel l'INRS-ETE pour leur disponibilité, générosité et sympathie.

Aussi je tiens à exprimer mes sincères remerciements au jury composé de la **Pr. Isabelle Lavoie** et du **Pr. Stéphane Campeau** d'avoir accepté de juger ce travail.

Enfin, je me plais à reconnaître ma dette envers tous ceux et celles qui d'une manière ou d'une autre, ont contribué à l'élaboration du présent travail.

Que tous ceux qui m'ont aidé, de près ou de loin, trouvent ici l'expression de mes sentiments les meilleurs.

RÉSUMÉ

De nos jours, les changements climatiques et l'intensification des activités anthropiques menacent l'état d'équilibre naturel. Le suivi et l'évaluation de la santé environnementale des bassins versants deviennent une nécessité pour examiner la situation et essayer de rétablir l'état d'équilibre. Le défi majeur réside dans la multidisciplinarité des composantes du bassin versant et le choix des indices à intégrer dans l'évaluation.

Cette étude présente une revue de littérature exploratoire des indices de la qualité environnementale d'un bassin versant. En identifiant les indices permettant d'évaluer la qualité de l'eau, du sol, des sédiments, la qualité hydromorphologique et les indices intégrés des bassins versants, une analyse comparative a été réalisée pour déterminer la meilleure façon de mettre en œuvre le suivi de l'impact des pratiques agroenvironnementales d'un bassin versant. Suite à la constitution d'une base de données de 3900 références (1680 sur Scopus et 2220 sur Web of Science) des indices ont été sélectionnés et proposés pour l'évaluation des composantes du bassin et l'évaluation de sa santé dans son intégralité. L'analyse générale proposée est basée sur la santé environnementale du bassin versant, la vulnérabilité et le contexte socio-économique, et comprend l'indice de la qualité des eaux (IQE) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), l'indice de pollution de Nemerow pour évaluer la qualité des sédiments, l'indice de la qualité des sols basé sur un modèle d'évaluation de la gestion des sols, et l'indice de la qualité morphologique (IQM) pour examiner la qualité hydrogéomorphologique.

L'application de l'analyse proposée a été faite pour le bassin versant du ruisseau au Castor dans le cadre d'un projet pilote soutenu par la Stratégie québécoise de l'eau 2018-2030. Sur la base des données disponibles, deux indices sur quatre ont été calculés dans le cadre de cette étude, l'IQM et l'IQE du CCME. Les résultats finaux de l'IQM ont montré que seulement 3 % des cours d'eau du bassin versant sont de bonne qualité, 4 % de qualité modérée, 86 % de mauvaise qualité et 7 % de très mauvaise qualité. L'évaluation de la qualité de l'eau à l'aide de l'IQE du CCME a montré que le niveau de la qualité de l'eau a passé de mauvaise (34,83) en 2001 à médiocre (57,03) en 2019.

Mots clés : Bassin versant, Indice, Santé, Qualité, Environnement

ABSTRACT

Nowadays, climate change and anthropogenic activities threaten the natural equilibrium state. Monitoring and assessment of the environmental health of watersheds become a necessity to survey the situation and try to restore the state of equilibrium. The major challenge lies in the multidisciplinary nature of the watershed components, and the choice of indices to be integrated in the assessment.

This study presents an exploratory literature review of available environmental quality indices. By identifying indices to assess a few watershed components (i.e. water, soil, sediment, hydromorphological) and integrated watershed indices, a comparative analysis was conducted to implement a suite of indices to monitor the impact of agro-environmental practices in a watershed. Using a database consisted of 3900 references (1680 on Scopus and 2220 on Web of Science), indices were selected and proposed as the most relevant ones for assessing watershed components and evaluating the health of a watershed as a whole. The proposed general analysis, which is based on watershed environmental health, vulnerability and socio-economic context, includes the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) Water Quality Index (WQI), the Nemerow Pollution Index to assess sediment quality, the Soil Quality Index based on the Soil Management Assessment Model, and the Morphological Quality Index (MQI) to examine hydrogeomorphic quality.

The application of the proposed analysis was conducted in the Ruisseau au Castor (Beaver Creek) watershed as part of a pilot project supported by the 2018-2030 Quebec Water Strategy. Based on available data, two out of four indices were calculated in this study: the MQI and the CCME WQI. The final MQI results showed that only 3% of the streams in the watershed are of good quality, 4% of moderate quality, 86% of poor quality, and 7% of very poor quality. The water quality assessment using the CCME WQI showed that the water quality level went from poor (34.83) in 2001 to mediocre (57.03) in 2019.

Keywords: Watershed, Index, Health, Quality, Environment

Table des matières

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VI
LISTE DES ABREVEATIONS	X
INTRODUCTION	5
1. METHODE	9
1.A. DES INDICES CIBLES SELON LES IMPACTS A LONG TERME ESCOMPTES ET L'EXPERTISE DISPONIBLE.....	9
1.A.1. <i>Attentes des différents ministères et impacts escomptés</i>	9
1.A.2. <i>Vision schématique proposée</i>	12
1.B. METHODOLOGIE DE LA RECENSION DE LA LITTERATURE	13
2. RESULTATS ET DISCUSSION	16
2.A. DEVELOPPEMENT D'UN INDICE DE QUALITE	16
2.A.1. <i>Sélection des paramètres</i>	16
2.A.2. <i>Transformation</i>	17
2.A.3. <i>Agrégation</i>	18
2.A.4. <i>Interprétation</i>	22
2.B. EAU.....	22
2.B.1. <i>Définition</i>	22
2.B.2. <i>Les indices relevés</i>	22
2.B.3. <i>Discussion</i>	24
2.C. SEDIMENTS.....	30
2.C.1. <i>Définition</i>	30
2.C.2. <i>Les indices relevés</i>	31
2.C.3. <i>Discussion</i>	34
2.D. SOL.....	40
2.D.1. <i>Définition</i>	40
2.D.2. <i>Les indices relevés</i>	40
2.D.3. <i>Discussion</i>	45
2.E. HYDROGÉOMORPHOLOGIE.....	46
2.E.1. <i>Définition</i>	46
2.E.2. <i>Les indices relevés</i>	47
2.E.3. <i>Discussion</i>	53
2.F. SANTE DES BASSINS VERSANTS.....	54
2.F.1. <i>Définition</i>	54
2.F.2. <i>Les indices relevés</i>	55
2.F.3. <i>Discussion</i>	63

2.G. CALCUL DE L'INDICE DE LA QUALITÉ MORPHOLOGIQUE ET DE L'INDICE DE LA QUALITÉ DES EAUX DU CCME	64
2.G.1. Calcul de l'indice de la qualité morphologique :.....	64
2.G.2. Calcul de l'indice de la qualité de l'eau	68
2.G.3. Résultat de calcul de l'IQM et l'IQE du CCME	68
CONCLUSION.....	77
RECOMMANDATION	79
RÉFÉRENCES	83
ANNEXE I : LIGNES DE CODE UTILISÉES POUR LA RECHERCHE DANS LES BASES DE DONNÉES	103
ANNEXE II : INDICES RELEVÉS DE LA LITTÉRATURE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DE L'EAU 105	
ANNEXE III : INDICES RELEVÉS DE LA LITTÉRATURE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS.....	117
ANNEXE IV : INDICES RELEVÉS DE LA LITTÉRATURE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DES SOLS 121	
ANNEXE V : INDICES RELEVÉS DE LA LITTÉRATURE POUR ÉVALUER LA QUALITÉ HYDROGÉOMORPHOLOGIQUE.....	133
ANNEXE VI : INDICES RELEVÉS DE LA LITTÉRATURE POUR ÉVALUER LA SANTÉ DES BASSINS VERSANTS	147
ANNEXE VII : SUIVI DES PARAMETRES DE LA QUALITE DE L'EAU DANS LE BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR (2001-2011).....	161
ANNEXE VIII : SUIVI DES PARAMETRES DE LA QUALITE DE L'EAU DANS LE BASSIN VERSANT DU RUISSEAU AU CASTOR (2019-2020).....	165
ANNEXE IX : CATÉGORISATION DES APPLICATIONS DE LA QUALITÉ DES SOLS.....	167

LISTE DES ABREVEATIONS

API : Anthropogenic pollution index

Aurach-CE : AUdit RAPide de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau

CBSQG : Consensus-Based Sediment Quality Guidelines

CVAC : Critère de vie aquatique chronique

DCE : Directive-cadre européenne

DEM : Département de l'environnement de Malaisie

DI : Deterioration index

DQEO : Département de la qualité de l'environnement d'Oregon

EF : Enrichment factor

EHP : Évaluations de l'habitat physique

EHR : Évaluations de l'habitat riverain

EM : Évaluations morphologiques

ERI : Ecological risk index

EVRH : Évaluations de la variation du régime hydrologique

FNA des États Unis : Fondation Nationale pour l'assainissement des États-Unis (National sanitation Foundation)

HEM : Hydromorphological monitoring methodology

IAPQE : Indice arithmétique pondéré de la qualité des eaux

IDEC : Indice diatomées de l'est du Canada

IDRAIM : Stream hydromorphological evaluation, analysis and monitoring system, ou système de suivi d'analyse et d'évaluation de l'hydromorphologie d'un cours d'eau

I_{geo} : Geo-accumulation index

indice du risque d'érosion par travail du sol : Indice du risque d'érosion par travail du sol

IQM : Indice de qualité morphologique

IQMS : Indice de la qualité morphologique pour la surveillance

IQS : Indice de la qualité des sols

IREE : Indice du risque d'érosion éolienne

IREH : Indice du risque d'érosion hydrique

IRES : Indice du risque d'érosion du sol

ISQE : Indice sommaire de la qualité des eaux

MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

mCd : Modified Degree of Contamination

MDDEFP : *Ministère du développement durable, de l'Environnement, de la faune et des parcs*

MDS : *Minimum data set*

MELCC : *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*

MES : *Matières en suspension*

MFFP : *Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs*

MImAS : *Approche générale de la réglementation de nouvelles mesures de protection contre les modifications (altérations) morphologiques de l'Écosse*

MQI : *Morphological Quality Index*, ou *Indice de la qualité morphologique*

PEC : *Probable Effect Concentration*

PERI : *Potential Ecological Risk Index*

PGB : *pratiques de gestion bénéfiques*

PI : *Pollution Index*

PLI : *Pollution load index*

REFORM : *REstoring rivers FOR effective catchment Mangement*

RPI : *Risky pollution index*

SeQI : *Sediment Quality Index*

SMAF : *Soil management assessment framework*

SPI : *Sediment pollution index*

SQE : *Stratégie québécoise de l'eau*

SVI : *Soil Vulnerability Index*

Syrah : *Système relationnel de l'audit de l'hydromorphologie*

WQI : *Water quality index*

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte du bassin de la rivière du Ruisseau au Castor	12
Figure 2: Vision simplifiée du cycle de l'eau par un enfant d'hydrologue (source inconnue : 17/06/1997).....	13
Figure 3 : Les principaux indices relevés de la littérature et les pays où ils ont été développés depuis 1965 jusqu'à 2020.....	23
Figure 4 : Courbes caractéristiques du nitrates et de la demande chimique en oxygène (COD) (Almeida et al., 2012)	25
Figure 5 : Risque de contamination des vies aquatique et humaine par accumulation des métaux dans les sédiments	30
Figure 6 : Localisation de différentes applications pour l'évaluation de la qualité du sol dans le monde	41
Figure 7 : Les composantes de l'évaluation de la santé des bassins versants, adaptée de (US EPA, 2012).....	55
Figure 8 : Exemple d'évaluation de la résilience (Norton et al., 2009) adapté de Ahn et al. (2016).....	60
Figure 9 : Exemple de matrice des priorités de gestion pour établir les priorités de protection et de restauration en utilisant les scores de santé et de vulnérabilité des bassins versants (US EPA, 2012).....	61
Figure 10 : Cartes d'élévation du Ruisseau Au Castor (a), type du sol (b)	65
Figure 11 : Processus de calcul de l'indice et le degré de confinement	66
Figure 12 : Photo-interprétation, calcul des indices de confinement (A), segmentation (B) ...	67
Figure 13 : Relation entre zone de drainage et indice et degré de confinement.....	70
Figure 14 : Résultats de l'évaluation de l'indice de la qualité morphologique (a) portion aval du bassin près de l'exutoire; (b) et (c) partie centrale du bassin; (d) portion amant (nord) du bassin	72
Figure 15 : Relation entre les résultats de l'indice de la qualité morphologique et l'ordre des cours d'eau.....	73
Figure 16 : Évolution des trois composantes de l'IQE : F1, F2 et F3.....	74
Figure 17 : Évolution de la valeur de l'IQE entre 2001 et 2020	74

Figure 18 : Décomposition d'un bassin versant selon les composantes majeures qui permettent d'en évaluer la santé78

Figure 19 : Tableau de bord en un coup d'œil pour le suivi de la santé environnementale du bassin versant du Ruisseau au Castor81

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Impacts escomptés à l'horizon 2030 (long terme) pour des écosystèmes aquatique et terrestre en bonne santé.....	11
Tableau 2 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des indices les plus utilisés selon les différents systèmes utilisés pour les construire.....	28
Tableau 3 : Avantages et limites des indices de la qualité des sédiments	36
Tableau 4 : Limites des indices d'accélération du risque d'érosion	42
Tableau 5 : Avantages et inconvénients de l'application de l'indice de la qualité morphologique (IQM) (Rinaldi <i>et al.</i> , 2012, 2013, 2015).....	51
Tableau 6 : Les composantes des différentes méthodes d'évaluation de la santé des bassins versants aux États-Unis (US EPA, 2012).....	56
Tableau 7 : Caractéristiques des cours d'eau de 4ème ordre	69
Tableau 8 : Caractéristiques des cours d'eau de 3ème ordre	69
Tableau 9 : Caractéristiques des cours d'eau de 2ème ordre	70
Tableau 10 : Résultats de calcul de l'indice de la qualité morphologique.....	71
Tableau 11 : Résultats du calcul de l'IQE du CCME	73

INTRODUCTION

Les activités anthropiques (agriculture, urbanisation, industrie) affectent directement l'équilibre environnemental du bassin versant et déstabilise son intégrité. Le mot « intégrité » a été invoqué la première fois par Leopold (1949) pour indiquer un écosystème intact, à son état brute, c'est-à-dire qui n'est pas affecté par l'activité humaine (Alexandrino *et al.*, 2017). Selon Alilou *et al.* (2019), l'évaluation de la santé des bassins versants et la hiérarchisation des sous-bassins permettront de mettre en œuvre une gestion appropriée de ses composantes et de mettre en valeur une bonne utilisation des ressources naturelles. C'est l'une des approches les plus pratiques pour évaluer l'état et la dynamique des bassins versants (US EPA, 2014, Alilou *et al.*, 2019). Il s'agit d'un processus permettant d'examiner l'état de fonctionnement d'un bassin versant, à travers des étapes qui commencent par identifier les problèmes, examiner l'histoire du bassin versant, décrire ses caractéristiques et évaluer ses diverses ressources. Autrement dit, cette évaluation vise à (Oregon Watershed Enhancement Board, 1999) :

- Identifier les caractéristiques et les processus importants pour l'habitat et la qualité des composantes du bassin versant ;
- Déterminer comment les processus naturels influencent les ressources naturelles ;
- Comprendre comment les activités humaines affectent la santé du bassin versant ; et
- Évaluer les effets cumulatifs des pratiques de gestion des terres au fil du temps.

Afin d'évaluer le déséquilibre généré par les activités anthropiques et le changement climatique, des indices ont été développés à travers le monde pour évaluer et caractériser l'état de santé des cours d'eau et des bassins versants suivant des caractéristiques biologiques, physiques et chimiques, à travers les médias suivants : (i) eau (ex. indice de la qualité des eaux d'Horton (Horton, 1965)) ; (ii) sol (ex. indice de détérioration du sol (Adejuwon *et al.*, 1988)) ; (iii) sédiments (ex. indice de charge polluante (Tomlinson *et al.*, 1980)) ; (iv) géomorphologie (ex. indice de la qualité morphologique (Rinaldi *et al.*, 2013)) ; (v) biodiversité et (vi) air.

Dans notre étude, on s'intéresse à identifier les indices utilisés à travers le monde pour évaluer la qualité de quatre composantes d'un bassin versant : eau, sédiments, sol et l'hydrogéomorphologie. Cela permet de discuter des principaux indices intégrateurs d'évaluation de la santé des bassins versants. On peut résumer les objectifs de notre étude selon les trois points suivants :

- Identifier quels sont les indices permettant de caractériser les qualités des eaux courantes, du sol et des sédiments ainsi que la qualité hydrogéomorphologique d'un réseau hydrographique et enfin la qualité d'un bassin versant ;
- Selon les données disponibles appliquer les indices choisis à un bassin pilote ;
- Décrire la structure générale d'élaboration et de calcul d'un indice de qualité.

On définit par indice, la valeur d'un score final après calcul, mesure, standardisation et intégration de tous les paramètres à prendre en considération. Un indicateur est la valeur de chaque composante d'un indice après calcul, mesure sur le terrain ou en laboratoire et standardisation.

Notre étude contribue au projet pilote de la SQE (Stratégie québécoise de l'eau) 2018-2030 du ministère de l'Environnement et de la Lutte au Changement Climatique (MELCC). Ce projet a pour objectif de permettre au secteur agricole de mettre en place des changements durables dans l'utilisation du territoire incluant des pratiques en agroenvironnement à l'échelle de la parcelle agricole et des aménagements à proximité des cours d'eau, et ce afin de démontrer les bénéfices liés à ces actions sur la santé de l'écosystème d'un petit bassin versant à prédominance agricole.

Tout en se référant à la définition du bassin versant et dans l'objectif du développement d'un indice de la santé d'un bassin versant, notre travail consiste à faire une analyse comparative des différents types d'indices utilisés à travers le monde afin d'identifier et de proposer ceux qui peuvent évaluer la qualité des quatre composantes du bassin versant citées précédemment. Dans la littérature, il existe certaines études d'évaluation des indices de la qualité d'une seule composante du bassin versant, telle que la qualité de l'eau (Uddin *et al.*, 2021) et de la qualité hydrogéomorphologique (Rinaldi *et al.*, 2015). Notre étude est la première de son type qui a permis de faire une analyse détaillée des indices de la qualité de l'eau, du sol, des sédiments, de l'hydrogéomorphologie et des indices intégrés des bassins versants. On note que les indices d'intégrité biologique ont été traités de manière partielle. Certains indices biologiques sont considérés comme des indices d'évaluation de la qualité de l'habitat, et cette partie a été couverte dans le cas des indices de la qualité hydrogéomorphologique (étant donné que l'évaluation de l'habitat physique et l'évaluation de l'habitat riverain font partie de la composante hydrogéomorphologie du bassin versant). On donne comme exemple l'indice de la faune des cours d'eau danois (*Danish stream fauna index—DSFI*) (DEPA, 1998, Skriver et al., 2000) et l'indice qualitatif de l'évaluation de l'habitat (*Qualitative habitat evaluation index—QHEI*) (Rankin, 1989), l'indice de la qualité fluviale de l'Espagne (Pardo *et al.*, 2002), l'indice de la qualité de l'habitat du Québec (MDDEFP, 2013), la Technique d'évaluation hydromorphologique des rivières de l'Irlande (*River hydromorphology assessment technique – RHAT*) (Murphy et al., 2014). Ces indices sont considérés comme des *indices d'intégrité biologique multidimensionnels (multivariés)*, c'est-à-dire qui intègrent des paramètres biologiques, physiques et chimiques (abondance des espèces, mesures physicochimiques, données climatiques, etc.).

En d'autres mots, les indices d'intégrité biologique qui n'ont pas été traités dans notre étude sont les indices à variable simple et les indices multimériques (tel que l'indice de l'intégrité biotique – IIB (Karr et al., 1981)). Ils n'ont pas été couverts pour plusieurs raisons. D'abord, Le calcul de ce type d'indices repose sur des données biologiques dans le domaine de la taxonomie (richesse taxonomique, diversité

taxonomique, composition taxonomique, tolérance ou intolérance à la pollution, etc.). Et puisque leurs méthodes de calcul se ressemblent (somme des scores = fonction additive ou des analyses statistiques) les éléments de comparaison portent plus sur les paramètres d'entrée (les composantes), les méthodes et les outils d'échantillonnage utilisés. Il est aussi difficile de suivre l'évolution de ce genre d'indices (pour un non spécialiste de la taxonomie) étant donné que la différence réside parfois dans l'ajout ou la suppression de certaines espèces dans le calcul de l'indice. Donc une analyse comparative complète et réussie pour ce type d'indices demande une spécialisation dans le domaine de la biologie et surtout de la taxonomie des espèces présentes dans les cours d'eau : diatomées, macroinvertébrés, et poissons

1. METHODE

Le bassin versant est le territoire drainé par un cours d'eau principal et ses affluents. Il englobe l'intégralité des processus liés au cycle de l'eau et tout changement des activités anthropiques sur le territoire (agriculture, urbanisation, industrie) affecte directement son équilibre naturel. Évaluer de manière exhaustive la santé d'un bassin versant à un moment donné et suivre son évolution provoquée par la mise en place de nouvelles pratiques agricoles ou l'adaptation des pratiques en cours est certainement un travail dantesque. C'est pourquoi, cette section propose un rappel des impacts à long terme escomptés par le projet pilote de la SQE 2018-2030 et de l'expertise actuellement mobilisée pour proposer une vision schématique des processus intégrés à cette première mouture de la recension de littérature. L'approche méthodologique mise en place dans cette recension est ensuite explicitée.

1.A. Des indices ciblés selon les impacts à long terme escomptés et l'expertise disponible

1.A.1. Attentes des différents ministères et impacts escomptés

Ce projet pilote a pu voir le jour grâce à la collaboration de trois ministères qui forment le comité interministériel depuis février 2019, à savoir le MELCC, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Chacun a identifié une série d'axes qu'il juge prioritaires. Les axes identifiés ci-après résument les attentes des différents ministères relativement à la santé du bassin versant (Rousseau et *al.*, 2020).

- Améliorer les diverses composantes des écosystèmes aquatiques du bassin versant du ruisseau au Castor de manière à atteindre ou approcher significativement le seuil de bon état de santé : paramètres hydrologiques, hydrauliques et hydrogéomorphologiques, paramètres physicochimiques (conventionnels et pesticides), paramètres biologiques (tels que les communautés de diatomées et de macroinvertébrés benthiques). Le suivi de l'état écologique se fera grâce à divers indices de santé des habitats aquatiques et riverains.
- Définir les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) qui pourraient être efficaces pour limiter les pertes de nutriments (azote (N) et phosphore (P) principalement), de pesticides et de matières en suspension (MES), tout en permettant une production agricole rentable.
- Définir *in situ* leur efficacité combinée (performance environnementale, délai pour obtenir une amélioration de la qualité de l'eau et de l'écosystème).
- Augmenter la quantité et améliorer la qualité des habitats fauniques aquatiques et terrestres.
- Restaurer et aménager les bandes riveraines avec différentes strates (arbres, arbustes et herbacées) afin de créer des habitats fauniques riverains et améliorer la qualité des habitats aquatiques (ombrage diminuant la température de l'eau).
- Restaurer et aménager des haies brise-vent là où elles peuvent augmenter l'efficacité d'autres PGB afin de créer des habitats fauniques et augmenter la connectivité entre ces habitats.

Les impacts escomptés à long terme pour la santé des écosystèmes aquatique et terrestre selon les trois priorités d'amélioration sont présentées au Tableau 1 (Rousseau et *al.*, 2020) : (i) la qualité de l'eau ; (ii) la qualité de l'habitat ; et (iii) la santé fonctionnelle.

Tableau 1: Impacts escomptés à l'horizon 2030 (long terme) pour des écosystèmes aquatique et terrestre en bonne santé

Impacts	Indices	État initial ¹		Cibles
		Valeur	Interprétation	
i. Amélioration de la qualité de l'eau	Phosphore total	0.180 mg/L	6x le critère	
	Nitrites-nitrates	5.2 mg/L	1.7x le critère	Intermédiaire : ↘de 15%
	Matières en suspension	12.9 mg/L	Respect du critère	Finale : ↘de 30 à 50%
	Coliformes fécaux	403 UFC/ml	2x le critère	
	Indice diatomées de l'est du Canada (IDEC)	IDEC 2019 = 22 ² IDEC 2020 = 23 IDEC juin 2020 = 32	Très mauvais état (0-25)	Intermédiaire : ↗ d'une classe et d'au minimum 15 unités Finale : Bon état - Classe B
	Présence de pesticides dans l'eau	21 pesticides et produits de dégradation détectés en 2020	Dépassement des critères de vie aquatique chronique (CVAC) dans 23% des échantillons des CVAC	Intermédiaire : Cet élément sera complété par l'INRS et les chercheurs des universités, instituts et ministères. Finale : Aucun dépassement des échantillons des CVAC
	Indice de santé du benthos (ISB _m)	Analyses 2019 en cours; ISB _m 46.4 (2012)	Mauvaise santé (27,2-54,3)	Intermédiaire : ↗ d'une classe et d'au minimum 15 unités Finale : Bonne santé (81.6-100)
	ISB _g	Analyses 2019 en cours	En cours	Intermédiaire : ↗ d'une classe et d'au minimum 15 unités Finale : Bonne santé (72.7-100)
ii. Amélioration de la qualité de l'habitat	Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)		À proposer	
	% de rives avec bandes riveraines aménagées		À proposer	
	% boisé (présence d'arbres)	2% (28ha/1430ha)	10x trop faible	20 %
	Connectivité des habitats riverains, haies brise-vent et boisés	Acquérir 2020		À compléter
	<i>Biodiversité aquatique et terrestre</i>			
	ADN environnemental	Acquérir 2020		
	Enregistrements acoustiques et visuels	Acquérir 2020		À compléter
	Oiseaux	Acquérir 2020		
iii. Amélioration de la santé fonctionnelle	Indice de qualité morphologique (IQM)	0.34 dans les sections linéarisées	Qualité faible	Amélioration de 15% du score d'ici 2030 et d'une classe d'ici 2040

¹ Base de données sur la qualité des milieux aquatiques, Réseau Rivières, MELCC, station à l'embouchure du ruisseau au Castor, moyennes annuelles sur 12 mois pour les années 2016 à 2018

² MELCC, suivi des diatomées benthiques, Classe de l'IDEC Alcalin version 3, données 2019, moyenne des 6 valeurs pour quatre stations le long du ruisseau au Castor (2 amont, 2 aval), prélèvements en juillet et septembre 2019.

D'emblée, on peut voir que certains des indices proposés font état de concentrations (phosphore total, nitrates-nitrites, ...) alors que d'autres comme l'Indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) ou l'Indice de qualité morphologique (IQM) sont des scores, sur 100 dans le cas de l'IDEC, entre 0 et 1 pour l'IQM. Dans la perspective de la création d'un indice intégrateur de la santé du bassin versant, comme dans celle de la création d'un outil de suivi visuel efficace et cohérent, la diversité des unités des indices de suivi devra être adressée de manière explicite par une standardisation par exemple. Le cas des indices qualitatifs pourra être traité différemment au besoin.

1.A.2. Vision schématique proposée

Le projet pilote se déroule dans les limites du bassin versant du ruisseau au Castor (Figure 1), qui est un affluent de la rivière Aux Brochets qui se jette dans la baie Missisquoi. Ce bassin souffre de plusieurs problématiques agroenvironnementales liées essentiellement à la pollution diffuse (Michaud *et al.*, 2002) et aux changements de l'aspect morphologique général résultant de l'intensification des activités agricoles. À la base de la définition du bassin versant, on retrouve la notion de cycle de l'eau que le dessin présenté à la Figure 2 résume assez bien.

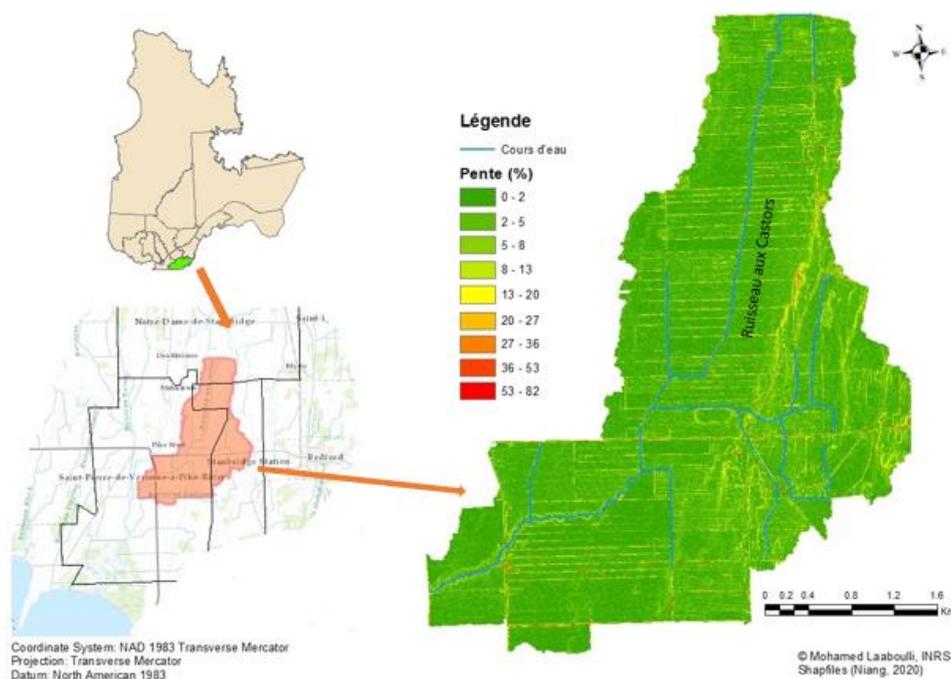


Figure 1 : Carte du bassin de la rivière du Ruisseau au Castor

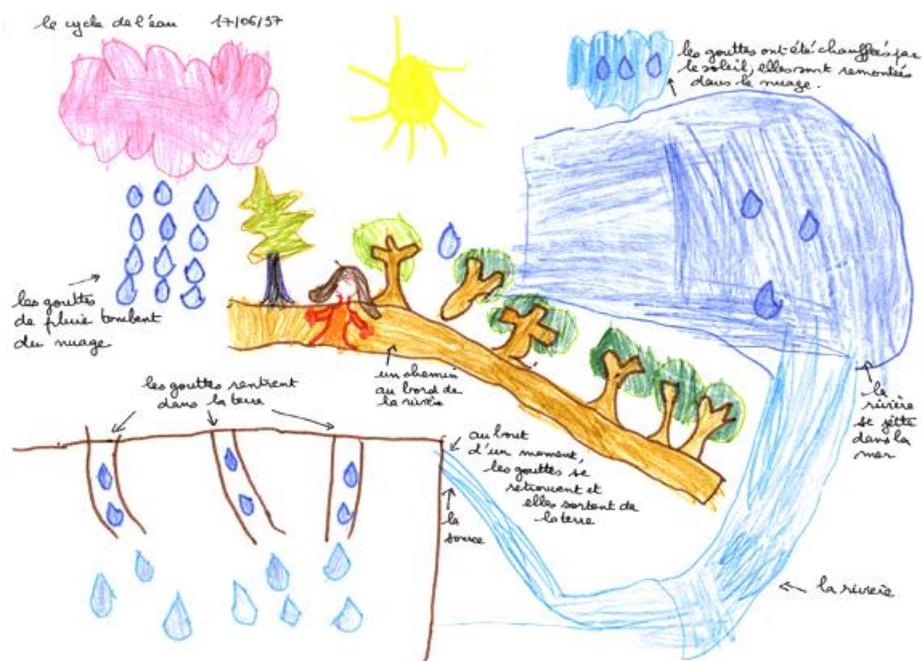


Figure 2: Vision simplifiée du cycle de l'eau par un enfant d'hydrologue (source inconnue : 17/06/1997)

La vision proposée à la Figure 2 a l'avantage indéniable de rappeler les composantes majeures du parcours de l'eau dans un bassin versant et les différents acteurs ou médiums le composant. Ainsi, si l'on écarte le cycle de l'eau dans l'atmosphère (de l'évaporation de l'eau à sa retombée sous forme de pluie), l'eau ruisselle ou percole dans le sol, atteint les lacs et rivières avant de s'écouler jusqu'à la mer. C'est lors de ce parcours que l'interaction avec le vivant a lieu dans le sol et dans l'eau (biodiversité, microorganismes, flore, faune). L'hydrogéomorphologie vient ajouter une précision qui n'est pas toujours naturelle à la définition de la rivière. Une rivière n'est pas qu'un écoulement liquide sur un terrain solide, mais est bien la réunion d'un écoulement solide (sédiments) et liquide qui peut changer modifier ses lits mineur et majeur au gré des aléas qui redessineront son parcours d'un équilibre à un autre. Tout cours d'eau à l'équilibre (et donc en bonne santé naturelle) doit transporter des sédiments. Alors que la qualité de ses eaux sera le reflet des empreintes naturelles et anthropiques, que celles-ci auront acquises tout au long de leur cheminement de leur formation dans l'atmosphère et de la ligne de partages des eaux jusqu'en tout point du réseau hydrographique du bassin.

1.B. Méthodologie de la recension de la littérature

À terme, la revue doit guider la documentation des priorités identifiées par le comité interministériel tout en considérant éventuellement la disponibilité des mesures des différents états physiques, chimique et biologique du bassin ainsi que le réalisme de leur fréquence d'échantillonnage et de leur répartition spatiale. La recension de la littérature met donc l'accent sur la diversité des indices relevés et sur les méthodes d'agrégation de l'information brute plutôt que sur l'exhaustivité. Nous avons donc opté pour une revue exploratoire (*scoping review*) plutôt que son alternative exhaustive (*systematic*

review) selon la méthodologie et la nomenclature proposées par Colquhoun *et al.* (2014). Ce type de revue de littérature permet « d’explorer une question de recherche en identifiant les concepts clés, la typologie des réponses apportées et les lacunes existantes en sélectionnant et en synthétisant systématiquement les connaissances actuelles ». Elle suit donc une méthode bien définie par Arksey *et al.* (2005), et améliorée par Levac *et al.* (2010) qui s’articule autour des six points suivants :

(i) Identifier clairement la question de recherche, qui par définition doit être assez large

Dans notre étude, la question est claire, il s’agit de recenser les indices utilisés à travers le monde pour évaluer la santé des composantes d’un bassin versant. La réflexion préalable sur les composantes d’un bassin « restreint » la recherche à la santé des sols, de l’eau, du vivant et de la rivière au sens de l’hydrogéomorphologie (incluant ses tributaires).

Elle implique en toile de fond les sous questionnements suivants :

- Quels indicateurs permettent d’évaluer la santé de chacune des composantes du bassin et selon quelle échelle spatiotemporelle caractéristique ?
- Quelles mesures physiques ou paramètres descriptifs permettent l’évaluation de ces indicateurs ? Selon quelle méthode de calcul ?
- Quels sont les types d’indicateurs principaux ?
- Comment les différents indicateurs peuvent-ils être combinés pour constituer un indice intégrateur de la santé du bassin dans son intégralité ?

Dans ces questionnements, le terme « indicateur » est réservé aux métriques dérivées de variables physiques, chimiques ou biologiques mesurées ou observées sur le terrain. Il doit inclure une certaine quantification par rapport à un état de référence naturel (notion de bon état écologique intégrant des composantes chimiques de la qualité de l’eau et géomorphologique de la qualité des habitats), ou à une limite réglementaire ou un seuil de protection qui permet donc d’émettre un jugement (souvent exprimé par des experts) sur l’état de santé de la composante évaluée selon la distance mesurée avec la référence.

(ii) Présélectionner les publications pertinentes (selon des critères de source/localisation/langue/temporalité) et la définition éventuelle des sources ou méthodes de recherche à privilégier

Les publications sélectionnées font parties des catégories suivantes : publications scientifiques, rapports scientifiques et techniques, documents législatifs, livre ou chapitre ainsi que thèses et mémoires. Les documents de communication et de vulgarisation comme les posters ne sont pas inclus. La recherche a été effectuée systématiquement sur : (i) Scopus, (ii) Web of science, ainsi que sur (v) les sites web institutionnels Canadien (+ Provinciaux), Américain (+ fédéraux), Européen (+ États

membres, + Suisse), Japonais, et Australien en utilisant les mots clés ou une combinaison des mots clés suivants (les noms au singulier ont été intégré optionnellement au pluriel) :

- Watershed* OR basin* OR catchment*
- Index OR Indice*
- Health OR Quality
- Integrity OR biological OR water* OR sediment* OR soil* OR hydrogeo* OR hydromorpho*
- environment* OR river* OR agricultur*

Stratégie pour les sites institutionnels

En français :

- Indice Indicateur Qualité Eau Biologique Santé
- Indicateur Qualité Environnement
- Indice Qualité Eau Sol Invertébrés Benthos
- Indice Qualité Hydrogéomorphologie

En anglais:

- Index Indicator Indice Quality Water
- Hydrogeomorphological Quality Index
- Biological Quality Index
- Water Quality Index

Basé sur ces groupes de mots, les recherches ont été effectuées selon les lignes de codes disponibles à l'Annexe I. pour chacune des bases de données identifiées. Suite à cette recherche initiale, les publications ont été sélectionnées selon leur titre et leur résumé.

(iii) Sélectionner les publications selon un processus itératif et l'utilisation de critères de sélections post-hoc (ajustés après la sélection initiale). Le processus itératif reflète la nouvelle compréhension du sujet gagnée au fur et à mesure des lectures

Cette étape implique de lire l'introduction et la conclusion des articles pour vérifier leur inclusion définitive ou non dans la base de données bibliographique. Et durant cette étape l'ensemble des indices relevés ont été classés par groupe d'indices.

(iv) Établir un formulaire d'extraction des données appliqué de manière systématique

Selon la présélection des publications, un tableau d'analyse a été conçu. Il permet d'extraire systématiquement les informations des publications conservées, notamment pour le calcul des indices utilisés.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

Cette section présente une analyse comparative des indices de la santé d'un bassin versant tels qu'ils ont été relevés lors de la revue de littérature. Ils sont séparés selon la composante du bassin versant qu'ils permettent d'évaluer, à savoir : (i) l'eau, (ii) les sédiments, (iii) le sol, (iv) l'hydrogéomorphologie, et enfin (v) les indices intégrateurs de la santé du bassin versant dans son ensemble.

Les groupes de mots clés présentés à l'Annexe I ont permis de retenir 1680 références dans la base de données *Scopus*, et 2220 de celle de *Web of Science*. Sur l'ensemble des références identifiées dans les deux bases de données, 1934 références ont été rejetés lors de la première lecture (titre et résumé) et 81 références lors du 2^{ème} passage (introduction et conclusion). Ont été écartés tous les indices développés pour les lacs, aquifères, eaux salées et les puits. Le lecteur notera que seuls les indices les plus pertinents sont présentés aux Annexes II, III, IV, V et VI.

2.A. Développement d'un indice de qualité

De manière générale, le développement d'un indice de qualité d'une composante d'un bassin versant est basé sur cinq étapes : (i) définition des objectifs de l'application, (ii) sélection des paramètres, (iii) transformation (vi) agrégation et (v) interprétation. La première étape permet de bien sélectionner la composante du bassin versant (eau, sol, sédiments ou hydrogéomorphologie) et préciser le champ d'étude (nature du bassin versant : urbain, industriel ou agricole) et son domaine d'utilisation (par exemple la baignade, irrigation ou potabilité pour la composante eau).

2.A.1. Sélection des paramètres

Pour certains indices, les paramètres sont fixés a priori. Pour leur application, l'utilisateur est appelé à vérifier si ceux-ci peuvent répondre à son objectif final d'évaluation de la qualité de la composante du bassin versant. C'est le cas de plusieurs indices de la qualité des eaux, comme l'indice de la Fondation national d'assainissement des États-Unis (Brown *et al.*, 1972) et l'indice d'Amleida (Almeida *et al.*, 2012). La sélection peut se faire aussi à partir d'une liste de paramètres recommandés par l'auteur de l'indice. Dans ce cas l'utilisateur n'est pas obligé d'intégrer dans son évaluation certains ou tous les paramètres de la liste, comme l'indice de Bascaron (Bascarón, 1979) pour évaluation de la qualité de l'eau, l'indice de la qualité des sols basé sur la méthode de la structure d'évaluation de la qualité des sols (Andrews *et al.*, 2004) et l'indice de la qualité morphologique (Rinaldi *et al.*, 2013). Pour d'autres indices, aucun paramètre n'est prédéfini par l'auteur et c'est à l'utilisateur de choisir ses propres paramètres en fonction de la disponibilité des données et selon les objectifs définis pour son application comme l'indice de la qualité de l'eau du CCME (CCME, 2001a) et l'indice de charge polluante (Tomlinson *et al.*, 1980). La subjectivité reste le problème majeur pour une évaluation

efficace de la qualité, et pour minimiser cet effet, la sélection des paramètres se fait selon deux méthodes. Premièrement, par jugement d'experts tel que la méthode Delphi (Mahajan *et al.*, 1976). Cette méthode qui a été largement utilisée consiste en un système d'itérations de questionnaires pour lequel participent un certain nombre d'experts dans le domaine d'évaluation (Dunnette, 1979). Deuxièmement, la sélection peut se faire par des analyses statistiques telles que l'analyse en composantes principales (Liou *et al.*, 2004) et l'indice de Pearson (House, 1986, House *et al.*, 1987) en fonction du lien causal qui peut exister entre ce que l'on cherche à évaluer et les paramètres à sélectionner. Cela consiste à minimiser le nombre des paramètres sélectionnés et d'éliminer certains paramètres qui sont en forte corrélation entre eux (Sutadian *et al.*, 2016).

2.A.2. Transformation

La transformation consiste au calcul des indicateurs; il s'agit d'une étape très importante lors du développement d'un indice. Elle permet d'éliminer les unités et ramener l'ensemble des valeurs des paramètres sur une même échelle, généralement entre 0 et 100. Pour certains indices cette étape n'est pas nécessaire étant donné que le calcul prend les paramètres à leur état brut et les intègre dans une valeur finale qui représente le score de l'indice, comme l'indice de la qualité des eaux du CCME (CCME, 2001a). Pour d'autres indices, le calcul des indicateurs se fait par groupes de paramètres du même type. Par exemple l'indice de Bharagava (Bhargava, 1985) intègre dans son calcul quatre groupes de paramètres (i.e., coliformes, métaux et éléments toxiques, paramètres physiques et paramètres organiques et inorganiques non toxiques) ou encore l'indice de Storet (Arfan *et al.*, 2018) qui regroupe ses paramètres en trois catégories (i.e., physiques, chimiques et biologiques).

De manière générale, la transformation se fait selon trois modes principaux, c'est-à-dire par : (i) jugement d'experts, (ii) utilisation des standards ou limites maximale et minimale des données ou (iii) utilisation d'analyses statistiques (Sutadian *et al.*, 2016). Le calcul des indicateurs par jugement d'experts consiste à tracer des courbes caractéristiques qui permettent d'affecter à chaque valeur du paramètre un score sur une échelle généralement entre 0 et 100. La méthode Delphi est celle qui a été largement utilisée et qui repose sur le même principe que celle utilisée pour la sélection des paramètres. Elle a été utilisée pour développer plusieurs types d'indices, comme l'indice de la qualité des eaux en Écosse (SRDD, 1976, Bordalo *et al.*, 2006) et l'indice de la qualité des eaux de l'Oregon (Dunnette, 1979).

L'utilisation des standards ou les limites maximale et minimale des données est un autre mode de calcul des indicateurs. La méthode la plus simple est de calculer les indicateurs à l'aide des équations Éq 1 et Éq 2 qui présentent respectivement des caractérisations ascendante et descendante. Elle a été

utilisée pour calculer les indicateurs de l'indice de la qualité du sol par type de couverture terrestre (Fu *et al.*, 2004).

$$\text{Indicateur}_i = (x_i - x_{\min}) / (x_{\max} - x_{\min}) \quad (\text{Éq 1})$$

$$\text{Indicateur}_i = (x_{\max} - x_i) / (x_{\max} - x_{\min}) \quad (\text{Éq 2})$$

Où Indicateur_i est la valeur de l'indicateur i , x_i est la valeur du paramètre i , et x_{\min} et x_{\max} sont respectivement les valeurs minimale et maximale.

Un autre mode de calcul des indicateurs consiste à affecter un score au paramètre selon le dépassement ou non d'un standard de qualité. Par exemple le calcul de l'indice de qualité de l'eau de Storet (Arfan *et al.*, 2018) commence par la détermination des valeurs moyennes, maximales et minimales de tous les paramètres puis leur comparaison avec les critères (standards) de la qualité de l'eau. Si les valeurs ne dépassent pas ces critères, la valeur du paramètre vaut 0, sinon des scores sont affectés à chaque paramètre tout en considérant le nombre total des paramètres (plus ou moins de 10) (Wong *et al.*, 2020).

L'utilisation d'analyses statistiques peut être une autre alternative pour développer des courbes caractéristiques des paramètres à intégrer dans le calcul de l'indice de qualité. Par exemple la détermination des quantiles pour les valeurs de chaque paramètre a permis de développer les courbes caractéristiques des indicateurs de l'indice de qualité de l'eau d'Hallock (Hallock, 2002).

2.A.3. Agrégation

L'agrégation permet de rassembler l'ensemble des indicateurs en une seule valeur qui devient le score final de l'indice. Elle se fait la plupart du temps par des méthodes conventionnelles (additive, multiplicative) et aussi par des méthodes non conventionnelles telles que la méthode EFA (Étendue-Fréquence-Amplitude) développée pour l'indice de la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (CCME, 2001a).

La méthode d'agrégation la plus simple est la fonction additive (Éq 3) ou (Éq 4) avec ou sans pondération des indicateurs. Elle a été utilisée pour le calcul de plusieurs indices d'évaluation de la qualité des eaux (Ex. Prati *et al.*, 1971, Bascarón, 1979, Dunnette, 1979), des sols (Ex. Andrews *et al.*, 2004, Fu *et al.*, 2004, Supriyadi *et al.*, 2016) et des sédiments (Ex. Hakanson, 1980, Rubio *et al.*, 2000).

$$\text{Indice} = \sum_{i=0}^n Q_i \quad (\text{Éq 3})$$

$$\text{Indice} = \sum_{i=0}^n Q_i W_i \quad (\text{Éq 4})$$

Où Q_i est la valeur de l'indicateur i , W_i est son facteur de pondération et n est le nombre d'indicateurs - cette notation sera utilisée pour les équations qui suivent.

La fonction additive est présente sous forme d'autres modèles; elle a été modifiée pour développer d'autres indices de qualité. Il s'agit de la somme élevée au carrée et divisée par 100 (Éq 5) et (Éq 6) (Ex. indice de la qualité des eaux en Écosse (SRDD, 1976, Bordalo *et al.*, 2006)), ou la somme des indicateurs divisée par la somme des facteurs de pondération (Éq 7) (Ex. indice de Bascarón (Bascarón, 1979) et indice de pollution des sédiments (Rubio *et al.*, 2000)).

$$Indice = \frac{1}{100} (\sum_{i=1}^n Q_i)^2 \quad (\text{Éq 5})$$

$$Indice = \frac{1}{100} (\sum_{i=1}^n Q_i W_i)^2 \quad (\text{Éq 6})$$

$$Indice = \frac{\sum_{i=0}^n Q_i W_i}{\sum_{i=0}^n W_i} \quad (\text{Éq 7})$$

Un autre modèle d'agrégation de calcul des indices de qualité est la fonction multiplicative à l'aide de l'équation Éq 8 qui a été utilisée pour développer l'indice de la Fondation national pour l'assainissement des États-Unis (Brown *et al.*, 1972), l'indice de Dinius (Dinius, 1987), l'indice d'Almeida (Almeida *et al.*, 2012) et l'indice de la qualité des eaux de Medeiros (Medeiros *et al.*, 2017). Lorsque les facteurs de pondération sont égaux, la fonction multiplicative s'écrit sous forme de l'Éq 9 qui a été utilisée pour développer l'indice de charge polluante (Tomlinson *et al.*, 1980) pour évaluer la qualité des sédiments.

$$Indice = \prod_{i=1}^n Q_i^{W_i} \quad (\text{Éq 8})$$

$$Indice = \prod_{i=1}^n Q_i^{1/n} \quad (\text{Éq 9})$$

Différents types de moyennes ont été appliqués pour développer les indices de qualité, telle que : (i) la moyenne arithmétique (Éq 10) comme l'indice global de pollution développé en Inde (Sargaonkar *et al.*, 2003) et l'indice de la méthode de suivi hydromorphologique de la République Tchèque (Langhammer, 2007, 2008, 2009) ; (ii) la moyenne quadratique (Éq 11) comme l'indice de Nemerow (Nemerow *et al.*, 1970) et (iii) la moyenne harmonique (Éq 14) (Ex. Indice d'Oregon (Cude, 2001) et l'indice sommaire de la qualité de l'eau (Dojlido *et al.*, 1994)).

$$Indice = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Q_i \quad (\text{Éq 10})$$

$$Indice = \sqrt{\frac{Q_{max}^2 + Q'^2}{2}} \quad (\text{Éq 11})$$

$$Q_{max} = \text{Max} \frac{C_i}{S_i} \quad (\text{Éq 12}) \quad \text{et} \quad Q' = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^m \frac{C_i}{S_i} \quad (\text{Éq 13})$$

Où C_i est la valeur du paramètre et S_i est le critère de qualité.

$$Indice = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{Q_i^2}}} \quad (\text{Éq 14})$$

Certains indices ne font pas une vraie agrégation des indicateurs de qualité, puisque la valeur du score final de l'indice correspond à la valeur minimale des valeurs de tous les indicateurs calculés (Éq 15). Il s'agit d'une méthode très simple à utiliser, qui a été développée par Smith (1990) pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Elle a été adoptée pour développer d'autres indices, tels que l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique du Québec (Hébert, 1997), l'indice de l'état et de la durabilité de la France (Fulazzaky, 2010), l'indice de contact réactif de la Nouvelle-Zélande (Nagels *et al.*, 2001) et l'indice de la qualité des eaux du Maroc (Chadli *et al.*, 2021).

$$Indice = \min(Q_1, Q_2 \dots Q_n) \quad (\text{Éq 15})$$

D'autres indices utilisent des fonctions plus complexes pour éviter certains problèmes découlant de l'utilisation des fonctions basiques telle que la compensation entre les valeurs des différents indicateurs dans la fonction additive. Par exemple, l'indice de Liou (Liou *et al.*, 2004) qui a été développé pour l'évaluation générale de la qualité des eaux en Taiwan (voir Éq 16), dont les indicateurs se calculent selon trois groupes paramètres :

$$Indice = C_{temp} C_{pH} C_{tox} \left[(\sum_{i=1}^3 Q_i w_i) (\sum_{j=1}^2 Q_j w_j) (\sum_{k=1}^1 Q_k) \right]^{\frac{1}{3}} \quad (\text{Éq 16})$$

Où C_{temp} , C_{pH} et C_{tox} sont des coefficients d'échelle de température, de pH et de substances toxiques successivement. Q_i , Q_j et Q_k sont respectivement les indicateurs des paramètres organiques, des particules (matières en suspension et turbidité) et des coliformes fécaux.

La fonction logarithmique est un autre outil utilisé pour développer les indices de qualité. D'ailleurs elle a été utilisée par Said *et al.* (2004) pour développer un indice de la qualité des eaux aux États-Unis (Éq 17), et par Müller (1969) pour développer l'indice de géo-accumulation pour évaluer l'accumulation des métaux dans les sédiments (Éq 18).

$$Indice = \text{Log} \left[\frac{OD^{1,5}}{(3,8)^{PT} (T)^{0,15} 15^{CF} + 0,14(CS)^{0,5}} \right] \quad (\text{Éq 17})$$

Où OD est l'oxygène dissous (% de saturation), PT est le phosphore total (mg/L), T est la turbidité (UTN : unités de turbidité néphélométrique), CF : coliformes fécaux (nombre /100 mL) et CS : conductivité spécifique (MS/cm à 25°C).

$$Indice = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right) \quad (\text{Éq 18})$$

Où C_n la concentration calculée du métal et B_n la concentration de référence observée du métal n .

Une des méthodes d'agrégation non conventionnelle, mais certainement très respectée, est la méthode EFA proposée par le CCME pour développer un indice de la qualité des eaux pour tout le territoire canadien (CCME, 2001a). Elle a été appliquée dans plusieurs pays à travers le monde et adaptée pour évaluer en l'occurrence la qualité des sols (CCME, 2007) et la qualité des sédiments (CCME, 2001b, 2007, 2017). Telle que citée précédemment, elle est basée sur une approche tridimensionnelle reposant sur le calcul de trois facteurs. Le premier facteur (F_1) représente l'étendue et correspond au nombre de paramètres non conformes aux critères de la qualité de l'eau. Le deuxième (F_2) représente la fréquence et correspond au nombre de fois pour lesquelles les tests ne sont pas conformes aux critères de la qualité de l'eau. Le troisième (F_3) représente l'amplitude et correspond à l'écart entre les valeurs non conformes et les critères de la qualité de l'eau. Ces facteurs sont calculés à l'aide des équations suivantes :

$$F_1 = \left(\frac{\text{Nombre de paramètres non conformes}}{\text{Nombre total de paramètres}} \right) \times 100 \quad (\text{Éq 19})$$

$$F_2 = \left(\frac{\text{Nombre de situations de dépassement de critère}}{\text{Nombre total de mesures faites}} \right) \times 100 \quad (\text{Éq 20})$$

$$F_3 = \frac{sncé}{0,01 \text{ sncé} + 0,01} \quad (\text{Éq 21})$$

$$sncé = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Coefficient d'écart}_i}{\text{Nombre total de mesures faites}} \quad (\text{Éq 22})$$

Si la valeur mesurée (dénotée *Dépassement de critère* dans les équations suivantes) ne doit pas dépasser le critère de qualité :

$$\text{Coefficient d'écart}_i = \left(\frac{\text{Dépassement de critère}_i}{\text{Critère de qualité}_i} \right) - 1 \quad (\text{Éq 23})$$

Si la valeur mesurée ne doit pas être inférieure au critère de qualité :

$$\text{Coefficient d'écart}_i = \left(\frac{\text{Critère de qualité}_i}{\text{Dépassement de critère}_i} \right) - 1 \quad (\text{Éq 24})$$

Ainsi la formule mathématique du calcul de la valeur de l'IQE du CCME est :

$$IQE_{CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (\text{Éq 25})$$

2.A.4. Interprétation

L'interprétation consiste à mettre en contexte le résultat selon des classes bien définies qui peuvent aller d'une très faible qualité à une très bonne qualité. Généralement l'échelle de variation du score final de l'indice est divisée en quatre ou cinq classes qui permettent de donner une vision globale sur la qualité de la composante du bassin versant. Par la suite l'utilisateur essaie d'établir un plan de gestion ou de restauration de la composante selon les conditions générales du milieu et les circonstances de calcul de l'indice.

2.B. Eau

2.B.1. Définition

L'eau est une substance vitale à tous les êtres vivants. C'est le moteur de l'agriculture et au-delà elle est très importante pour la nourriture, la santé et toutes les activités économiques. Il s'agit d'une molécule composée d'un atome d'oxygène et deux atomes d'hydrogène (H₂O) qui peut exister sous trois formes (gaz, liquide ou solide). Sa dynamique au sein de l'environnement décrit ce que l'on appelle le cycle de l'eau (Figure 2). Toutes ces caractéristiques rendent l'eau vulnérable à la pollution, puisque beaucoup d'éléments chimiques (potentiellement toxiques à plus ou moins hautes doses) sont hydrosolubles. Naturellement l'eau contient des éléments chimiques et pathogènes, mais ces éléments ne doivent pas dépasser certaines limites pour ne pas nuire à l'environnement au sens large et à la santé humaine en particulier. Avec le développement de l'activité industrielle, l'urbanisation et l'utilisation de pesticides et de nutriments dans l'agriculture moderne, l'évaluation de la qualité de l'eau est devenue nécessaire. C'est pour cette raison que de nombreux indices ont été développés pour évaluer et suivre la qualité de l'eau afin de réagir et de proposer des plans de gestion et de restauration des masses d'eau douce de surface.

2.B.2. Les indices relevés

La revue de littérature a permis de recenser 55 indices d'évaluation de la qualité des eaux (voir l'Annexe II). Le suivi de la qualité de l'eau implique l'évaluation de ses paramètres physiques, chimiques et biologiques. L'évaluation de tous les paramètres, selon la localisation des différentes sources de pollution ponctuelles et diffuses, est relativement coûteuse et chronophage puisqu'il faut multiplier les échantillonnages variés spatialement et temporellement. D'où la nécessité de choisir les

paramètres les plus représentatifs et le développement d'une méthode de calcul permettant de les intégrer à une seule valeur décrivant l'état global de la qualité de l'eau. Selon nos investigations, l'indice qui semble le plus adapté à évaluer la qualité de l'eau selon toutes ses composantes est l'indice de la qualité des eaux (IQE) ou *water quality index* (WQI), en anglais. Le choix de cet indice est basé sur deux critères. Premièrement, sa réputation; il s'agit d'un indice très répandu qui a plus de 42 variantes utilisées à travers le monde. Sa grande réputation et le nombre élevé de versions développées s'expliquent par la volonté des gouvernements, des autorités et des institutions de supporter les recherches sur l'élaboration d'un indice national permettant l'évaluation des eaux des rivières (Sutadian *et al.*, 2016). Deuxièmement, il est basé sur un modèle d'indice intégrateur qui utilise dans son calcul les trois différents types de paramètres physiques, chimiques et biologiques qui diffèrent d'une variante à l'autre selon son objectif et son lieu d'utilisation. Les principales différences entre les modèles de l'IQE sont : le choix des paramètres, la détermination des indicateurs et les méthodes mathématiques utilisées pour les regrouper. La Figure 3 présente les pays où l'on retrouve les principaux indices relevés.

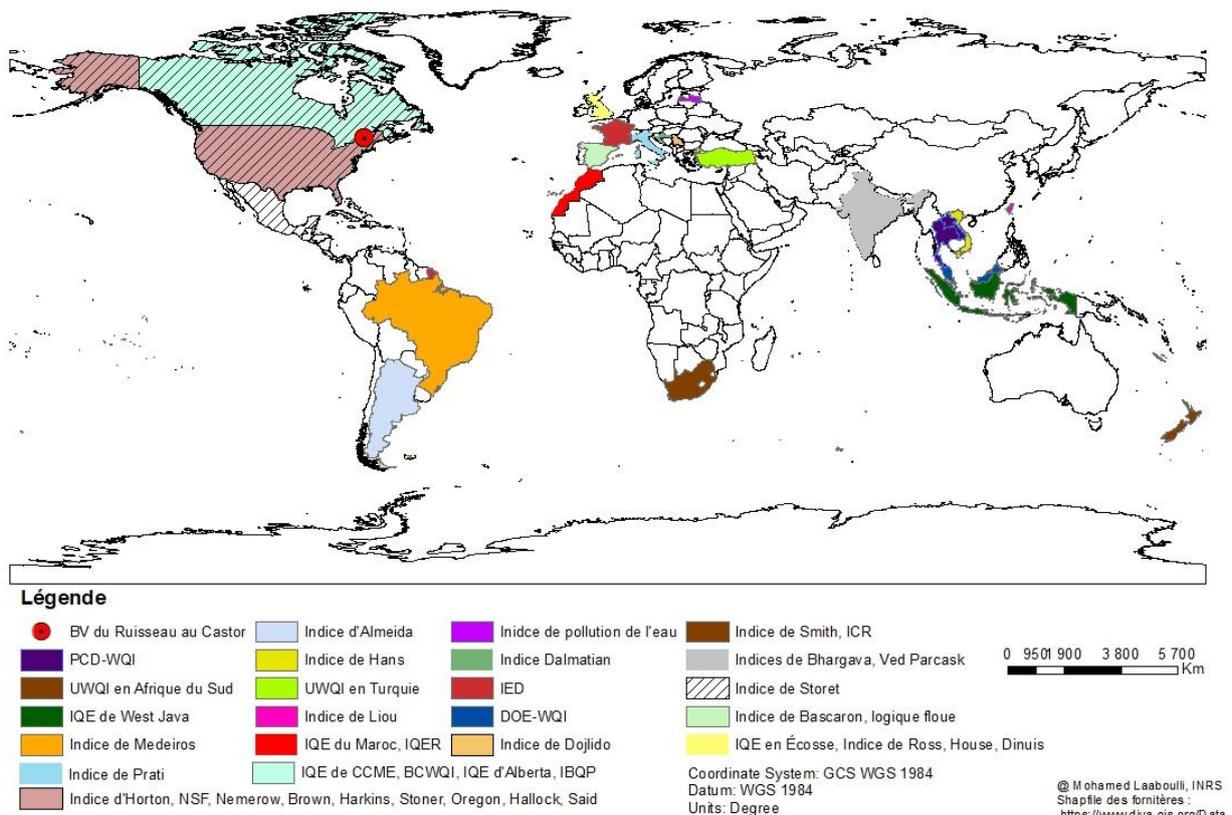


Figure 3 : Les principaux indices relevés de la littérature et les pays où ils ont été développés depuis 1965 jusqu'à 2020

2.B.3. Discussion

Globalement, la littérature consultée indique que le développement des indices de la qualité de l'eau respecte quatre étapes : (i) le choix des paramètres ; (ii) leur transformation ou normalisation (éliminer les unités et les mettre sur la même échelle) ; (iii) la détermination et l'attribution de poids (au besoin) et (iv) le choix de la méthode d'agrégation (Abbasi *et al.*, 2012). Des études comparatives ont été faites (Kachroud *et al.*, 2019) ; (Sutadian *et al.*, 2016) ; (Tyagi *et al.*, 2013) et (Uddin *et al.*, 2021) nous ont permis de proposer un classement des IQE selon trois catégories : système fixe, semi-ouvert et ouvert.

Système fixe : c'est le système dont les paramètres sont fixés par les auteurs, les indicateurs sont déterminés par jugement expert, par utilisation de critères de qualité de l'eau ou par des analyses statistiques et les poids calculés par des méthodes analytiques tel que la méthode de Delphi (Mahajan *et al.*, 1976) et le processus de hiérarchisation analytique (Sutadian, 2017). L'IQE de la Fondation Nationale pour l'Assainissement (National Sanitisation Foundation) ou FNA des États-Unis (Brown *et al.*, 1972) est un modèle additif permettant de rassembler neuf paramètres, dont les poids sont déterminés d'une manière subjective par 74 experts en utilisant la méthode de Delphi. Un calculateur de cet indice a été développé par le *Water Research Center* : <https://water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>. Cet indice est très utile lorsqu'il y a une grande variabilité entre les échantillons (Hamlat *et al.*, 2017). L'utilisation de cet indice dans plusieurs applications a permis de constater que malgré la simplicité de la compréhension et du calcul avec une fonction additive, elle n'était pas sensible à l'effet qu'une seule mauvaise valeur d'un paramètre aurait sur la valeur globale de l'IQE (Lumb *et al.*, 2011). Pour régler ce problème, un autre modèle de l'IQE de la FNA a été proposé sous forme d'une fonction multiplicative (géométrique) en utilisant les même neuf paramètres (Ott, 1978). Cet indice a été adopté au Brésil depuis 1975 (de Souza *et al.*, 2020) par la compagnie environnementale de Sao Paulo (Cetesb, 2017), et dont les courbes caractéristiques de la qualité des paramètres ainsi que les formules mathématiques sont présentées sur le site du ministère des Ressources hydriques : <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqua>. Basé sur le même principe, le département de l'Environnement de la Malaisie (DEM) et le département de la Qualité de l'environnement de l'Oregon (DQEO) utilisent six paramètres pour développer leur propre IQE. Il s'agit d'une fonction additive basée sur un jugement expert (Yunus *et al.*, 2003). La détermination des indicateurs et des poids sont faits à l'aide de la méthode de Delphi. La plupart du temps, les experts (répondants) ont été invités à accorder des valeurs pour la variation du niveau de la qualité de l'eau en fonction des différentes concentrations des paramètres utilisés dans le calcul de l'indice. Cela permet le développement des fonctions et des courbes caractéristiques de chaque paramètre (Almeida *et al.*, 2012) (Figure 4).

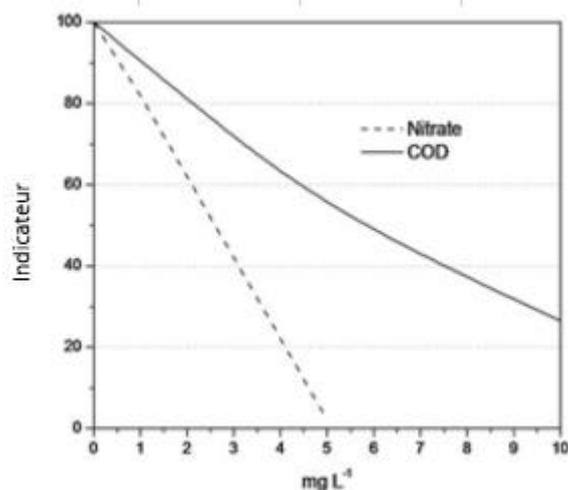


Figure 4 : Courbes caractéristiques du nitrates et de la demande chimique en oxygène (COD) (Almeida et al., 2012)

L'indice du département de Développement de la recherche en Écosse, ou l'IQE, est une extension ou modification de l'indice IQE du FNA. Il intègre dans son calcul dix paramètres, et il se calcule de la même manière, ainsi que leurs poids, par la méthode de Delphi. La seule différence est au niveau de l'équation qui repose sur une fonction additive modifiée, qui correspond à la fonction additive de l'IQE de la FNA élevée au carré et le tout est divisé par 100.

Comme discuté plus haut, la fonction additive est limitée principalement par le problème de compensation entre les différents indicateurs. De l'autre côté, la fonction multiplicative, en plus de souffrir du problème d'*eclipsing*, présente d'autres limites liées essentiellement à l'interprétation et à l'ambiguïté. En effet, il suffit d'avoir une valeur de 0 de l'un des indicateurs pour que la valeur globale de l'IQE soit égale à 0. Même si les valeurs des indicateurs sont grandes, si les valeurs des facteurs de pondérations sont très proches à 0, la valeur de l'IQE sera proche de 1. Pour remédier à ces problèmes, Smith (1990) ont proposé un IQE qui correspond à la valeur minimale des indicateurs. Cette méthode a été utilisée plus tard par Hébert (1997) pour développer l'indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) du Québec. Cela dit, il est loin de donner une vision générale et globale de la qualité de l'eau puisqu'il n'intègre pas l'ensemble des paramètres (manque d'interaction) et chaque indicateur est calculé indépendamment. Dans le même sens, le MELCC recommande d'accompagner l'utilisation de l'IQBP par un suivi détaillé de l'ensemble de ses indicateurs, ainsi que d'une étude de la fréquence et l'amplitude (composantes de l'IQE du CCME) de dépassement des critères de la qualité de l'eau.

Un peu plus tard, et pour remédier au problème d'*eclipsing*, Dojlido *et al.* (1994) ont proposé une autre fonction pour évaluer la qualité de l'eau des rivières en Pologne sous le nom de l'indice sommaire de la qualité des eaux (ISQE) en utilisant la moyenne harmonique. Cette fonction a été adoptée par Cude (2001) pour développer la deuxième version de l'IQE de l'Oregon. Bien qu'il s'agisse d'une méthode

plus rationnelle que les autres fonctions déjà citées (système fixe), elle peut présenter certaines ambiguïtés, c'est-à-dire donner de faux résultats (une eau de bonne qualité peut être jugée de mauvaise qualité ou l'inverse). L'ambiguïté existe lorsque toutes les valeurs des indicateurs sont acceptables, alors que la valeur final de l'indice indique une eau de mauvaise qualité (Dede *et al.*, 2013).

Système semi-ouvert : de manière générale, Il s'agit d'un système qui guide l'utilisateur dans le choix des paramètres sans imposer leur nombre, toutefois les paramètres doivent subir une normalisation pour calculer les indicateurs. Il a été conçu pour une évaluation générale de la qualité de l'eau, mais il a aussi été utilisé pour des usages spécifiques (approvisionnement en eau potable, aquaculture). Cette catégorie regroupe cinq indices : l'indice de l'état et de la durabilité (France) (Fulazzaky, 2010), l'indice de Liou (Taiwan) (Liou *et al.*, 2004), l'Indice de Hanh (MONRE) (MONRE, 2011), l'indice de Bascaron (Espagne) (Bascaron, 1979) et l'indice arithmétique pondéré (IAPQE) de Brown (Brown *et al.*, 1972). Les deux derniers indices sont ceux qui ont été pris en considération parce qu'ils sont les plus utilisés. En effet, l'indice de Bascaron a été utilisé au moins dans cinq pays et l'indice arithmétique pondéré dans au moins quatre pays sur trois différents continents.

L'indice de Bascaron permet à l'utilisateur de choisir les paramètres à intégrer dans le calcul (parmi 26 cités dans l'Annexe II), par contre ses paramètres nécessitent une normalisation sur une échelle entre 0 et 100. Ainsi le poids de chaque paramètre est fixé à une valeur entre 1 et 4. Cet indice se calcule à l'aide de la version modifiée de la fonction additive (Lopes *et al.*, 2020). Il est facile à calculer. Mais il présente le problème d'*eclipsing*, c'est-à-dire qu'il ignore l'effet des paramètres dont les poids sont faibles en faveur de ceux qui ont de grands poids (Dede *et al.*, 2013). Cet indice a été modifié pour évaluer les rivières en Argentine (Pesce *et al.*, 2000), avec l'ajout d'une valeur subjective qui correspond à l'impression visuelle de la contamination de la rivière.

Dans le même sens, l'indice arithmétique pondéré de la qualité des eaux (IAPQE) donne à l'utilisateur le choix des paramètres à intégrer dans son calcul (les plus communs). Toutefois les indicateurs nécessitent une normalisation, et la valeur des facteurs de pondération dépend d'une constante de proportionnalité qui est en corrélation avec la somme de l'inverse des valeurs standards recommandées pour chaque paramètre. L'IAPQE est un indice simple à calculer qui n'impose pas des paramètres fixes et qui nécessite moins de paramètres de la qualité pour un usage particulier, mais il souffre aussi du problème d'*eclipsing* (Tyagi *et al.*, 2013).

Système ouvert : Il s'agit tout simplement d'un indice qui permet une meilleure adaptabilité aux besoins de l'utilisateur selon le nombre et le choix des paramètres et la définition de l'objectif d'étude, puisque ce type d'indice a été développé pour faire une évaluation générale de la qualité des eaux.

Donc l'utilisateur peut l'adapter à n'importe quelle application. Ce système regroupe les indices dont le modèle d'agrégation diffère des méthodes conventionnelles (moyenne, addition ou multiplication). Dans cette catégorie il y a l'indice de Harkins (Harkins, 1974), basé sur une approche statistique (classification non paramétrique), l'IQE de la logique floue basé sur des systèmes d'inférences (*fuzzy*) (Ocampo-Duque *et al.*, 2006), l'indice de Storet (Sutadian *et al.*, 2016) et les deux indices l'IQE du CCME (CCME, 2001a) et l'IQE de la Colombie Britannique (Zandbergen *et al.*, 1998), basés sur l'approche EFA. L'IQE de la logique floue et celui du CCME sont les deux qui ont été pris en considération puisqu'ils sont les plus utilisés. En effet, l'IQE du CCME a été utilisé dans au moins 14 pays à travers le monde et l'IQE de la logique floue dans six pays sur quatre différents continents.

Selon les informations transmises au Tableau 2, la comparaison faite entre les différents IQE des trois systèmes permet de conclure qu'il n'y a pas un seul indice qui permette de juger la qualité des eaux de manière totalement objective. Même avec l'utilisation de la méthode analytique Delphi pour la sélection des paramètres (indice d'Oregon), la détermination des indices ou des facteurs de pondération (IQE de NFA), tout le processus repose sur des avis experts (subjectivité). En plus des problèmes d'*eclipsing* et d'ambiguïté des IQE du système fixe, ces indices ne présentent pas une flexibilité par rapport au choix des paramètres (système rigide), et donc leur utilisation est limitée à leur cadre de création.

Pour le système ouvert, bien que l'IQE de la logique floue permette de faire des calculs efficaces, il présente des limites liées à la subjectivité. De plus, cet indice nécessite plus d'échantillonnage, de calcul et surtout d'expertise que l'IQE du CCME par exemple. Il faut noter aussi que les analyses de sensibilité et d'incertitudes sont rarement faites lors du développement des IQE (Sutadian *et al.*, 2016). Le seul indice pour lequel a été réalisée une étude de sensibilité pour toutes ses étapes de calcul est l'IQE du CCME (CCME, 2006) selon Sutadian *et al.* (2016). D'après le Tableau 2, l'IQE du CCME présente plus d'avantages que d'inconvénients et cela explique son utilisation fréquente de par le monde entier. Malgré sa réputation, le calcul de l'IQE du CCME supprime l'interaction entre les paramètres, ce qui peut être interprété comme un inconvénient majeur, puisque les paramètres de qualité de l'eau sont souvent intrinsèquement reliés. Pour cette raison, en plus du calcul de l'IQE du CCME, nous recommandons le calcul d'un autre indice à des fins comparatives. Basé sur la moyenne harmonique, l'ISQE (Dojlido *et al.*, 1994) est l'indice le plus sensible aux changements des valeurs des paramètres.

C'est donc les IQE du CCME et l'ISQE que nous recommandons d'utiliser simultanément.

Tableau 2 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des indices les plus utilisés selon les différents systèmes utilisés pour les construire

Systèmes Indices		Avantages	Inconvénients
Ouvert	IQE du CCME (CCME, 2001a)	<p>Choix libre des paramètres (adaptation avec les objectifs d'utilisation)</p> <p>Calcul simple et tolérant dans le cas du manque de données</p> <p>Ne nécessite pas de transformation des variables</p> <p>Approuvé comme modèle de l'IMQEP dans le Programme des Nations Unies pour l'environnement.</p> <p>Possibilité d'utilisation avec un nombre réduit de paramètres (quatre ou plus)</p> <p>Seul IQE qui a entrepris une analyse de sensibilité de toutes ses étapes de calcul</p>	<p>Perte d'information liée à la suppression de l'interaction entre les paramètres utilisés</p> <p>Tous les paramètres sont considérés avec des poids égaux</p> <p>L'obligation d'utiliser au minimum quatre variables.</p>
	IQE de la logique floue (Ocampo-Duque <i>et al.</i> , 2006)	<p>Capable de décrire une grande variété de relations non linéaires</p> <p>La combinaison des données qualitatives et quantitatives et par là donner une description détaillée de l'état écologique des rivières</p> <p>L'efficacité du calcul même avec le manque de données</p>	<p>Nécessite plus d'échantillonnage et de calcul</p> <p>Indice subjectif, la classification et le développement du modèle (règles) dépend de jugements experts</p> <p>Le développement de ce genre de modèle nécessite de l'expertise, puisqu'il ne s'agit pas d'une équation simple à calculer</p>
Semi-ouvert	Indice de Bascaron (Bascaron, 1979)	<p>Choix libre des paramètres (parmi 26 cités dans le l'annexe)</p> <p>Facile à calculer</p>	<p>La subjectivité (la constante K) qui correspond une valeur donnée par l'utilisateur par rapport à son impression visuelle par rapport à la contamination de la rivière. Et le poids de chaque paramètre est fixé à une valeur entre 1 et 4</p> <p>Problème d'<i>eclipsing</i></p> <p>Les indicateurs nécessitent une normalisation sur une échelle entre 0 et 100</p>

	IAPQE (Brown <i>et al.</i> , 1972)	Choix des paramètres à intégrer dans le calcul (les plus communs). Simple à calculer	Les indicateurs nécessitent une normalisation Problème d' <i>eclipsing</i>
Fixe	IQE de FNA (Brown <i>et al.</i> , 1972) IQE de DEM (Department of Environment Malaysia, 1994) IQE d'Oregon (Dunnette, 1979)	Facile et rapide à calculer Utilisable par les non spécialistes, il suffit d'utiliser les courbes caractéristiques pour chaque paramètre pour trouver les valeurs de chaque indicateur Facilite l'évaluation de la qualité de l'eau pour les usages récréatifs généraux (la pêche et la baignade) (Indice d'Oregon)	Problème de substitution et de compensation entre les paramètres (fonction additive) Problème d' <i>eclipsing</i> (les deux fonctions : additive (arithmétique) et multiplicative (géométrique)) Ambiguïté (fonction géométrique) Nombre fixe de paramètres (pas de flexibilité) L'IQE d'Oregon a été conçu pour les cours d'eau de l'Oregon, et son application à d'autres types de plans d'eau doit être manipulé avec prudence
	ISQE (Dojlido <i>et al.</i> , 1994)	La moyenne harmonique permet au paramètre qui a la plus petite valeur d'avoir un poids important par rapport aux autres paramètres. Sensible au changement dans les valeurs des paramètres	Ambiguïté, peut donner de faux résultats Ne peut pas être utilisé pour évaluer la qualité de l'eau pour des utilisations spécifiques Nombre fixe de paramètres (pas de flexibilité)

2.C. Sédiments

2.C.1. Définition

Les sédiments jouent un rôle vital dans la préservation de l'état trophique du système aquatique étant donné que ce dernier est un milieu récepteur, où tous les éléments qui entrent y subissent divers processus physico-bio-chimiques (Ergen, 2020). Ils véhiculent plusieurs types d'éléments (métaux, pesticides, nutriments, ou éléments d'origines biologiques). Par ailleurs, les sédiments sont considérés comme des réservoirs à métaux, ce qui est problématique, car ces éléments sont non dégradables et toxiques (Pan et *al.*, 2012). Les sédiments jouent un rôle important dans le cycle géochimique global, et ils sont considérés comme une mémoire de l'histoire de la pollution des rivières (Jain, 2004, Nasrabadi *et al.*, 2010).

La qualité des sédiments est à prendre au sérieux puisque leur contamination peut engendrer des effets néfastes et constitue une menace pour les vies aquatique et humaine. Les métaux peuvent être transférés facilement au sol, aux plantes et aux organismes vivants selon les maillons de la chaîne alimentaire (Figure 5).

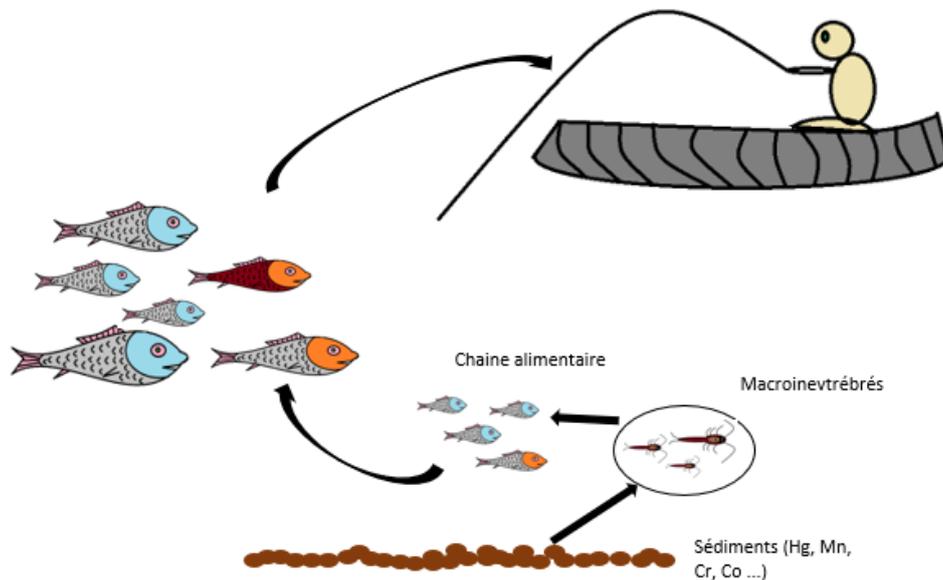


Figure 5 : Risque de contamination des vies aquatique et humaine par accumulation des métaux dans les sédiments

L'érosion du sol (roches) est un phénomène clé dans la détermination de la morphologie de la surface topographique, ainsi que sa modification dans le temps. C'est le phénomène responsable de la formation de sédiments, ainsi que leur transport et dépôt dans des milieux hydriques continentaux ou marins. Chaque sédiment est caractérisé par la nature minéralogique de ses composantes, leur taille, leur état de surface ainsi que leur cimentation (Actu Environnement, 2021). La dynamique du mouvement des sédiments de l'amont du bassin versant vers l'aval crée une certaine connectivité

(Hooke, 2003, Zingaro *et al.*, 2019). Cette connectivité sédimentaire dépend des conditions climatiques (précipitations), de la couverture du sol, de la topographie (pente) et des paramètres physiques du sol (rugosité). L'évaluation de cette connectivité est très importante puisqu'elle explique la dynamique de contamination amont-aval.

2.C.2. Les indices relevés

Les indices d'évaluation de la qualité des sédiments peuvent être classés en trois catégories (voir l'Annexe III) pour évaluer : (i) la production (régulation) des sédiments (Gajbhiye *et al.*, 2014), (ii) la connectivité des sédiments (Zingaro *et al.*, 2019), et (iii) la contamination des sédiments par les métaux et pesticides (Müller, 1969, Hakanson, 1980, Tomlinson *et al.*, 1980, Nasrabadi *et al.*, 2010, Sahli *et al.*, 2012, Chaikasem *et al.*, 2020).

La 1^{ère} catégorie vise à évaluer le taux d'érosion du sol et la production des sédiments; il s'agit de l'indice de production des sédiments ou *Sediment Yield Index – SYI* (Gajbhiye *et al.*, 2014) et l'indice de régulation des sédiments ou *Sediment Regulation Index – SRI* (Pan *et al.*, 2019). Ce type d'indices se calcule à grande échelle (bassin, sous-bassin) et il est dépendant des conditions topographiques (pente), du type et de l'utilisation du sol.

La 2^{ème} catégorie évalue la connectivité des sédiments; elle est principalement évaluée par l'indice de connectivité des sédiments (*Sediment connectivity index – SCI*). C'est un indice de la répartition des sources de sédiments d'un bassin versant et il se calcule par rapport à chaque source pour évaluer comment l'utilisation du sol impacte le transfert des sédiments de l'amont du bassin versant vers le réseau hydrographique (Zingaro *et al.*, 2019, Upadhayay *et al.*, 2020). Cela se fait selon une approche cartographique, en intégrant des aspects fonctionnels (utilisation du sol, précipitations et propriétés géotechniques du sol) dans une composante structurelle. Il s'agit d'un indice pratique puisqu'il permet de générer des cartes présentant une certaine performance dans la prédiction des positions et des chemins d'accumulation des dépôts de sédiments

Dans la troisième catégorie, plusieurs méthodes ont été utilisées pour évaluer la contamination des sédiments par les métaux, permettant de donner une évaluation qualitative de l'état de la qualité des sédiments. Cependant, l'évaluation quantitative est toujours limitée par la disponibilité des données historiques (de référence) ou par l'échantillonnage à partir des sites non contaminés, ce qui pose un problème de compatibilité des apports sédimentaires en métaux (Brady *et al.*, 2015). La méthode la plus simple consiste à comparer la concentration mesurée d'un élément (métal) et sa concentration sur un site de référence. Leur rapport s'appelle le facteur de contamination (Cabrera *et al.*, 1999, Qingjie *et al.*, 2008). La version originale de cet indice a été proposé par Hakanson (1980) pour évaluer la toxicité des métaux dans les lacs ou les bassins versants. Le facteur d'enrichissement ou taux

d'enrichissement (*Enrichment factor – EF*) présenté par Tam *et al.* (1998) permet d'évaluer la contribution de la contamination des sédiments par les métaux d'origine anthropique. Il s'agit d'un rapport entre la concentration d'un élément (métal) et la concentration d'un élément de référence (généralement l'aluminium) dans l'échantillon divisé par le même rapport dans les conditions de référence (Chester *et al.*, 1973, Dahri *et al.*, 2018). L'élément de référence doit être choisi de manière à aider à la détection des concentrations anormales des éléments traces et il s'agit de la meilleure estimation de sa concentration (Sutherland, 2000). L'aluminium a été choisi comme élément de référence (normalisation) (Windom *et al.*, 1989, Sutherland, 2000, Dahri *et al.*, 2018) dans le but d'éliminer la contribution naturelle des apports sédimentaires (Qingjie *et al.*, 2008, Brady *et al.*, 2015). L'Indice de pollution des sédiments (*Sediment pollution index – SPI*) est une généralisation de l'indice *EF* (Rubio *et al.*, 2000), puisqu'il permet de calculer la contamination des sédiments par rapport à tous les métaux présents dans l'échantillon. D'un autre côté, l'indice de charge polluante (*Pollution load index – PLI*) a été développé par Tomlinson *et al.* (1980) à l'aide de la moyenne géométrique des valeurs d'*EF* des métaux.

L'indice de géo-accumulation (*Geo-accumulation index - I_{geo}*) a été développé pour évaluer l'accumulation des métaux dans les sédiments du Danube et son calcul est basé sur une fonction logarithmique (Müller, 1969). Malgré son utilisation très répandue à travers le monde, cet indice présente certaines limites. Premièrement, il est basé sur une fonction logarithmique qui réduit sa sensibilité aux contaminations mineures à effets toxicologiques importants. Il peut donc être utilisé surtout dans les conditions à enrichissement important dues à la nature du site (zone urbaine ou industrielle). Deuxièmement, la multiplication de la concentration de référence par le facteur 1,5 apparaît arbitraire et ne tient pas compte des interactions complexes des sédiments, surtout dans les zones où il y a un grand apport (milieu estuarien) (Brady *et al.*, 2015). L'indice de pollution anthropique (*Anthropogenic pollution index – API*) est une version modifiée de l'indice *I_{geo}* qui se calcule sous forme d'une fonction logarithmique du rapport entre la concentration du métal en surface et sa concentration dans la portion lithogène (référence) (Nasrabadi *et al.*, 2010). Cet indice est plus efficace que les indices *I_{geo}* et *EF* dans l'interprétation de la pollution métallique d'origine anthropique, mais les trois ne sont pas performants pour l'estimation du risque de pollution métallique biodisponible (Nasrabadi *et al.*, 2010), ce qui a donné lieu au développement de l'indice du risque de pollution (*Risky pollution index – RPI*). Ce dernier est la forme étendue de l'*API*, qui prend en considération les différentes phases potentiellement labiles du métal en associant des facteurs de pondération à chaque phase (acide-soluble, réductible et oxydable).

Le Guide de la qualité des sédiments a été développé pour évaluer la qualité des sédiments par rapport aux effets néfastes possibles sur le biote aquatique (Silva *et al.*, 2012). On y trouve le quotient moyen

Qm (*Consensus-Based Sediment Quality Guidelines – CBSQG*) (MacDonald *et al.*, 2000, Sahli *et al.*, 2012). Le calcul de cet indice utilise la concentration à effet probable (*Probable Effect Concentration – PEC*) qui est défini comme la concentration au-dessus de laquelle des effets nocifs sont susceptibles d’être observés (Sahli *et al.*, 2012).

L’indice du risque écologique potentiel (*Potential Ecological Risk Index – PERI*) ou indice de risque écologique (*Ecological risk index – ERI*) a été développé en 1980 pour évaluer le risque de pollution des sédiments par les métaux (Hakanson, 1980). Il reflète le degré de danger des métaux sur les écosystèmes aquatiques (Guo *et al.*, 2010). Il s’agit d’une fonction additive qui calcule la somme des rapports entre la concentration des métaux et leurs valeurs de base tout en prenant en considération les facteurs toxicologiques (Hakanson, 1980). Un facteur toxicologique est le facteur de toxicité-réponse qui se calcule à l’aide du facteur toxicologique sédimentologique, ce dernier est basé sur le principe selon lequel la toxicité d’un métal est inversement liée à son abondance dans la nature, et en prenant en considération la capacité sédimentologique du métal. Une correction est apportée à ce facteur liée à la bioproduction (niveau trophique), à travers l’indice de bioproduction qui peut être obtenue en déterminant la teneur en azote des échantillons de sédiments. Cela a été fait pour tous les métaux sauf l’arsenic (Hakanson, 1980).

L’indice du degré de contamination modifié (*Modified Degree of Contamination – mC_d*) a été proposé par Hakanson (1980); il est basé sur la moyenne des facteurs de contamination d’une série d’éléments (métaux). Bien que la méthode semble très pratique, son application peut ne pas être précise et entraîner de fausses conclusions surtout si on se contente seulement des résultats de cet indice, puisqu’il ne prend pas en considération l’impact d’une contamination forte d’un élément individuel. Par exemple si des sédiments sont contaminés fortement par un métal donné (mercure par exemple), en réalité ces sédiments sont très toxiques, alors la valeur du mC_d va indiquer une pollution modérée, étant donné que le résultat est obtenu à travers la moyenne (Brady *et al.*, 2015).

L’indice de pollution (*Pollution Index – PI*) a été développé par Nemerow (1991) basé sur les valeurs des facteurs de contamination (*CF*). Basé sur la moyenne quadratique, cet indice a été développé pour éviter les problèmes liés à l’utilisation de l’indice mC_d . Il utilise la moyenne des valeurs des facteurs de contamination comme pour l’indice mC_d et il prend en considération la contribution des fortes contaminations en impliquant dans le calcul les valeurs des facteurs de contamination maximales. C’est pour cette raison que l’indice de pollution *PI* est considéré comme la méthode la plus complète d’évaluation de la qualité des sédiments (Brady *et al.*, 2015).

Vu le succès et la réputation de l’indice de la qualité des eaux (*IQE*) du CCME (CCME, 2001a), utilisé dans plusieurs applications à travers le monde (Hamlat *et al.*, 2014, Farzadkia *et al.*, 2015, Sinha and

D., 2015, Hamlat *et al.*, 2017, Houssou *et al.*, 2017, Oke *et al.*, 2017, Arfan and Sutjiningsih, 2018, Bilgin, 2018, Moskovchenko *et al.*, 2020, Yotova *et al.*, 2021), le même principe d'agglomération *EFA* (Étendue, Fréquence et Amplitude) a été appliqué dans le calcul de l'indice de la qualité des sédiments (*Sediment Quality Index – SeQI*). Le *SeQI* (CCME, 2007, 2017) est un système ouvert puisque l'utilisateur peut l'adapter selon l'objectif de l'étude.

2.C.3. Discussion

Les sédiments jouent un rôle important dans le cycle géochimique global, et ils sont considérés comme une mémoire de l'histoire de la pollution des rivières (Jain, 2004, Nasrabadi *et al.*, 2010). Raison pour laquelle de nombreux indices ont été développés pour évaluer la qualité des sédiments. Les différents types d'indices ont été classés en fonction de leurs objectifs d'utilisation. La catégorie la plus importante est l'évaluation de la contamination des sédiments (métaux, résidus des pesticides etc.). Plusieurs indices ont été développés, selon différents modèles (mono-élément, poly-élément ou *EFA*) et différentes méthodes de calcul (moyenne arithmétique, moyenne géométrique, moyenne quadratique). Certains indices sont très utiles puisqu'ils permettent de comprendre si une contamination par un métal est d'origine naturel ou anthropique, par exemple l'indice mono-élément (le facteur d'enrichissement (*EF*)) permet d'évaluer la contamination d'origine anthropique.

De manière générale, les indices de la qualité des sédiments permettent de faire une évaluation de la contamination des sédiments et de donner une estimation de son niveau de contamination. Malgré cela, certains indices présentent des limites liées au choix de l'élément de référence pour les indices qui nécessitent le calcul des facteurs de contamination (l'indice du risque écologique potentiel (*PERI*), l'indice de degré de contamination (*mCd*) et l'indice de pollution (*PI*)), pour les valeurs des seuils très bas entre les différentes catégories (*PI*) ne permettant pas de refléter les conditions réelles de pollution des sédiments, ainsi que pour le problème lié à la séparation des effets d'un mélange de contaminants (Ergen, 2020). Le Tableau 3 présente les avantages et les limites de l'utilisation des différents indices de la qualité des sédiments. On y constate que l'indice de pollution est le modèle le plus complet pour faire une évaluation de la qualité des sédiments sur un bassin de type agricole (Ruisseau au Castor), parce qu'il prend en considération l'effet des valeurs extrêmes (facteurs de contamination maximales). Il est simple à calculer, étant basé sur la moyenne quadratique. Dans le même sens, le *SeQI* du CCME est aussi un indice très utile puisqu'il permet de faire une évaluation de la qualité des sédiments selon le choix des paramètres par l'utilisateur ou selon la disponibilité des données.

Par conséquent, nous proposons d'utiliser l'indice de pollution (PI) de Nemerow (1991) pour évaluer la qualité des sédiments et le SeQI du CCME pour appuyer les résultats.

Tableau 3 : Avantages et limites des indices de la qualité des sédiments

Évaluation de la qualité des sédiments (les indices mono-élément)			
Indice		Avantages	Limites
Facteur de contamination (CF) (Hakanson, 1980)		Méthode simple et direct (Rapport) Se calcule individuellement pour chaque métal Compare la valeur actuelle des échantillons avec celle des références. Largement utilisé	Ne prend pas en considération la nature complexe de la contamination des sédiments Les valeurs de références sont nécessaires dans le calcul
Facteur d'enrichissement (EF) (Tam et al., 1998)		Simple à calculer Évaluation des concentrations anormales des métaux d'origine anthropique (éliminer l'effet des apports sédimentaires terrestres) Évaluation de l'origine des métaux Évaluation individuelle de chaque métal Largement Utilisé	Choix limité de l'élément de référence Ne prend pas en considération la nature complexe de la contamination des sédiments Évaluation par rapport aux conditions de référence
Indice de géo-accumulation (<i>I_{geo}</i>) (Müller, 1969)		Outil de comparaison de contamination (état actuel et les conditions de références) Largement utilisé	Ne prend pas en considération la nature complexe de la contamination des sédiments Sensibilité réduite aux contaminations mineures (fonction logarithmique) Multiplication de la concentration de référence par le facteur 1,5 apparaît arbitraire et ne tient pas compte des interactions complexes des sédiments (zone à grand apport)
Indice de risque écologique (<i>E_fⁱ</i>) (Hakanson, 1980)		Facile à calculer Évaluation du risque écologique des métaux Outil de suivi de la contamination Largement utilisé	Dépendant des résultats des facteurs de contamination Nécessité des valeurs des coefficients de toxicité (réponse – toxicité), seulement les

		valeurs du Hg=40, Cd=30, As=10, Cu=Pb=Ni=5, Cr=2 et Zn=1 sont données, en plus ces facteurs ont été déterminés pour un environnement lacustre (lac ou sous bassin du lac)
Évaluation de la qualité des sédiments (basés sur les facteurs d'enrichissements)		
Indice	Avantages	Limites
Indice de pollution des sédiments (<i>SPI</i>) (Rubio <i>et al.</i> , 2000)	Facile à calculer (moyenne arithmétique pondérée)	Substitution et compensation entre les éléments de calcul Choix limité de l'élément de référence
Indice de la charge polluante – PLI (Tomlinson <i>et al.</i> , 1980)	Facile à calculer (moyenne géométrique) Évaluation de l'effet des activités urbaines sur la qualité des sédiments des cours d'eau Donne une valeur moyenne centrale des EFs	Manque d'une description détaillée de la distribution de la contamination dans le site étudié (moins sensible aux valeurs extrêmes) Choix limité de l'élément de référence
Évaluation de la qualité des sédiments (Basés sur les facteurs de contamination)		
Indice	Avantages	Limites
Indice de risque écologique potentiel (<i>PERI</i>) (Hakanson, 1980)	Facile à calculer (fonction additive) Évaluation du risque écologique des métaux Outil de suivi de la contamination Largement utilisé	Nécessité des valeurs des coefficients de toxicité (réponse – toxicité), seulement les valeurs du Hg=40, Cd=30, As=10, Cu=Pb=Ni=5, Cr=2 et Zn=1 sont données, en plus ces facteurs ont été déterminés pour un environnement lacustre (lac ou sous bassin du lac)
Indice de degré de contamination (<i>mCd</i>) (Hakanson, 1980)	Facile à calculer (moyenne arithmétique des <i>CF</i>) Largement utilisé	Ne prend pas en considération l'effet d'une contamination forte d'un seul métal individuel
Indice de pollution (<i>PI</i>) (Nemerow, 1991)	Prend en considération la contribution des fortes contaminations (<i>CF</i> maximales) Facile à calculer (moyenne quadratique)	Ne peut pas être utilisé à grand apport sédimentaire (estuaires...ets.)

	Largement utilisé Méthode la plus complète d'évaluation de la qualité des sédiments (Brady <i>et al.</i> , 2015)	=> résolu : Indice de pollution modifié (Verburg <i>et al.</i>) à l'aide des facteurs d'enrichissement
Modèle tridimensionnel EFA de CCME		
Indice	Avantages	Limites
Indice de la qualité des sédiments du CCME (SeQI) (CCME, 2001b, 2007, 2017)	Choix libre des paramètres (adaptation avec les objectifs d'utilisation) Calcul simple et tolérant dans le cas du manque de données Ne nécessite pas de transformation des variables Possibilité d'utilisation avec un nombre réduit de paramètres (quatre ou plus)	Perte d'information liée à la suppression de l'interaction entre les paramètres utilisés Tous les paramètres sont considérés avec des poids égaux L'obligation d'utiliser au minimum quatre variables.

2.D. Sol

2.D.1. Définition

Le sol est un matériel triphasique (solide, liquide, gaz), ce qui rend la définition de sa qualité relativement complexe. Plusieurs définitions ont été proposées selon leur domaine d'application (Bünemann *et al.*, 2018). Nous avons retenu la définition la plus générale, proposée par Doran *et al.* (1994) selon laquelle la qualité d'un sol est « sa capacité à fonctionner en maintenant la productivité biologique, la qualité de l'environnement et la santé des plantes et des animaux ». Par ailleurs, Karlen *et al.* (1997) ont défini cinq échelles spatiales pour l'évaluation de la qualité du sol. Les deux premières échelles correspondent à la compréhension et au paramétrage de la qualité du sol, et les trois dernières définissent des systèmes de suivi. L'échelle ponctuelle se définit par l'intersection entre les différentes propriétés physiques, biologiques et chimiques du sol qui définissent ses fonctions. À l'échelle parcellaire, les fonctions du sol sont définies par des méthodes interdisciplinaires pour voir la réaction du sol via des méthodes appliquées. À l'échelle des champs et des forêts, l'évaluation de la qualité des sols impliquent la participation des agriculteurs dans des programmes qui aident à définir les caractéristiques souhaitées. La quatrième, soit celle qui correspond au bassin versant, intègre une notion d'utilisation des terres et d'amélioration de la qualité de l'environnement. À une échelle plus grande, régionale, nationale ou internationale, elle correspond à l'élaboration des méthodes de suivi et de politiques permettant la prise de décision. D'une manière générale, la qualité du sol se dégrade sous l'action combinée des activités anthropiques (pratiques agricoles, industrielles et urbaines), des conditions climatiques et de la topographie. Cela peut causer ou faciliter une perte de sol (érosion), une dégradation de sa fertilité (baisse du contenu en matière organique), une contamination par des éléments chimiques (ex. : pesticides, métaux) ou une perte de biodiversité (ex. : absence de nématodes bénéfiques). L'interaction entre les caractéristiques physico-chimiques et biologiques assure le cheminement et le stockage des éléments nécessaires pour le développement des plantes. Aussi elle permet au sol de jouer le rôle de filtre et de régulateur des flux d'eau (Karlen *et al.*, 1994).

2.D.2. Les indices relevés

Selon la définition du sol proposée par Doran *et al.* (1994), la qualité d'un sol se mesure selon sa composition physique, biologique et chimique, mise à mal par différents types d'érosions. La revue de littérature nous a permis de regrouper l'ensemble des méthodes utilisées pour l'évaluation de la qualité du sol. Étant donné son importance, sa complexité et la nécessité de communiquer l'information rapidement et d'une manière simple aux agriculteurs, l'évaluation de la qualité du sol a donné lieu à une

révolution des applications téléchargeables pour les téléphones intelligents (Figure 6) comme l'application iSQAPER (téléchargée par plus de 1000 utilisateurs à <https://www.isqaper-project.eu/>). Fleskens *et al.* (2017) ont fait une comparaison entre les différentes applications développées spécialement pour être utilisées à l'échelle nationale telle qu'en Angleterre, en Australie, en Chine, en Écosse, aux États-Unis et en Finlande et à l'international (<https://www.isqaper-is.eu/sqapp-the-soil-quality-app/sqapp-concept/127-review-of-existing-soil-apps>). L'Annexe IX introduit la catégorisation des applications de la qualité des sols (Barão *et al.*, 2017). L'Annexe IV présente les différentes méthodes utilisées pour évaluer la qualité du sol selon trois catégories : (i) méthodes analytiques ; (ii) méthodes de la logique floue et (iii) différents indices de la qualité du sol.

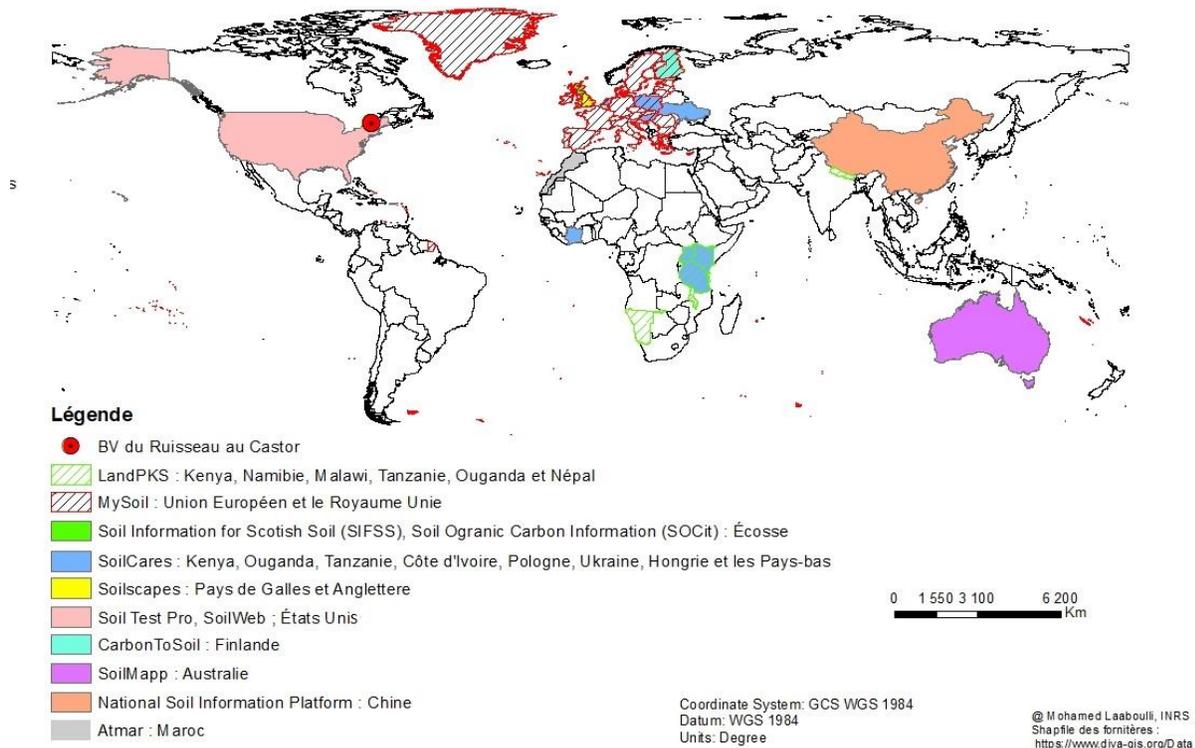


Figure 6 : Localisation de différentes applications pour l'évaluation de la qualité du sol dans le monde

L'évaluation de la qualité des sols se fait pour déterminer le niveau de risque des différentes menaces (risque d'érosion, fertilité du sol, compaction, perte de la biodiversité, contamination du sol et salinisation), ou pour déterminer la qualité générale du sol (paramètres chimiques, physiques et biologiques) par rapport aux valeurs standards (références).

L'accélération du risque d'érosion reste un des problèmes majeurs qui participe à travers plusieurs facteurs (éoliens, hydriques, travail du sol) à la dégradation de la qualité des sols. Il regroupe l'indice du risque d'érosion hydrique (IREH) (USDA-ARS, 1965, Vliet *et al.*, 2005), l'indice du risque d'érosion éolienne (IREE) (Woodruff *et al.*, 1965, Rostad *et al.*, 2005), l'indice du risque d'érosion par travail du sol (IRETS) et l'indice du risque d'érosion du sol (IRES) (Lobb, 2005). Le Tableau 4 présente les limites de chaque indice.

Tableau 4 : Limites des indices d'accélération du risque d'érosion

Accélération du risque d'érosion	
Indice	Limites
Indice du risque d'érosion hydrique (IREH) (Vliet <i>et al.</i> , 2005)	Formule de calcul basée sur la moyenne pluviométrique annuelle, ce qui supprime l'effet des fortes intensités Facteur de gestion des cultures ne prend pas en considération les techniques de gestion agricole tel que le couvre-sol durant les périodes hivernales Estimation des longueurs des pentes se fait à grande échelle, ce qui implique seulement les reliefs moyens et les grandes pentes sont négligés.
Indice du risque d'érosion éolienne (IREE) (Rostad <i>et al.</i> , 2005) (Woodruff <i>et al.</i> , 1965)	Se calcule à grande échelle (par exemple les polygones des pédo-paysages du Canada) ce qui rend peu possible de déterminer pour chaque type de sol les cultures qui sont cultivées ou les types des méthodes de travail du sol
Indice du risque d'érosion par travail du sol (IRETS) (Lobb, 2005)	Disponibilité des données surtout pour une application à grande échelle.
Indice du risque d'érosion du sol (IRES) (Lobb <i>et al.</i> , 2005)	Pas d'interaction entre les trois facteurs de base de l'érosion du sol (se limite à la pente qui génère le plus grand taux de perte de sol et chaque indice est calculé d'une manière individuelle). Calcul des indices est basé sur la représentation bidimensionnelle des reliefs (néglige la complexité topographique du relief), ce qui affecte l'estimation des pertes de sol dans les sites qui ne sont pas plats.

La notion de fertilité du sol est liée à sa productivité, et généralement elle se définit comme la capacité du sol à fournir les nutriments nécessaires à la vie des plantes, leur maintien et leur développement. Donc la fertilité du sol dépend étroitement des caractéristiques du sol (chimiques, physiques et biologiques). Plusieurs indices ont été développés pour évaluer la fertilité du sol d'une manière directe, comme l'indice de détérioration du sol (*Deterioration index – DI*) (Adejuwon *et al.*, 1988), l'indice de lessivage de l'azote

(*N-leaching index*) (Pierce *et al.*, 1991), l'indice de vulnérabilité du sol (*Soil Vulnerability Index - SVI*) (USDA-NRCS, 2012), l'indice de la qualité du sol par types de couverture terrestre (utilisation du sol) (Zhang *et al.*, 1999, Yang *et al.*, 2016), l'indice de la qualité du sol par position de pente (Pierce *et al.*, 1991), l'indice de la qualité du sol de Lima (Lima *et al.*, 2016) et l'indice de notation cumulé (INC) (Lal, 1994).

La compaction du sol peut jouer le rôle d'un facteur limitant dans sa productivité, puisque le rendement peut avoir une baisse de 10 à 30% (Tsague, 2005). C'est un phénomène lié à la masse volumique apparente du sol et ses causes sont toujours liés à la nature du travail du sol (Tsague, 2005). Un sol compacté veut dire que sa masse volumique apparente a augmenté. Donc l'espace poreux diminue, ce qui peut engendrer de sérieux problèmes pour le développement des racines des plantes (enracinement) et la non-disponibilité de l'eau et de l'oxygène. Ainsi pour évaluer la compaction du sol, Jones *et al.* (2003) ont développé l'indice de la compaction apparente (*Packing density—PD*) qui est fonction linéaire de la masse volumique apparente et la teneur en argile. Il faut noter que la biodiversité du sol inclut la diversité microbienne et la diversité de la faune du sol (Orgiazzi *et al.*, 2016). L'estimation de la biomasse microbienne du sol se fait selon plusieurs méthodes, par exemple, la fumigation-extraction au chloroforme (Vance *et al.*, 1987) et la fumigation-incubation au chloroforme (Jenkinson *et al.*, 1976). Ces méthodes sont basées sur la théorie de Jenkinson (1965), qui stipule que la quantité de CO₂ libérée par fumigation est proportionnel à la taille de la biomasse microbienne. L'indicateur de la diversité de la faune du sol est la répartition des principaux groupes de macrofaune (vers de terre, fourmis, termites, araignées, mille-pattes, isopodes, larves de mouches, blattes, larves de mites et de papillons, sauterelles, gastéropodes et coléoptères). Le nombre de groupes de macrofaune est converti en un indicateur sur une échelle entre 0 et 1 (Orgiazzi *et al.*, 2016).

Comme pour la qualité de l'eau, le sol est sous le risque d'être contaminé par plusieurs éléments liés aux activités anthropiques (urbaines, industrielles et agronomiques) comme les pesticides et les métaux. Ici, nous nous concentrerons sur l'évaluation de la contamination du sol par les pesticides. L'indice de contamination du sol par les pesticides se calcule à l'aide de deux indicateurs (Barão *et al.*, 2017) : l'indicateur de la persistance et du mouvement des pesticides dans le sol (PMPS) et l'indicateur de l'exposition environnementale du sol aux pesticides (EESP). Ces indicateurs se déterminent à partir de deux types d'informations : la demi-vie des pesticides et le potentiel de déplacement vers les eaux souterraines.

Un autre problème majeur de la qualité des sols est la salinisation, surtout pour les bassins versants de type agricole. La salinisation a un effet négatif direct sur l'activité agricole puisqu'elle réduit le rendement des cultures agricoles et diminue la variété et le choix des plantes à cultiver (Gouvernement du Canada, 2021). La méthode utilisée dans l'application ISQAPER est très intéressante (Barão et al., 2017) puisqu'elle est basée sur les seuils de salinité des cultures déterminés par Hanson *et al.* (2006) et indirectement liée à la conductivité électrique de l'eau. Il s'agit d'une méthode très simple et bien établie qui prend en considération l'intention des agriculteurs à choisir des cultures spécifiques, puisque cet indice permet de classer le risque de salinisation pour chaque culture. Les niveaux de risque de salinisation (faible, modéré, élevé) sont évalués selon les valeurs de la conductivité électrique et les types de cultures.

L'indice de la qualité des sols basé sur la méthode de la structure d'évaluation de la qualité des sols – SEQs ou *Soil Management Assessment Framework – SMAF* (Andrews *et al.*, 2004) est le plus utilisé. Son calcul repose sur quatre étapes : (i) définition de l'objectif de l'étude, (ii) sélection du nombre minimal de paramètres (minimum data set - MDS) qui représentent bien les fonctions du sol, (iii) calcul des indicateurs et (iv) intégration des indicateurs dans un score qui représente la valeur de l'IQS. La proposition du MDS se fait sur la base d'une série de « règles de décision » qui sont liées essentiellement aux objectifs de gestion, aux fonctions du sol associées et aux critères spécifiques liés au site tels que la région, les types de culture ou les rotations appliquées et le travail du sol (Andrews *et al.*, 2004). Le choix des paramètres à inclure dans le calcul de l'IQS repose sur la détermination de l'objectif global de l'étude (maximisation de la productivité, recyclage des déchets ou protection de l'environnement) qui sont liés à six fonctions du sol (habitat et biodiversité, filtration et la capacité tampon, cycle des nutriments, support et stabilité physique, résilience et résistance et les relations avec l'eau). Ainsi pour chaque paramètre, il y a une seule combinaison de l'objectif de l'évaluation, les fonctions du sol et des critères additionnels qui doit être satisfaite pour inclure le paramètre dans le groupe minimal de données. L'ensemble de la base de données contient trois objectifs, six fonctions du sol et 81 paramètres donnant naissance à 169 règles. L'utilisateur a la liberté de choisir entre quatre à huit paramètres parmi ceux qui ont été proposés par le programme ou utiliser d'autres paramètres, à raison d'au moins un paramètre pour chaque fonction.

La phase d'interprétation consiste à la standardisation des données de l'ensemble des paramètres utilisés à l'aide des courbes caractéristiques pour avoir des scores adimensionnels (0 à 1) qui vont être utilisés pour le calcul de l'IQS dans la phase d'intégration. Chaque courbe de scores est construite à l'aide d'un algorithme ou d'une équation donnée pour chaque paramètre, c'est-à-dire il s'agit d'une relation entre la valeur empirique mesurée du paramètre et les scores affectés. Ces courbes sont construites à l'aide de la

littérature ou la collaboration des experts et ont été construites à l'aide du programme Curve.Expert v 1.3 selon trois modes qui décrivent la relation entre le paramètre et les fonctions écosystémiques. Les facteurs de contrôle les plus importants ont été déterminés pour chaque paramètre à l'aide de la littérature, permettant de construire les algorithmes et les équations de calcul des indicateurs (<http://soilquality.org/>). Ainsi l'étape d'intégration consiste à calculer l'indice de la qualité du sol à l'aide de l'ensemble des indicateurs calculés à l'étape précédente, et la valeur de l'IQS est égale à la moyenne des indicateurs.

Comme pour la qualité des sédiments, l'indice de la qualité des sols (SoQI) est une adaptation de l'indice de la qualité des eaux du CCME développé pour évaluer la qualité des sols. Il s'agit d'un indice qui donne une marge ouverte aux usagers à l'adapter au site étudié selon leurs connaissances et leurs données. Il est souple du côté type et nombre de paramètres à utiliser ainsi que pour la période et les caractéristiques du site à étudier.

2.D.3. Discussion

Étant donné la grande complexité de la composante sol du bassin versant ainsi que de la variabilité des paramètres physiques, il n'existe pas une méthode universelle d'évaluation de la qualité du sol (Glover *et al.*, 2000). Donc l'utilisateur définit d'abord l'objectif de son application pour savoir laquelle des méthodes proposées est la plus adéquate. Il existe plusieurs indices qui permettent l'évaluation de la qualité des sols qu'on a pu rassembler dans cette revue de littérature, l'utilisateur peut en sélectionner un ou plusieurs pour satisfaire ses besoins et pour bien cerner sa problématique.

L'IQS SMAF représente l'indice ayant été le plus utilisé par rapport aux autres recensés. Il a été appliqué dans plusieurs régions de l'Amérique du Nord, comme le Nord-Ouest du Pacifique, la Géorgie, la Californie et l'Iowa (Andrews *et al.*, 2004), le centre-Nord de l'Iowa (Karlen *et al.*, 2008), le Colorado (Zobeck *et al.*, 2008), le Texas (Zobeck *et al.*, 2007), et le Missouri (Veum *et al.*, 2015). Il a été également appliqué dans d'autres pays à travers le monde comme en Afrique du Sud (Swanepoel *et al.*, 2015), en Espagne (Imaz *et al.*, 2010), en Éthiopie (Erkossa *et al.*, 2007), au Népal (Kalu *et al.*, 2015) et en Turquie (Budak *et al.*, 2018). L'outil SMAF a été proposé par Andrews *et al.* (2004) et il repose essentiellement sur la sélection du MDS, sur la standardisation des paramètres et sur leur intégration. Le SMAF propose à l'utilisateur un nombre de paramètres sur la base d'une série de règles liées essentiellement aux objectifs de gestion, aux fonctions du sol associées et aux critères spécifiques liés au site telles que la région, les types de culture ou rotations appliquées et le travail du sol. Par la suite l'utilisateur a la liberté de choisir entre quatre à

huit paramètres parmi ceux qui ont été proposés ou d'utiliser d'autres paramètres, à raison d'au moins un paramètre de chaque fonction. La valeur de l'IQS est la moyenne des valeurs des indicateurs tirés des courbes caractéristiques des paramètres.

Basée sur la moyenne arithmétique et sur le calcul du risque de dix menaces de la qualité du sol (érosion du sol par l'eau, érosion du sol par le vent, compaction du sol, salinisation du sol, diminution de la matière organique, épuisement des éléments nutritifs, acidification, contamination par les métaux, contamination par les pesticides et diminution de la biodiversité du sol), l'application iSQAPP (<https://www.isqaper-project.eu/>) se veut un outil très intéressant à utiliser pour évaluer la qualité des sols. C'est une combinaison entre plusieurs facteurs permettant de générer une liste des paramètres qui nécessitent une attention particulière. C'est une méthode rapide et pratique d'évaluation de la qualité du sol et des menaces qui peuvent causer sa dégradation. Cette méthode permet de donner une bonne estimation des valeurs puisqu'elle a subi des évaluations sur toutes les étapes de calcul.

L'indice de la qualité des sols du CCME reste une autre alternative très simple à calculer et une méthode de vérification des résultats. Malgré qu'il s'agisse d'un indice qui n'a pas été beaucoup utilisé pour évaluer la qualité des sols, sa bonne réputation pour évaluer la qualité de l'eau nous permet de lui donner une grande importance et de l'utiliser comme une méthode de vérification des calculs.

Ainsi nous proposons pour évaluer la qualité des sols du bassin versant du ruisseau aux Castors ***l'IQS SMAF et les résultats de l'application iSQAPP. Pour vérification des résultats, nous proposons le calcul de l'indice SoQI du CCME.***

2.E. Hydrogéomorphologie

2.E.1. Définition

La description morphologique des cours d'eau existe depuis 1899. En se basant sur le stade relatif de maturation (temps), Davis (1899) a classé les cours d'eau en trois catégories : jeune, mature et vieux. Le terme hydromorphologie a été introduit par la Directive-Cadre Européenne (DCE) sur l'eau de l'UE (Directive 2000/60/CE du Parlement Européen, 2000) et il fait référence à l'étude et à l'évaluation des modifications du régime d'écoulement, du transport des sédiments et de la morphologie fluviale ainsi qu'à la continuité latérale du chenal (Rinaldi *et al.*, 2016). Ainsi la dynamique fluviale est la base qui permet de décrire l'évolution de la rivière, c'est donc elle qui permet de décrire au mieux son fonctionnement et ses états écologique et environnemental (Ollero *et al.*, 2007).

L'hydrogéomorphologie est avant tout une science interdisciplinaire qui fait intervenir les bases de l'hydrologie et de la géomorphologie. Il s'agit de l'étude des formes et des processus dynamiques pour comprendre les phénomènes de perturbation des cours d'eau, notamment l'érosion des berges, l'incision du chenal, l'inondation et les phénomènes d'embâcle de bois et de glace (Demers *et al.*, 2014). Au Québec, l'étude faite par Demers *et al.* (2014) explicite l'application de l'expérience française dans l'utilisation de l'hydrogéomorphologie comme méthode alternative à la modélisation hydraulique pour la cartographie des zones inondables. Cette méthode prend notamment en considération l'impact des processus glaciaires. Ainsi, pour comprendre les processus et les formes des rivières et évaluer la qualité hydrogéomorphologique, trois types d'informations (Sear *et al.*, 2008) sont requis :

- La morphologie de la rivière qui peut être présentée sur plusieurs échelles (bassin versant, chenal fluvial, plaine inondable).
- Les éléments associés à la géomorphologie (sédiments, végétation et la géologie).
- Les processus du fonctionnement du système fluvial (débits liquides, érosion du cours d'eau et de ses berges, transport des sédiments).

De cela, il découle la nécessité de différencier les termes géomorphologie, hydromorphologie et hydrogéomorphologie. La géomorphologie se définit comme la science qui s'intéresse au développement des reliefs sur des échelles spatiotemporelles variables qui peuvent aller de la structure du lit de la rivière à tout un bassin versant et décrivent les variations régnant sur quelques minutes à une ère géologique de plusieurs millions d'années (Rowntree, 2013). L'hydromorphologie est une discipline dont l'objectif est l'étude de la morphologie des cours d'eau, spécifiquement l'évolution de leur continuité longitudinale et transversale et du tracé planimétrique (Actu Environnement, 2021). L'hydrogéomorphologie ou la géomorphologie fluviale est une branche de la géomorphologie qui étudie la complexité du comportement morphologique, des processus et des mécanismes de rétroactions des cours d'eau sur une échelle spatiale allant des sections transversales au bassin versant sur une très grande échelle temporelle (Newson *et al.*, 1998, Dollar, 2000).

2.E.2. Les indices relevés

Par définition, l'hydrogéomorphologie est basée sur trois disciplines très importantes dans les applications au domaine des sciences naturelles : la géologie, la physique et l'ingénierie hydraulique. Son objectif est l'étude des processus de production, de déplacement et de stockage des sédiments dans le paysage. La DCE 2000/60/CE exige que les États membres classent les cours d'eau en fonction de leur hydromorphologie afin de favoriser un état écologique élevé (poissons, macrophytes, invertébrés et

diatomées) et mettre en place les mesures d'atténuation nécessaires pour atteindre un bon état écologique (Murphy *et al.*, 2014). Au vu de son importance pour comprendre et pour expliquer la création et la dynamique de l'habitat physique et l'instabilité des cours d'eau (Sear *et al.*, 2008), plusieurs méthodes ont été développées pour évaluer les processus d'évolution des rivières et pour caractériser leurs formes, en utilisant des indicateurs qui permettent de faire un suivi et un examen des composantes hydrogéomorphologiques. La revue de littérature nous a permis de recenser 121 méthodes utilisées pour l'évaluation de la qualité hydrogéomorphologique dont les 21 méthodes principales sont présentées dans l'Annexe V. On définit par méthode, toute approche d'évaluation de la qualité hydrogéomorphologique qui incorpore dans son processus d'analyse un indice global de la qualité hydrogéomorphologique ou elle est basée simplement sur une démarche descriptive. Une étude comparative de différentes méthodes utilisées à travers le monde a été réalisée dans le cadre du projet REFORM - *REstoring rivers FOR effective catchment Mangement* (<https://www.reformrivers.eu/home>) qui visait la restauration des rivières pour une gestion efficace des bassins versants (Rinaldi *et al.*, 2015). Cette étude a été résumée par Belletti *et al.* (2015). Ces auteurs classent les différentes méthodes (121 méthodes entre 1983 et 2013) en quatre grandes catégories : (i) 73 évaluations de l'habitat physique (EHP) ; (ii) 15 évaluations de l'habitat riverain (EHR); (iii) 22 évaluations morphologiques (EM) et (vi) 11 évaluations de la variation du régime hydrologique (EVRH).

- Évaluation de l'habitat physique

La catégorie d'évaluation de l'habitat physique regroupe l'ensemble des méthodes dont l'objectif est l'étude, la caractérisation et la classification de l'ensemble des paramètres (attributs) de l'habitat physique. Basées sur des protocoles ou des approches bien définis, elles permettent de caractériser les habitats des cours d'eau et de la zone riveraine, comme l'indice de la faune des cours d'eau danois (*Danish stream fauna index—DSFI*) (DEPA, 1998, Skriver *et al.*, 2000) et l'indice qualitatif de l'évaluation de l'habitat (*Qualitative habitat evaluation index—QHEI*) (Rankin, 1989). Cette catégorie regroupe 73 méthodes développées à travers le monde, avec 24 méthodes développées aux États-Unis. Les évaluations de l'habitat physique sont basées sur des enquêtes terrain (99% de ces méthodes) (Belletti *et al.*, 2015). Cela étant, elles requièrent beaucoup de données pour une analyse spécifique d'un site, ce qui rend très difficile leur application à grande échelle.

Les méthodes d'évaluation de l'habitat physique génèrent des indices caractérisant la condition hydromorphologique (78%), mais elles intègrent cependant peu les processus fluviaux. Elles ont été

développées pour l'évaluation des petites rivières à un seul chenal à lit de sable ou de gravier, ce qui génère un problème au niveau de la terminologie pour la description des unités géomorphologiques en négligeant notamment la grande variété morphologique des lits de rivières, par exemple les lits en cascades (Belletti *et al.*, 2015). Ainsi, ces méthodes sont généralement utilisées à petite échelle, ce qui rend difficile l'analyse des processus hydromorphologiques. Ces méthodes d'évaluation de la qualité hydromorphologique peuvent donc être qualifiées de partielles.

- Évaluation de l'habitat riverain

Cette catégorie regroupe les méthodes qui évaluent l'état, la structure et la qualité des habitats de la zone riveraine. D'abord parce qu'il y'a une communication directe entre les cours d'eau et la bande riveraine, et que la structure de cette zone est le résultat de l'ensemble des processus hydromorphologiques. Cette catégorie inclut 15 méthodes, dont l'indice de la qualité de la bande riveraine du Québec, ainsi que l'Indice de la qualité de la zone riveraine développé en Espagne (*Riparian quality index—RQI*) (Gonzalez *et al.*, 2011). Ces méthodes sont l'extension des méthodes d'évaluation de l'habitat physique du chenal fluvial vers la zone riveraine en donnant une importance à la végétation riveraine. Elles s'intéressent moins aux processus fluviaux, mais la plupart donnent une valeur à un indice d'évaluation de la qualité de l'habitat riverain. Elles sont développées dans les pays où la structure riveraine est plus complexe comme, par exemple l'Espagne, où l'on retrouve des régimes d'écoulement instables (Belletti *et al.*, 2015).

Bien qu'elles permettent une évaluation de l'état écologique du site, ces méthodes demandent beaucoup de temps pour la collecte des données et elles sont basées sur des approches statiques qui ne prennent pas en considération les processus hydrologiques. Donc, en réalité la bande riveraine ne représente qu'une composante de l'évaluation générale de la qualité hydromorphologique et toutes ces méthodes ne peuvent en aucun cas la décrire d'une manière globale.

- Évaluation morphologique

Il s'agit des méthodes dont l'objectif est l'évaluation de l'état des rivières à l'échelle de tronçons homogènes. Ainsi, ce type d'évaluation se fait d'une manière plus large prenant en considération les différents types d'altérations des tronçons (chenal, berges et zone riveraine), leurs caractéristiques physiques et les ajustements géomorphologiques. Cette catégorie regroupe 22 méthodes, incluant l'indice de la qualité morphologique (Rinaldi *et al.*, 2013). Les méthodes de cette catégorie sont basées sur des approches géomorphologiques robustes qui se basent sur la collecte de données terrain, les outils de télédétection et les SIG. Elles s'intéressent principalement à l'évaluation des processus fluviaux (82%

de ces méthodes intègrent dans leur évaluation la stabilité des berges et les ajustements du chenal) en faisant la comparaison avec des conditions de références (Belletti *et al.*, 2015).

Les méthodes d'évaluation morphologiques utilisent une échelle spatiale géomorphologique significative sous forme de biefs dont les caractéristiques sont homogènes pour une évaluation détaillée de la qualité hydromorphologique sur une large échelle temporelle basée sur des données historiques couvrant jusqu'à cent ans.

Malgré les avantages qu'elles présentent, ces méthodes sont parfois basées sur la présence ou l'absence d'un élément sans ajouter une valeur quantitative permettant une évaluation concrète de l'effet de cet élément. On donne comme exemple la présence d'éléments artificiels qui peuvent altérer l'écoulement et la continuité des sédiments (Belletti *et al.*, 2015). C'est vrai que le point fort de ce type de méthodes est l'incorporation de la composante "ajustement temporel du chenal", mais celle-ci reste limitée par les outils utilisés ainsi que par les résolutions spatiale et temporelle des données d'entrée.

- Évaluation de la variation du régime hydrologique

Cette catégorie regroupe les méthodes dont l'objectif est l'évaluation du degré d'altération des conditions hydrologiques naturelles. Elle regroupe 11 méthodes, tel que le logiciel *Indicators of Hydrologic Alteration – IHA* développé aux États-Unis (The Nature Conservancy, 2009). Ce sont davantage des méthodes de modélisation des conditions du régime hydrologique qui ne requièrent pas des enquêtes sur le terrain puisqu'elles reposent sur le traitement de grandes bases de données de chroniques temporelles. Bien que la plupart de ces méthodes donnent une valeur caractérisant le changement du régime hydrologique, le calcul demande beaucoup de données. Puisque les données sont parfois indisponibles ou incomplètes, cette méthode apporte donc un certain lot d'incertitude. De plus, ces évaluations ne prennent en aucun cas le degré d'altération des eaux souterraines, ce qui les rend, au fond, incomplètes (Belletti *et al.*, 2015).

Tableau 5 : Avantages et inconvénients de l'application de l'indice de la qualité morphologique (IQM) (Rinaldi *et al.*, 2012, 2013, 2015)

	Avantages	Limites
IQM – Italie (Rinaldi <i>et al.</i> , 2012, 2013, 2015)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Mesure la déviation par rapport aux conditions non perturbées 2. Permet de mettre les premiers pas d'un plan stratégique sur les bases des actions prioritaires 3. Intègre 28 paramètres : processus, formes et bandes riveraines, 13 paramètres de fonctionnalité ; anthropisation, 12 paramètres d'artificialité ; 3 paramètres d'ajustements du chenal. 4. Décrit toutes les caractéristiques géomorphologiques des cours d'eau. 5. Applicable à toute masse d'eau fluviale (DCE) 6. Plusieurs indicateurs ont été beaucoup simplifiés (modes d'évaluation visuels) 7. Il présente deux outils importants (extensions) : IQMS et IQHM => ajout de la composante hydrologique : IQHM => évaluation des petits changements dans des conditions spatiotemporelles plus réduites : IQMS 8. Pas de période spécifique pour l'application de la méthode (il faut éviter les évènements de forts débits) 9. Fournit un cadre rationnel pour l'élaboration d'un plan d'intervention (restauration) et une stratégie de gestion 10. Applicable sur tout le territoire européen (couvre l'ensemble des conditions physiques et les types morphologiques de rivières) 11. Par manque de données ou pour éviter la subjectivité, l'indicateur demande à l'utilisateur d'avoir un degré de confiance (bas, moyen ou grand) s'il y a une confusion entre deux choix, et par là au lieu d'avoir une seule valeur de l'IQM, l'utilisateur peut en avoir plusieurs. 12. Applicable dans d'autres pays, toutefois une vérification des conditions physiques est nécessaire (unités physiographiques, conditions climatiques, etc.) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nécessite une bonne connaissance de la géomorphologie fluviale 2. Ne peut pas être appliqué peu de temps après une grande inondation (les effets de cet évènement peuvent fausser l'interprétation des formes et processus : inondation + période de retour > 10 – 20 ans). 3. Le temps nécessaire pour le calcul est très dépendant de la compétence, l'expertise de l'opérateur et de la disponibilité des données. 4. N'est pas appliqué aux masses d'eau des tronçons artificiels (zones urbaines), lacs, les réservoirs et les masses d'eau de transition (embouchure : processus de marée) 5. Ne peut pas être utilisé pour l'évaluation des petits changements de la qualité morphologique (action spécifique de gestion ou de restauration) => résolu (IQMS)

2.E.3. Discussion

L'évaluation de l'état (stabilité) de la géomorphologie fluviale implique la bonne compréhension des applications des relations sédimentologiques, hydrauliques et morphologiques. Ainsi, la dynamique fluviale est la clef déterminante de l'évolution de la rivière, c'est donc elle qui décrit mieux son fonctionnement, ses états écologique et environnemental (Ollero *et al.*, 2007).

L'étude comparative réalisée dans le cadre du projet REFORM classe les différentes méthodes utilisées d'une manière ou autre dans l'évaluation de la qualité hydromorphologique dans tous les pays à travers le monde. Soixante-deux pour cent de l'ensemble des méthodes évaluent seulement l'habitat physique, et celles-ci ont été considérées comme des évaluations globales de la qualité hydromorphologique avant l'élaboration de la DCE/2000/60/CE. L'analyse détaillée des composantes des quatre catégories et du degré de couvertures des caractéristiques générales des approches, les paramètres utilisés et les processus fluviaux ont démontré la robustesse des méthodes des évaluations morphologiques. Ces méthodes sont basées sur des approches géomorphologiques reposant sur la collecte de données terrain et les outils de télédétection et SIG. C'est la catégorie qui s'intéresse le plus à l'évaluation des processus fluviaux (82% stabilité des berges et ajustements du chenal) en se référant aux conditions de références. Elles utilisent des échelles spatiotemporelles appropriées, la plupart du temps une échelle spatiale géomorphologique significative sous forme de biefs dont les caractéristiques sont homogènes pour une évaluation détaillée de la qualité hydromorphologique sur une large échelle temporelle basée sur des données historiques qui peuvent couvrir jusqu'à 100 ans.

Parmi les 22 méthodes morphologiques recensées, cinq ont été couramment utilisées par les pays européens depuis la mise en œuvre de la DCE/2000/60/CE (Belletti *et al.*, 2015). Il s'agit de l'indice de la qualité morphologique (IQM) de l'Italie (Rinaldi *et al.*, 2013), des approches Syrah (Chandesris *et al.*, 2008, ONEMA, 2012) et Aurach-CE (Valette *et al.*, 2013) de la France, de l'approche MImAS de l'Écosse (UK Technical Advisory Group on the WFD, 2008) et la méthode HEM de la République tchèque (Langhammer, 2009).

En moyenne l'IQM présente le pourcentage le plus grand en matière de couverture des informations sur les caractéristiques de la méthode, les paramètres enregistrés et les processus fluviaux. Basé sur une approche de mesure de la déviation de l'état actuel par rapport aux conditions non perturbées, l'IQM fait intervenir dans son calcul 28 paramètres divisés en trois groupes : 13 paramètres évaluant les processus, formes et bandes riveraines; 12 paramètres pour l'anthropisation et 3 paramètres pour les ajustements. La méthode d'application de l'IQM est très simplifiée lorsque les données sont difficiles à obtenir, elle repose à ce moment-là sur une interprétation visuelle. L'évaluation à l'aide de l'IQM se fait par biefs dont les conditions géomorphologiques sont homogènes et sur une grande

échelle temporelle. Son extension IQHM vient ajouter la composante hydrologique afin de réaliser l'évaluation hydromorphologique. De l'autre côté, l'indice de la qualité morphologique pour la surveillance (IQMS) a été développé pour faire des évaluations qui ne peuvent pas être expliquées par l'IQM étant donné que ce dernier prend en considération des données historiques qui peuvent couvrir plus de 100 ans. L'IQMS s'intéresse aux évaluations des petits changements dans des conditions spatiotemporelles réduites, par exemple les inondations qui ne peuvent pas être expliquées par des données historiques, raison pour laquelle les trois paramètres de la composante "ajustement" de l'IQM ne sont pas inclus dans l'évaluation de l'IQMS.

L'IQM couvre l'ensemble des conditions physiques et les types morphologiques de rivières et présente plusieurs avantages (Tableau 5). Cela le rend éligible à être appliqué partout dans le monde, toutefois une vérification des conditions physiques est nécessaire comme les unités physiographiques et les conditions climatiques. C'est pour toutes ces raisons ***l'IQM est l'indice que nous recommandons pour évaluer la qualité hydromorphologique des rivières***; il est l'outil recommandé par REFORM (<https://reformrivers.eu/home.html>), car il est reconnu comme un outil simple et extrêmement utile pour caractériser les causes d'altération.

2.F. Santé des bassins versants

2.F.1. Définition

La définition la plus répandue d'un bassin versant est un territoire drainé par un cours d'eau et ses affluents. Toute l'eau drainée est acheminée vers le même point, l'exutoire. C'est à l'échelle du bassin que se déroulent les processus naturels de ruissèlement, d'infiltration, de stockage, d'évaporation et de drainage. Ainsi le bassin versant contient des lacs, des cours d'eau et des nappes phréatiques, et il constitue un habitat pour l'ensemble des êtres vivants. Tout changement lié aux activités humaines (agriculture, urbanisation, industrie) affecte directement la balance de l'eau du bassin. Le suivi, le contrôle, le maintien et le rétablissement de la santé des bassins versants sont les axes principaux d'une gestion intégrée des bassins versants, puisque le bassin constitue le cœur et l'unité d'analyse primordiale de la gestion des ressources en eau (Mirchi *et al.*, 2009, Hazbavi *et al.*, 2017). L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis définit un bassin versant sain comme un bassin versant dans lequel « la couverture terrestre naturelle soutient les processus dynamiques hydrologiques et géomorphologiques dans leur plage de variation naturelle; un habitat de taille et de connectivité suffisantes soutient les espèces aquatiques et riveraines indigènes et la qualité de l'eau soutient des

communautés biologiques saines » (US EPA, 2012, 2014). Ainsi, cette définition englobe six éléments pour une approche systématique de l'évaluation de la protection de l'environnement (Figure 7) :

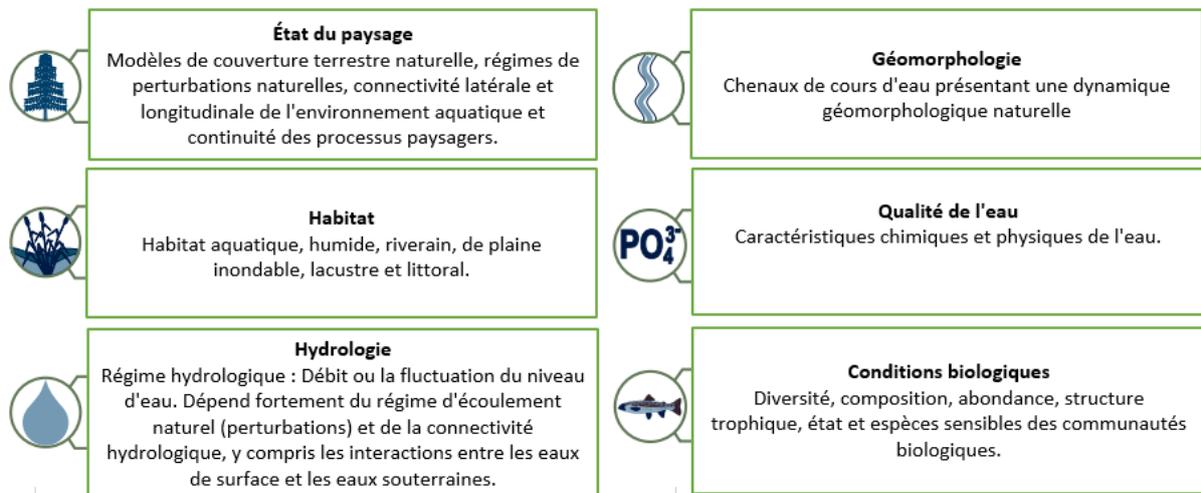


Figure 7 : Les composantes de l'évaluation de la santé des bassins versants, adaptée de (US EPA, 2012)

2.F.2. Les indices relevés

Plusieurs modèles ont été développés pour évaluer la santé des bassins versants à travers le monde, principalement au Chili, en Corée du Sud, aux États-Unis (Californie, Connecticut, Kansas, Minnesota, Oregon, Pennsylvanie et Virginia), en Iran et en Roumanie. Ces modèles ont été classés en cinq catégories (Annexe VI).

Catégorie 1 : Basé sur le modèle fiabilité-résilience-vulnérabilité (Iran)

Basé sur un modèle conceptuel qui intègre trois notions, soient la fiabilité, la résilience et la vulnérabilité. Il s'agit principalement d'une approche d'évaluation du risque qui a été développée par Hashimoto *et al.* (1982) pour évaluer, analyser et comprendre l'état, la pression et la réponse d'un système quelconque. Ce modèle a été largement utilisé; il fournit des alertes précoces des causes de la dégradation de l'environnement (Hazbavi *et al.*, 2017). L'indice de la santé des bassins versants développé pour le bassin versant Shazand en Iran par Hazbavi *et al.* (2017) n'implique dans l'évaluation que la composante hydrologique à travers les quatre indicateurs (l'indice standardisé des précipitations (SPI), un indice des bas et hauts débits (LFD et HFD) et la concentration des sédiments en suspension). Il ne prend pas en considération l'état du paysage, les conditions de l'habitat, la géomorphologie, la qualité des eaux et les conditions biologiques.

L'indice d'Hashimoto utilise un modèle conceptuel et une structure intégrative intéressante basée sur la moyenne géométrique. Mais puisqu'il est basé seulement sur la réponse hydrologique, cela ne le qualifie pas comme indice global d'évaluation de la santé des bassins versants. En plus, pour avoir une

analyse robuste, ce type de modèle est très demandant en matière de données, puisqu'il faut avoir une base de données continue sur plusieurs années.

Catégorie 2 : Basé sur le modèle pression-état-réponse (Iran)

Le calcul de l'indice de la santé des bassins versants est basé sur un modèle à trois indicateurs : (i) pression ; (ii) état et (iii) réponse. Ce modèle a été développé par l'Organisation de coopération et de développement économique (OECD, 1993). L'indicateur pression décrit l'ensemble des pressions naturelles et humaines sur le bassin versant, l'état décrit les conditions du bassin versant et la réponse est l'ensemble des mesures de gestion qui visent à remédier les effets des différents types de pression.

La sélection des critères d'évaluation de la santé du bassin versant se base essentiellement sur les liens de causalité entre les principaux facteurs de stress survenant dans le bassin versant et les éléments, les fonctions et les processus de sa structure. Dans l'étude de Hazbavi *et al.* (2020), 17 critères indépendants ont été sélectionnés sur la base des problèmes qui existent dans la zone, et qui reflètent les facteurs climatiques, anthropiques et hydrologiques. Cette application s'est concentrée sur l'état du paysage et sur l'hydrologie, en négligeant en grande partie les conditions biologiques, la qualité des eaux, la géomorphologie et les conditions de l'habitat. Cet indice peut être utilisé pour évaluer la santé de n'importe quel type de bassin versant, puisque les critères ne sont pas fixes, mais à déterminer par l'utilisateur. Toutefois, il s'agit d'un indice relatif, dont le défi majeur reste le choix des critères qui décrivent au mieux les problématiques du bassin versant et qui couvrent l'ensemble de ses composantes.

Catégorie 3 : les modèles d'intégrité des États-Unis (Californie, Connecticut, Kansas, Minnesota, Oregon, Pennsylvanie et Virginia)

Cette catégorie regroupe les sept modèles d'évaluation de la santé des bassins versants développés aux États-Unis. Le Tableau 6 présente les composantes de ces modèles, incluant la dernière version de VA WIM (Hazler *et al.*, 2018) qui remplace la version de 2007 (Ciminelli *et al.*, 2007).

Tableau 6 : Les composantes des différentes méthodes d'évaluation de la santé des bassins versants aux États-Unis (US EPA, 2012)

Composante de l'évaluation de la santé des bassins versants	VA	MN	OR	CA	PA	CT	KS
	WIM	WAT	WAM	WAM	ACC	LDW	LDWA
État du paysage	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Habitat		✓	✓	✓	✓		✓
Hydrologie	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Géomorphologie	✓	✓	✓	✓	✓		

Qualité de l'eau	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Conditions biologiques	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

VA WIM: Virginia Watershed Integrity Model
 MN WAT: Minnesota's Watershed Assessment Tool
 OR WAM: Oregon Watershed Assessment Manual
 CA WAM: California Watershed Assessment Manual
 PA ACC: Pennsylvania Aquatic Community Classification
 CT LDW: Connecticut Least Disturbed Watersheds
 KS LDWA: Kansas Least Disturbed Watersheds

Nous avons classé ces modèles en quatre groupes décrits ci-après. Le groupe 1 représente les indices de la santé des bassins versants basés sur le modèle de la Virginie (Hazler *et al.*, 2018) et celui du Minnesota (Minnesota Department of Natural Resources, 2021). Ces deux modèles intégratifs permettent de faire une modélisation de l'emplacement des priorités de conservation, de restauration et de gestion des bassins versants. Le modèle de la Virginie fait partie d'un plan d'infrastructure verte (pour plus d'information sur la modélisation de l'infrastructure verte, veuillez consulter le site Web du Département de la conservation et de récréation de la Virginie <https://www.dcr.virginia.gov/natural-heritage/vaconvision>) qui vise à délimiter l'emplacement des terres importantes pour l'intégrité des bassins versants afin de servir de guide aux autorités locales, aux consultants et aux promoteurs (Ciminelli et al., 2007). Il prend en considération cinq composantes d'évaluation de la santé des bassins versants (Tableau 6), il s'agit d'un modèle simple qui permet d'identifier les lignes directrices des activités de protection, d'établir des priorités (conservation, restauration et gestion) affectées à chaque type d'occupation du sol. Il permet de bâtir une vision sur l'orientation de la planification globale du territoire du bassin versant. En plus d'être un outil de communication pour informer les citoyens de l'importance de conserver les terres qui contribuent à la qualité de l'eau et à l'intégrité du bassin versant dans leur région (Ciminelli et al., 2007), c'est un guide de gestion des terres à travers la prise de décisions de la gestion des activités qui visent l'amélioration des ressources en eau. C'est un modèle transparent qui permet aux utilisateurs de produire des recommandations personnalisées, et dont le résultat est sous forme de trois types d'information, la priorité de conservation, la priorité de restauration et de la priorité de gestion, selon le niveau de la dégradation de la zone dans le bassin versant. L'utilisateur peut modifier les composantes du modèle selon ses objectifs et prendre la décision sur la façon de noter les données d'entrée et de combiner les sous composantes. Malgré les avantages du modèle de la Virginie, le modèle est limité par la résolution spatiale des données d'entrée et de sortie. Dans l'application faite par Hazler *et al.* (2018), la taille des pixels est de 30 mètres, ce qui peut être insuffisant pour une planification détaillée au niveau du bassin versant. La même démarche globale est appliquée dans le Système d'évaluation de la santé des bassins versants du Minnesota. Il intègre dix-neuf indicateurs décrivant les six composantes du bassin versant (Tableau 6). Il s'agit d'un modèle très intéressant basé sur une approche organisée, dont le calcul de l'indice se fait à l'aide de

la moyenne arithmétique. Une matrice d'affectation des scores à chaque indicateur a été bien définie, chaque score quantifiant le degré d'impact de l'indicateur (80-100 : moins impacté, 60-40 : modérément impacté et 0-20 fortement impacté, les classes 80-60 et 40-20 sont des classes intermédiaires).

Le groupe 2 regroupe le Guide d'évaluation des bassins versants de l'Oregon (Oregon Watershed Enhancement Board, 1999) et celui de la Californie (Shilling *et al.*, 2004). Il prend en considération l'ensemble des six composantes du bassin versant (Tableau 6). Il ne s'agit pas de modèles mathématiques intégratifs qui fournissent une valeur globale de la santé des bassins versants, mais plutôt de manuels d'utilisation qui fournissent des conseils d'évaluation en répondant aux besoins de planification et aux besoins techniques des acteurs clés de la gestion de l'eau dans le bassin. Le guide de l'Oregon est purement descriptif. Ses données de sorties sont des formulaires et matrices remplis par l'utilisateur pour décrire et caractériser les conditions hydrologiques et l'utilisation de l'eau, la structure d'utilisation des terres, les zones à risque d'érosion, la qualité de l'eau, les conditions biologiques et géomorphologiques. Le guide de la Californie est basé sur le même principe bien qu'il puisse aboutir à une valeur d'un indice intégratif de la santé des bassins versants, basée sur un processus itératif à plusieurs étapes consistant à la surveillance, l'évaluation, la planification, la mise en œuvre et l'évaluation de l'état du bassin versant.

Le groupe 3 regroupe la Méthode des bassins versants les moins perturbés du Kansas (Angelo *et al.*, 2010) et le Projet des Bassins Versants les Moins Perturbés du Connecticut (Bellucci *et al.*, 2009). Il vise à identifier les bassins versants les moins impactés par les facteurs de stress anthropiques. Le modèle du Connecticut est basé sur la modélisation des facteurs de stress associés au ruissellement des eaux pluviales sur les sols imperméables et à la dégradation écologique des macroinvertébrés en se basant sur la définition de Stoddard *et al.* (2006). Bien qu'il s'agisse d'un modèle intégrant les caractéristiques d'occupation du sol, l'hydrologie, les conditions de l'habitat, les conditions biologiques et la géomorphologie, l'étude initiale ne prend en considération que les bassins versants dont la superficie est supérieure à 1 mile², négligeant la moitié des bassins versants de l'État (Bellucci *et al.*, 2009). Le résultat du modèle développé pour le Kansas est un indice de perturbation anthropique basé sur une approche statistique intégrative qui commence par une analyse de la variabilité environnementale impliquant 13 indicateurs environnementaux (climatologie, pédologie et topographie). La valeur finale de l'indice de perturbation anthropique est la moyenne pondérée de 20 indicateurs reflétant toutes les composantes des bassins versants présentées au Tableau 6 à l'exception de la géomorphologie.

Le dernier groupe est celui du Projet de Classification des communautés aquatiques de Pennsylvanie (Walsh *et al.*, 2007). Bien que son objectif principal soit la stratification des types d'eaux courantes sur

la base de gradients biologiques, ce modèle prend en considération l'ensemble des composantes d'évaluation de la santé d'un bassin versant (Tableau 6). L'évaluation se fait en trois étapes selon une approche statistique (méthode multivariée et analyse par grappe) et descriptive des paramètres biologiques, de l'habitat, de la géomorphologie et l'état du paysage.

Bien que tous les modèles d'évaluation de l'état écologique des bassins versants des quatre groupes soient intéressants, les indices de la santé des bassins versants basés sur le modèle de la Virginie et celui du Minnesota sont les plus convaincants puisqu'ils présentent une bonne adéquation pour application sur les bassins versants agricoles. Ils donnent un score final permettant de classer les bassins versants en fonction de leur degré de perturbation. Il permet aussi d'établir un processus d'une démarche qui définit les lignes directrices des activités de protection, de classer les zones en fonction des priorités de conservation, de restauration et de gestion du territoire du bassin versant en fonction du type d'occupation du sol.

Catégorie 4 : intégré de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social), Corée du Sud

Cette catégorie permet le calcul d'un indice global en faisant intervenir la santé du bassin versant, sa vulnérabilité, ainsi que le contexte social et économique de la région. Basé sur une analyse donnant les lignes directrices pour la restauration, la gestion ou la protection du bassin versant, le *Integrated Watershed Health Index* (Ahn et al., 2016) est une approche très intéressante permettant l'évaluation de la résilience du bassin versant à partir de la moyenne de trois groupes de paramètres lui conférant un aspect tridimensionnel. Le modèle évalue la probabilité qu'un bassin versant se remette d'une situation d'altération, compte tenu de sa capacité écologique à retrouver ses fonctions (intégrité du bassin versant), de son exposition aux facteurs de stress (vulnérabilité) et du contexte social qui affecte les efforts visant à améliorer son état (US EPA, 2012). La fonction principale de ce modèle est l'établissement des priorités de restauration des bassins versants dégradés (Norton et al., 2009, Ahn et al., 2016).

Le diagramme à bulles tridimensionnel présenté à la Figure 8 illustre le mode d'intégration et d'interprétation des trois scores globaux dans le bassin versant du Maryland (Norton et al., 2009). Le potentiel de récupération du bassin versant est défini en fonction de l'interaction entre sa capacité

intégrée et les indicateurs des facteurs de stress. Ainsi, les scores sociaux sont représentés par les bulles en fonction de leurs tailles (plus élevé = meilleur).

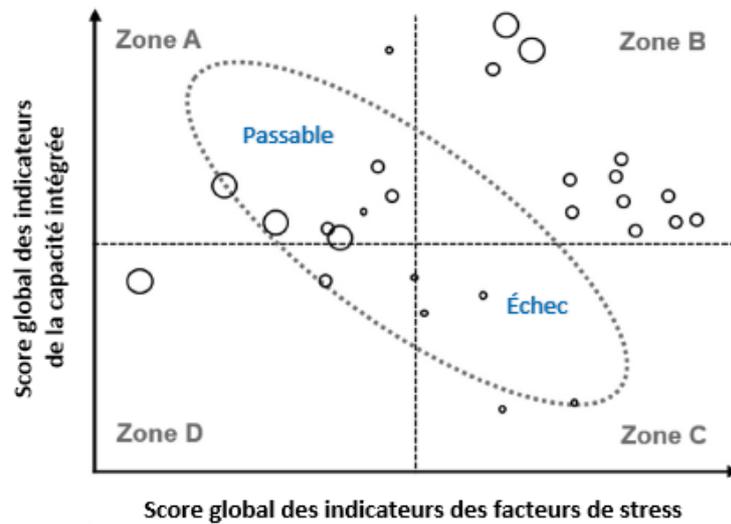


Figure 8 : Exemple d'évaluation de la résilience (Norton et al., 2009) adapté de Ahn et al. (2016)

La Figure 9 illustre la méthodologie d'attribution des priorités de gestion pour établir des priorités de protection et de restauration en utilisant les scores de santé et de vulnérabilité du bassin versant du fleuve Han (US EPA, 2012). Les axes verticaux sur les axes X (vulnérabilité) et Y (santé du bassin versant) représentent les scores médians, qui définissent quatre zones de priorités :

- Zone A : Les bassins versants sains à faible vulnérabilité.
- Zone B : Les bassins versants sains à forte vulnérabilité.
- Zone C : Les bassins versants dégradés à forte vulnérabilité.
- Zone D : Les bassins versants dégradés à faible vulnérabilité.

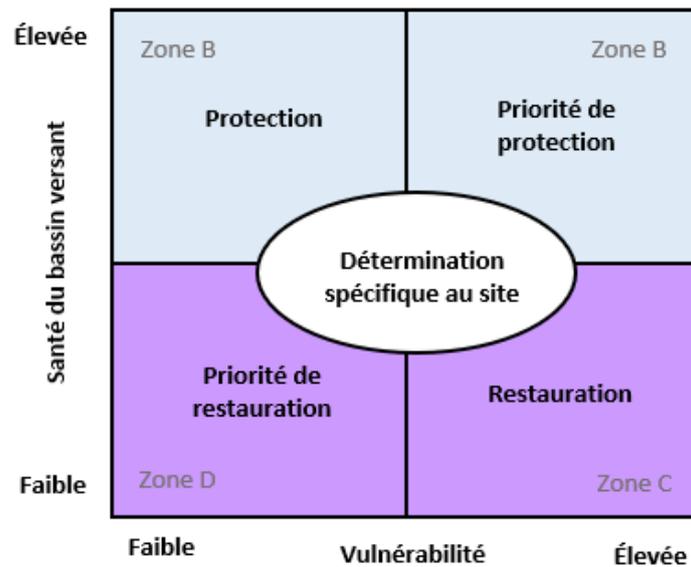


Figure 9 : Exemple de matrice des priorités de gestion pour établir les priorités de protection et de restauration en utilisant les scores de santé et de vulnérabilité des bassins versants (US EPA, 2012)

Distinguer l'impact des variables sociales de l'impact des caractéristiques du bassin versant est particulièrement utile, car les variables sociales déterminent souvent le succès de la restauration (Ahn et al., 2016). Le point fort de ce modèle est son aspect tridimensionnel, qui met en valeur la capacité écologique du bassin versant à se rétablir, en évaluant les impacts de son exposition aux facteurs de stress, ainsi que les efforts fournis pour améliorer son état à travers des paramètres socio-économiques. Ce modèle peut être adapté pour application sur n'importe quels bassins versants, toutefois le choix des indicateurs doit se faire de manière à prendre en considération les défis et les problèmes qui règnent au niveau de la zone d'application. Ainsi, il faut faire attention au calcul des indicateurs et à leur mode d'intégration. Par exemple, le calcul du score de la connectivité aquatique de l'indice d'intégrité de la santé des bassins versants calculés par Ahn et al. (2016) (nombre de réservoirs divisé par la longueur des cours d'eau) génère des scores avec unité (km^{-1}) qui se normalisent par la suite pour avoir une valeur entre 0 et 1.

Catégorie 5 : Durabilité des bassins versants, Roumanie

Basé sur le modèle Pression-État-Réponse développé par l'Organisation de coopération et de développement économique (OECD, 1993), l'indice de durabilité des bassins versants intègre quatre indicateurs : (i) indicateur hydrologique ; (ii) indicateur de pression environnemental ; (iii) indicateur de la qualité de vie et (iv) indicateur de politique-éducation. La structure de base de l'indice présente l'avantage de la facilité de compréhension de l'ensemble des indicateurs par un large éventail de publics non techniques. Aussi, ce genre de données est facilement accessible, et les indicateurs

reflètent adéquatement le changement et l'évolution de la gestion et les activités anthropiques dans le bassin versant selon les aspects environnementaux, sociaux et éducatifs.

L'indice de durabilité ne s'agit pas d'un indice instantané qui décrit la situation à l'état actuel, mais plutôt d'un indice évolutif bien que l'on puisse classer sa valeur selon trois catégories (faible, intermédiaire et élevée). En effet c'est l'évolution de la valeur de l'indice de durabilité des bassins versants sur plusieurs années - le calcul est répété par période de 5 à 10 ans - qui est particulièrement pertinente à analyser. Le point fort de l'indice de durabilité des bassins versants est le fait d'intégrer dans son calcul les aspects sociaux-politiques qui reflètent par exemple le nombre d'unités de santé, le nombre des stations d'épuration des eaux usées, le nombre d'écoles et le nombre des élèves et d'étudiants. L'objectif principal de la sélection des quatre indicateurs est la mesure du développement durable, mais en réalité il est loin de remplir cette fonction. Tout d'abord, l'évaluation de la qualité des eaux est basée uniquement la DBO5. L'indicateur de pression environnementale ne tient compte que de la variation de la superficie agricole et de la variation de la population urbaine, en négligeant en grande partie les conditions biologiques, les aspects géomorphologiques et l'habitat. Toutefois pour une évaluation plus complète de la santé du bassin versant, une révision des composantes des quatre indicateurs est nécessaire, en plus de l'ajout d'autres indicateurs permettant d'évaluer l'intégrité biologique et la qualité géomorphologique.

Catégorie 6 : Vulnérabilité des bassins versants, Chili

Cette catégorie est basée sur une fonction additive pondérée pour évaluer les effets de 15 facteurs de stress anthropiques et naturels regroupés en trois indicateurs : (i) facteurs de stress anthropiques ; (ii) fragilité environnementale et (iii) perturbation naturelle. Pour le bassin versant du fleuve Andalién au Chili, des enquêtes auprès de 42 experts ont permis de fixer les facteurs de pondération selon la méthode Delphi. La valeur de l'indice de vulnérabilité des bassins versants définit quatre niveaux de vulnérabilité (très faible, faible, moyenne et élevée) qui permettent de classer les bassins versants selon la priorité d'intervention et la nature des mesures de restauration, d'atténuation et de gestion environnementale nécessaires. Il s'agit d'un modèle adaptatif qui prend en considération plusieurs facteurs de stress en accord avec les caractéristiques intrinsèques du bassin versant et leurs impacts cumulatifs sur le système fluvial. Toutefois dans l'application faite par Arriagada *et al.* (2019), ils n'ont pris en considération que les facteurs de stress de la dégradation de la santé de l'écosystème. En plus, le bassin versant du fleuve Andalién, pour lequel l'indice a été développé, ne contient pas de barrages. Pour son application sur d'autres bassins versants, il sera nécessaire de prendre en considération l'effet d'autres facteurs de stress anthropiques et naturels tels que les barrages, les réservoirs de prélèvement et de prise d'eau, les activités d'élevage ou d'exploitation minière, la présence d'espèces

envahissantes, le stress hydrique dû aux sécheresses et les éruptions volcaniques (Arriagada *et al.*, 2019). Aussi, il faudra intégrer les facteurs de stress responsables de la dégradation de la santé des écosystèmes.

Catégorie 7 : Basé sur un processus de réseau analytique (Analytical network process - ANP) et sur la logique floue (Fuzzy logic), Iran

Cette catégorie inclut l'indice de la santé des bassins versants développé pour le bassin versant de Khoy en Iran (Alilou *et al.*, 2019). Il évalue les interactions entre 32 facteurs géo-environnementaux regroupés en quatre indicateurs : (i) la vulnérabilité climatique; (ii) les paramètres d'érosion et la géologie; (iii) les caractéristiques morphométriques; et (iv) les paramètres de la qualité des eaux. Il s'agit d'une évaluation multicritère intégrée par une fonction additive pondérée. Les facteurs de pondération sont déterminés à l'aide d'un processus de réseau analytique, considéré comme l'approche la plus appropriée parmi les méthodes multicritères comme le processus de hiérarchie analytique (*Analytical Hierarchy Process – AHP*) parce qu'elle tient compte de l'interrelation entre les critères et les sous-critères (Lin *et al.*, 2009, Kucukaltan *et al.*, 2016). Pour résoudre le problème de rupture naturelle (Chang et Lin, 2014), la théorie de la logique floue est appliquée. Malgré les avantages de ce modèle, on peut considérer qu'il est incomplet puisque les critères choisis négligent les conditions biologiques et les conditions de l'habitat. On note également que l'étude à la base de l'indice ne s'est concentrée que sur l'évaluation de la qualité des eaux due aux sources non ponctuelles, en négligeant la pollution due aux sources ponctuelles (Álvarez *et al.*, 2017, Ferreira *et al.*, 2017, Sanches Fernandes *et al.*, 2018, Alilou *et al.*, 2019).

2.F.3. Discussion

La revue de littérature nous a permis de classer l'ensemble de ces modèles en sept catégories selon la structure de base de l'indice ou selon les affinités des méthodes en générale. Les remarques ci-dessous ont été enregistrées :

- De manière générale, aucune des méthodes ne prend en considération l'évaluation de la qualité des sols. La qualité du sol est une composante importante à intégrer dans le calcul de la santé d'un bassin versant surtout dans le contexte d'un bassin de type agricole comme le Ruisseau au Castor.
- Aucune méthode n'intègre dans son calcul la qualité des sédiments, sauf le Guide d'évaluation des bassins versants de l'Oregon qui n'est pas un modèle mathématique intégratif qui fournit un indice de la santé des bassins versants, mais un manuel d'utilisateur qui fournit des conseils d'évaluation.
- Le modèle de la durabilité des bassins versants est très intéressant, mais il est dans son état primitif; il reste à être développé par l'utilisateur en prenant en considération plus d'indicateurs qui couvrent les caractéristiques de toutes les composantes du bassin versant.

- Pour avoir une analyse robuste basée sur le modèle fiabilité-résilience-vulnérabilité il faut être disposé d'une longue base de données continue qui s'étale sur plusieurs années.
- Le modèle d'intégrité de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social) est le modèle idéal pour avoir une évaluation générale d'un bassin versant qui évalue sa résilience (intégrité du bassin), l'impact des facteurs de stress anthropiques et naturels et le contexte social qui représente les efforts visant l'amélioration de son état.

Suite à ces remarques et à l'ensemble des raisons discutées, le modèle d'intégrité de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social) développé sur le bassin versant du fleuve Han en Corée du Sud est le modèle idéal pour avoir une évaluation complète de la santé des bassins versants. Toutefois, une révision des indicateurs utilisés est nécessaire pour choisir les paramètres qui décrivent mieux les caractéristiques du bassin versant d'application.

2.G. Calcul de l'Indice de la qualité morphologique et de l'Indice de la qualité des eaux du CCME

Cette section présente l'application de deux indices qui ont été élues comme les indices les plus pertinents pour l'évaluation de la qualité hydromorphologique (indice de la qualité morphologique) et de la qualité de l'eau (indice de la qualité des eaux du CCME) sur le bassin versant du ruisseau au Castor. Le calcul de ces deux indices parmi tous ceux qui ont été recommandés a été imposé par la non disponibilité des données.

2.G.1. Calcul de l'indice de la qualité morphologique :

Cet indice fait partie de l'approche d'évaluation, d'analyse et de surveillance hydromorphologique des cours d'eau *IDRAIM* (*Stream hydromorphological evaluation, analysis, and monitoring system*), développée par l'Institut supérieur pour la protection et la recherche en environnement en Italie (Rinaldi et al., 2013). Il s'agit principalement d'un outil de mesure de la déviation par rapport aux conditions non perturbées. C'est un indice exhaustif faisant intervenir 28 critères classés dans trois catégories : processus, formes et bandes riveraines (fonctionnalité) 13, anthropisation (artificialité) 12 et ajustements 3. Ainsi ces critères décrivent toutes les caractéristiques géomorphologiques des cours d'eau. Malgré la description détaillée de chaque composante, il devient parfois difficile de répondre à tous ces paramètres, d'où la nécessité d'une bonne connaissance de la géomorphologie fluviale. Le principe de calcul consiste à remplir des matrices (formulaire) correspondant aux trois catégories précitées. La valeur de l'IQM est la division du cumul des scores par la somme des valeurs maximales. Bien qu'il ne s'agisse pas d'un indicateur donnant une vision claire pour la restauration des rivières, il demeure un outil important qui permet de mettre les premières bases des actions prioritaires à entreprendre dans le cadre de la mise en place d'un plan stratégique.

Paramètres et segmentation

Des étapes primordiales précédant le calcul de l'indice de la qualité morphologique visent la segmentation des cours d'eau en biefs homogènes (unité spatiale élémentaire de l'évaluation) n'ayant pas un changement significatif de la configuration de la vallée, de la pente du canal, du débit et de la charge sédimentaire (Rinaldi *et al.*, 2015).

La définition du cadre physiographique a été faite à l'aide des cartes d'élévation numérique et du type de sol (Figure 10). Le bassin en général est de type plat avec une concentration d'élévation à l'Est. Le sol le plus dominant est de type loam sableux, avec une concentration du loam argileux au Sud-Est.

La segmentation en biefs homogènes demande l'application de certains outils : (i) orthophotos numériques de l'année 2020 disponibles sur le site web Données Québec (<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/geomont-orthophoto-2020>) ; (ii) modèle numérique de terrain (MNT : Lidar avec une résolution de 1 m) ; (iii) carte de dépôts des sédiments (<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/depots-de-surface>), photos aériennes historiques (des années 1964, 1979, 2006, 2009 et 2014 avec une échelle généralement de 1 :15 000) obtenues à partir de l'application Info-Sols (<http://www.info-sols.ca>). La phase de segmentation a été réalisée avec le logiciel SIG (ArcGIS 10.8) et en prenant en considération les images disponibles sur Google Earth (1985-2018).

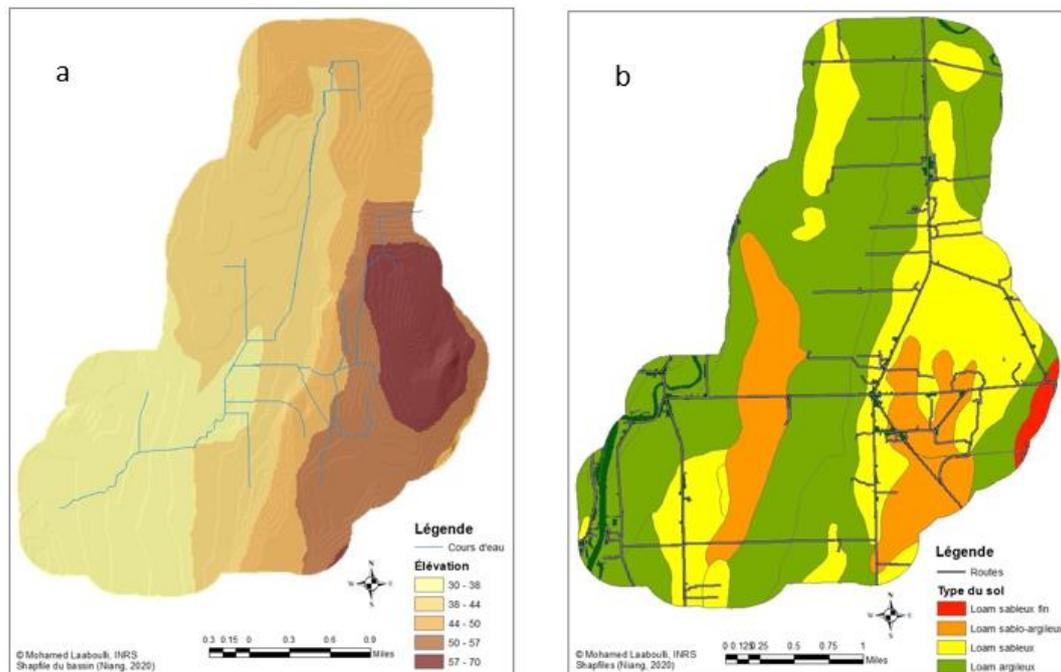


Figure 10 : Cartes d'élévation du Ruisseau Au Castor (a), type du sol (b)

La définition des typologies de confinement est une étape très importante dans la phase du précalcul, qui repose sur le calcul de l'indice de confinement et le degré de confinement. Cette étape a été réalisée selon le processus décrit à la Figure 11.

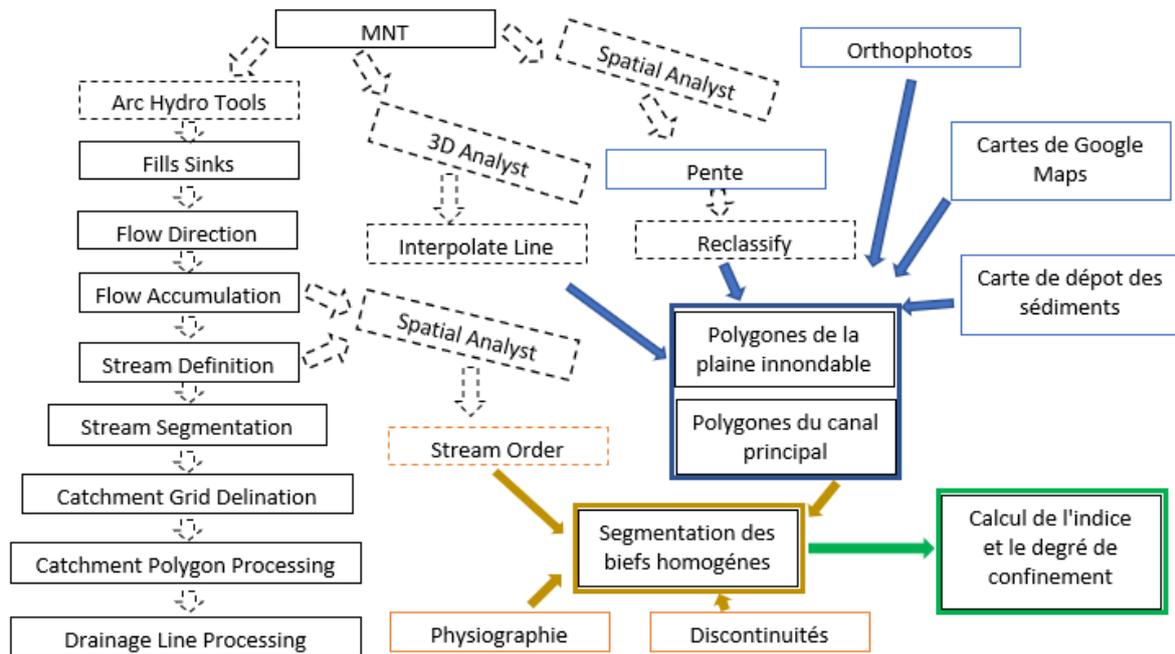


Figure 11 : Processus de calcul de l'indice et le degré de confinement

La définition du réseau hydrographique a été réalisée avec l'outil Arc Hydro Tools (ESRI®) en fixant un seuil de 1500 à la carte d'accumulation de drainage. L'identification du canal principal et de la plaine alluviale a été faite par photo-interprétation (Figure 12) à l'aide de la pente extraite du MNT et des orthophotos pour les cours d'eau d'ordre 4, 3 et 2. Cette étape représente la phase la plus difficile du processus de calcul de l'IQM pour deux raisons. Premièrement, le calcul est fait sur un bassin versant de petite taille (13 km²) ce qui rend difficile l'identification des composantes hydrographiques. Deuxièmement, il s'agit d'un bassin versant à forte activité agricole qui a connu un changement de l'aspect morphologique à grande échelle.

La segmentation a été réalisée de manière à respecter la méthode décrite par Rinaldi *et al.* (2015), en prenant en considération le réseau hydrographique validé, la discontinuité hydrologique, les changements physiographiques et les caractéristiques de la bande riveraine (Figure 12).

On rappelle que le degré de confinement est égal au pourcentage des berges qui ne sont pas en contact direct avec la plaine alluviale, mais plutôt avec le talus ou d'anciennes terrasses, ainsi que la longueur totale des deux berges (Brierley *et al.*, 2004, Rinaldi *et al.*, 2015). Une moyenne des valeurs a été générée pour chaque segment donnant la valeur du degré de confinement. L'indice de confinement a été calculé de la même manière; il s'agit du rapport entre la largeur de la plaine alluviale et la largeur

du canal actif (Rinaldi *et al.*, 2015). Les classes de confinement ont été définies par la suite selon la catégorisation faite par Rinaldi *et al.* (2012).

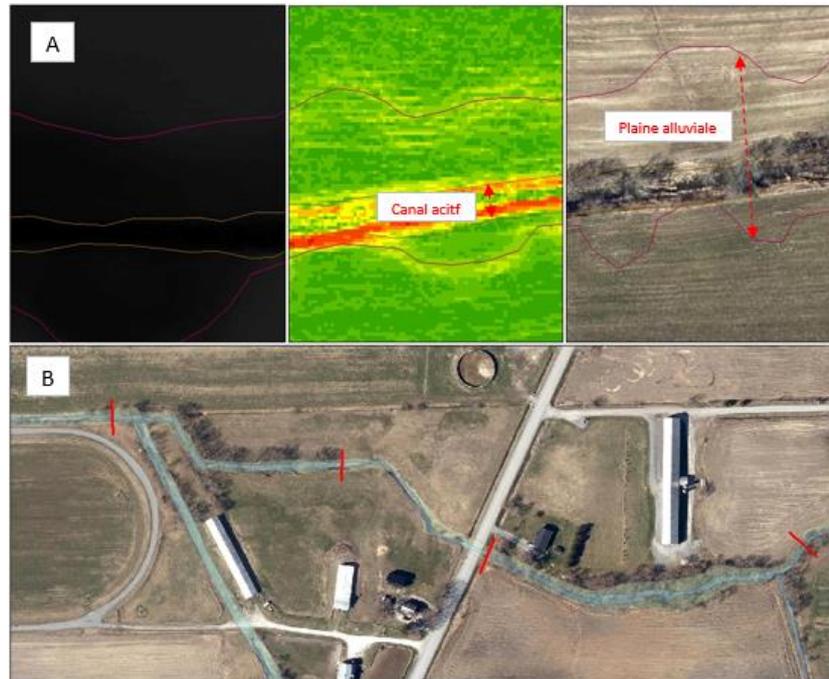


Figure 12 : Photo-interprétation, calcul des indices de confinement (A), segmentation (B)

Évaluation

L'évaluation a été faite pour chaque bief sur la base des orthophotos de l'année 2020. Il s'agit de 16 cours d'eau d'ordre 2, de 7 cours d'eau d'ordre 3, et de 1 cours d'eau d'ordre 4. Les 28 indicateurs n'ont pas été évalués en totalité pour l'ensemble des biefs identifiés à cause de la qualité et de la résolution des images et du MNT ou par manque d'information. Il s'agit principalement des indicateurs qui évaluent les caractéristiques du lit du cours d'eau ((F10) structure du lit du chenal ; (A9) structure de stabilisation du lit) ou qui sont liés à certaines activités de la gestion du bassin comme (A10) élimination des sédiments ; (A11) élimination et déplacement du bois ; (A12) gestion de la végétation). L'évaluation de chaque bief dépend de sa classe de confinement (non confiné ou partiellement confiné, et confiné) puisque chaque classe a un nombre défini d'indicateurs. Un score est affecté à chaque indicateur, entre 0 et 6 pour la fonctionnalité et entre 0 et 12 pour l'artificialité et pour

l'ajustement. La valeur finale de l'IQM (Éq 26)) varie entre 0 et 1, plus la valeur s'approche de 0 plus les conditions d'altération s'intensifient.

$$IQM = 1 - Stot/Smax \quad (\text{Éq 26})$$

Où *Stot* est la somme totale des scores des indicateurs évalués et *Smax* est la somme maximale des scores.

2.G.2. Calcul de l'indice de la qualité de l'eau

L'IQE développé par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2001a) est basé sur une approche tridimensionnelle qui repose sur le calcul de trois facteurs (étendue, fréquence et amplitude). D'après les études sur l'ensemble des indices utilisés dans les provinces canadiennes, l'IQE de la Colombie-Britannique est celui qui a servi de base pour développer un IQE national qui est celui du CCME. De manière générale, l'IQE du CCME donne une grande liberté à l'utilisateur dans la sélection des paramètres et des objectifs, toutefois la littérature recommande d'utiliser un minimum de quatre paramètres échantillonnés quatre fois par an. Ils sont intégrés à la valeur de l'indice à leur état brut, c'est-à-dire sans standardisation ou normalisation. Ainsi, il s'agit d'un indice simple à utiliser qui donne une importance égale à tous ses paramètres et qui repose tel qu'annoncé en entrée de jeu sur le calcul de trois facteurs, à savoir l'étendue, la fréquence et l'amplitude. Le premier facteur (F_1) représente l'étendue et correspond au nombre de paramètres non conformes aux critères de la qualité de l'eau. Le deuxième (F_2) représente la fréquence et correspond au nombre de fois pour lesquelles les tests ne sont pas conformes aux critères de la qualité de l'eau. Le troisième (F_3) représente l'amplitude et correspond à l'écart entre les valeurs non conformes et les critères de la qualité de l'eau. Ces facteurs sont calculés à l'aide des équations Éq 19, Éq 20 et Éq 21, et la valeur de l'IQE à l'aide de l'équation Éq 25.

Pour notre étude, le calcul de l'IQE du CCME a été basé sur quatre paramètres : le phosphore total, la matière en suspension, les nitrates et le calcium (pour les années 2001 à 2011 et 2019-2022). Pour vérification de l'importance du choix des paramètres, l'IQE du CCME a été calculé pour l'année 2019-2020 à l'aide de sept paramètres dont les quatre précités font partie en plus du sodium, de la conductivité électrique et de l'azote ammoniacal. L'utilisation de ces paramètres a été imposé par la non disponibilité des données (annexe VII et VIII).

2.G.3. Résultat de calcul de l'IQM et l'IQE du CCME

La segmentation a permis d'identifier au total 32 biefs, avec 4 biefs d'ordre 1, 12 biefs d'ordre 3 et 16 biefs pour l'ordre 2. Neuf paramètres ont été enregistrés pour chaque segment, il s'agit de l'ordre du cours d'eau, longueur, de la largeur de la plaine alluviale, de la largeur du canal actif, de l'élévation

moyenne, de la pente moyenne du canal et de la zone de drainage (Tableau 7, Tableau 8, Tableau 9). La longueur moyenne des biefs d'ordre 4 est de 803,00 m, alors qu'elle est de 640,89 m pour ceux d'ordre 3 et 701,28 m pour les biefs d'ordre 2. La valeur moyenne de la zone de drainage est de 11,27 km² pour l'ordre 4, de 2,02 km² pour l'ordre 3 et de 0,38 km² pour l'ordre 2. L'indice de confinement est lié directement à l'ordre du cours d'eau, avec une valeur moyenne de 4,58, de 1,57 et de 1,26 pour les cours d'eau d'ordre 4, 3 et 2 successivement. Cela on le constate bien d'après la Figure 13 qui montre une bonne proportionnalité entre la zone de drainage et l'indice de confinement ($R^2 = 0,83$). Une proportionnalité inverse est entre le degré de confinement et la zone de drainage ($R^2 = 0,46$), avec une valeur moyenne de 0,85, de 0,94 et de 0,96 pour les cours d'eau d'ordre 4, 3 et 2 successivement.

Tableau 7 : Caractéristiques des cours d'eau de 4ème ordre

Nom du cours d'eau	Ordre	Longueur (m)	Largeur moyenne		Élévation moyenne (m)	Degré de confinement	Indice de confinement	Pente moyenne du canal (%)	Zone de drainage (km ²)
			Plaine alluviale (m)	Canal active (m)					
RC1	4	281,87	83,50	13,89	30,42	0,71	6,04	0,000	13,32
RC2	4	1669,13	62,90	11,36	31,78	0,89	5,54	0,003	12,83
RC3	4	374,62	30,33	8,09	35,78	0,90	3,88	0,003	9,89
RC4	4	886,36	22,39	7,87	36,31	0,90	2,84	0,001	9,04
Moyenne	-	803,00	49,78	10,30	33,57	0,85	4,58	0,002	11,27

Tableau 8 : Caractéristiques des cours d'eau de 3ème ordre

Nom du cours d'eau	Ordre	Longueur (m)	Largeur moyenne		Élévation moyenne (m)	Degré de confinement	Indice de confinement	Pente moyenne du canal (%)	Zone de drainage (km ²)
			Plaine alluviale (m)	Canal active (m)					
RC5	3	80,29	9,80	3,50	32,88	0,94	2,79	0,003	1,59
RC6	3	599,18	5,67	4,30	34,58	0,99	1,33	0,000	1,57
RC7	3	370,50	7,32	4,70	34,37	0,86	1,56	0,008	0,65
RC8	3	796,94	5,63	4,17	37,73	0,96	1,37	0,003	0,85
RC9	3	256,76	10,24	7,76	36,88	0,98	1,32	0,004	0,32
RC10	3	349,06	5,33	5,14	37,36	0,99	1,04	0,004	0,24
RC11	3	720,09	6,56	4,80	41,70	0,99	1,38	0,004	2,73
RC12	3	184,60	8,33	5,67	40,49	0,89	1,48	0,014	2,73
RC13	3	133,00	6,08	4,10	41,93	0,96	1,46	0,030	2,73
RC14	3	246,42	18,00	7,50	47,58	0,89	2,35	0,018	2,45
RC15	3	286,32	6,50	4,50	49,80	0,98	1,44	0,005	2,18
RC16	3	3667,54	8,05	6,07	39,15	0,89	1,34	0,001	6,20
Moyenne	-	640,89	8,13	5,18	39,54	0,94	1,57	0,008	2,02

Tableau 9 : Caractéristiques des cours d'eau de 2ème ordre

Nom du cours d'eau	Ordre	Longueur (m)	Largeur moyenne		Élévation moyenne (m)	Degré de confinement	Indice de confinement	Pente moyenne du canal (%)	Zone de drainage (km ²)
			Plaine alluviale (m)	Canal active (m)					
RC17	2	138,45	4,07	3,58	34,07	0,96	1,15	0,010	0,14
RC18	2	755,89	5,70	4,18	34,78	0,99	1,38	0,004	0,55
RC19	2	150,60	3,67	2,63	34,63	0,90	1,40	0,010	0,50
RC20	2	373,77	6,25	5,08	35,17	0,97	1,24	0,001	0,19
RC21	2	281,98	5,13	4,13	41,03	0,99	1,27	0,012	0,31
RC22	2	486,27	6,02	4,67	39,96	0,91	1,29	0,010	0,13
RC23	2	108,81	4,40	3,52	37,85	0,90	1,27	0,001	0,29
RC24	2	610,85	6,54	5,58	40,88	0,99	1,19	0,013	0,10
RC25	2	1601,71	5,81	5,10	46,97	0,93	1,15	0,007	0,40
RC26	2	1729,78	4,86	3,71	51,14	0,99	1,33	0,003	0,79
RC27	2	1021,84	6,53	5,77	51,06	0,99	1,13	0,002	0,20
RC28	2	1366,07	5,54	4,60	53,24	0,99	1,21	0,004	0,46
RC29	2	455,05	5,77	4,57	38,67	0,95	1,28	0,007	0,59
RC30	2	987,84	6,46	5,17	42,70	0,99	1,29	0,002	0,70
RC31	2	553,84	3,42	2,46	42,50	0,99	1,39	0,006	0,17
RC32	2	597,73	6,64	5,70	42,80	0,99	1,18	0,002	0,61
RC32	-	701,28	5,43	4,40	41,72	0,96	1,26	0,006	0,38

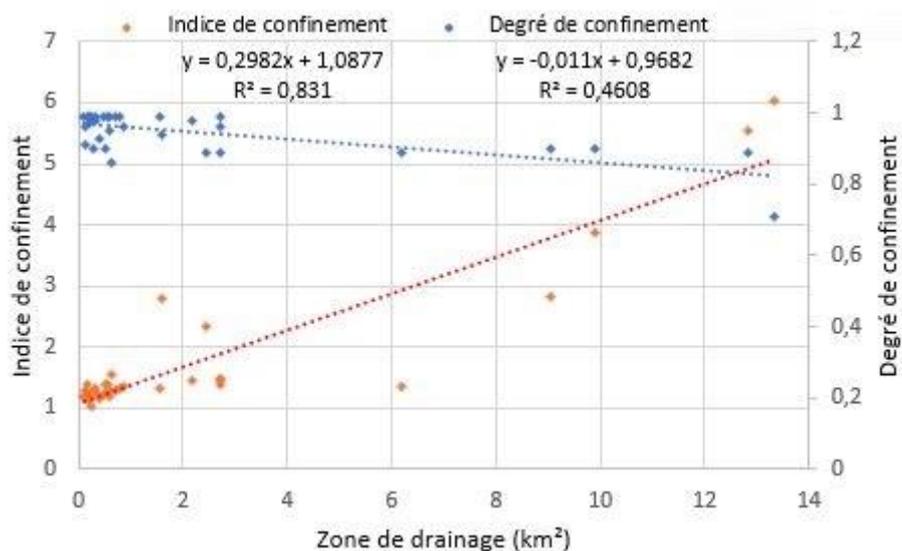


Figure 13 : Relation entre zone de drainage et indice et degré de confinement

L'évaluation de l'IQM a été réalisée pour chaque bief en remplissant la matrice d'évaluation IQM en respectant la classe de confinement et les résultats de l'IQM sont présentés sur le Tableau 10. Le cours d'eau d'ordre 4 présente 12% de sa longueur de bonne qualité, 8% de qualité modérée et 80% de mauvaise qualité. Les cours d'eau d'ordre 3 présentent 4% de la longueur totale des segments de

bonne qualité, 6% de qualité modérée et 90% de mauvaise qualité. Les cours d'eau d'ordre 2 présentent 1% de la longueur totale des segments de qualité modérée, 85% de mauvaise qualité et 14% de très mauvaise qualité. Les résultats des classes de qualité morphologiques ont été résumés sur la Figure 14.

Les résultats globaux montrent que 3% seulement des cours d'eau du bassin versant sont en bonne qualité, 4% de qualité modérée, 86% de mauvaise qualité et 7% de très mauvaise qualité. La Figure 15 montre la relation entre les résultats de l'IQM et l'ordre des cours d'eau. La médiane de l'ordre 4 est la plus grande (0,59), suivie de celle du 3^e ordre (0,49), et elle est de 0,46 pour le 2^e ordre.

Tableau 10 : Résultats de calcul de l'indice de la qualité morphologique

Nom du cours d'eau	RC1	RC2	RC3	RC4	RC5	RC6	RC7	RC8
Ordre	4	4	4	4	3	3	3	3
Confinement	Non Confiné	Non confiné	Part. C.	Part. C.	Part. C.	Confiné	Part. C.	Confiné
IQM	0,68	0,47	0,83	0,49	0,75	0,47	0,48	0,49
Qualité	Modérée	Mauvaise	Bonne	Mauvaise	Bonne	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise
Nom du cours d'eau	RC9	RC10	RC11	RC12	RC13	RC14	RC15	RC16
Ordre	3	3	3	3	3	3	3	3
Confinement	Non Confiné	Non confiné	Part. C.	Part. C.	Part. C.	Confiné	Part. C.	Confiné
IQM	0,70	0,45	0,42	0,67	0,50	0,72	0,46	0,39
Qualité	Modérée	Mauvaise	Mauvaise	Modérée	Mauvaise	Bonne	Mauvaise	Mauvaise
Nom du cours d'eau	RC17	RC18	RC19	RC20	RC21	RC22	RC23	RC24
Ordre	2	2	2	2	2	2	2	2
Confinement	Non Confiné	Non confiné	Part. C.	Part. C.	Part. C.	Confiné	Part. C.	Confiné
IQM	0,36	0,36	0,39	0,37	0,46	0,46	0,51	0,5
Qualité	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Modérée	Mauvaise
Nom du cours d'eau	RC25	RC26	RC27	RC28	RC29	RC30	RC31	RC32
Ordre	2	2	2	2	2	2	2	2
Confinement	Non Confiné	Non confiné	Part. C.	Part. C.	Part. C.	Confiné	Part. C.	Confiné
IQM	0,27	0,41	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,43
Qualité	T. mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise

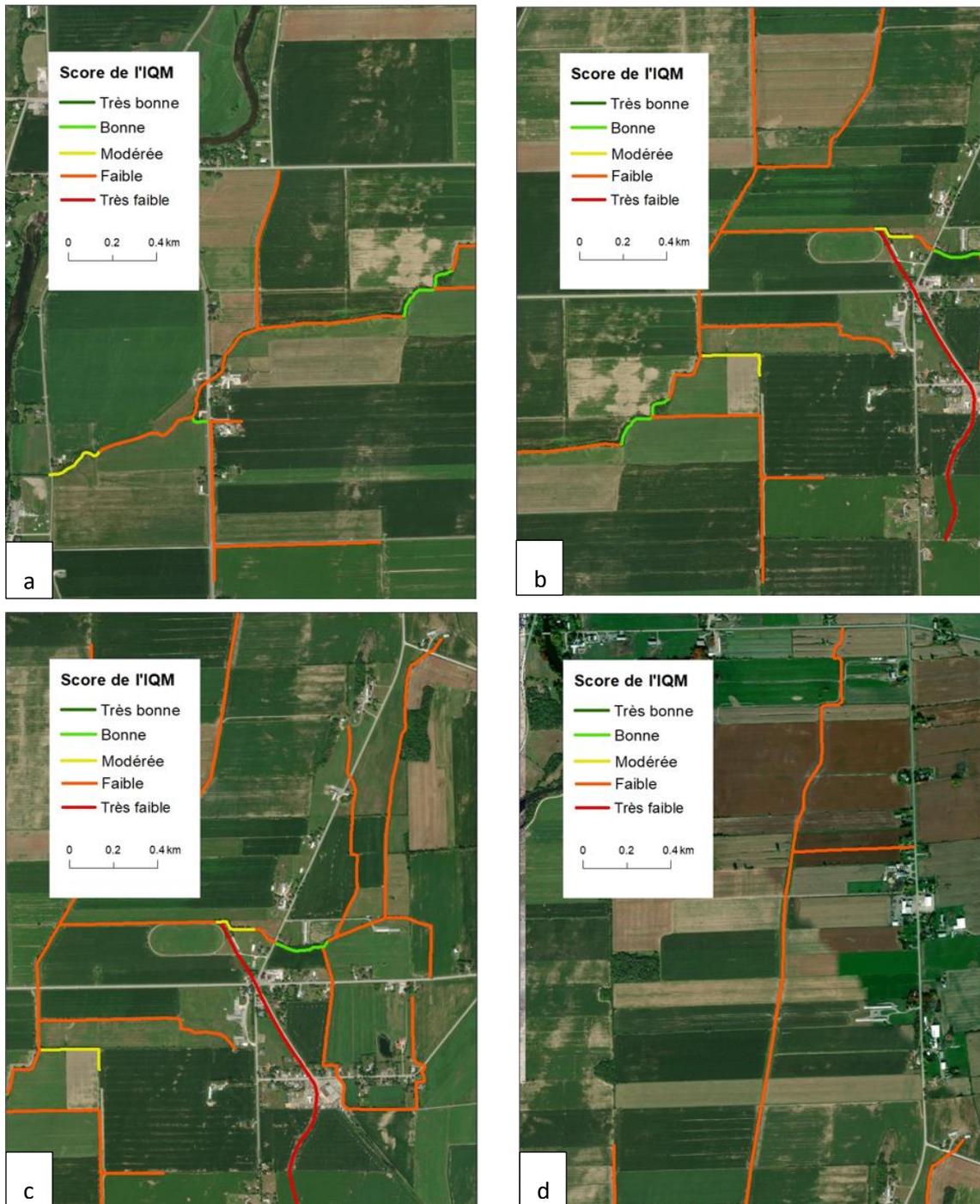


Figure 14 : Résultats de l'évaluation de l'indice de la qualité morphologique (a) portion aval du bassin près de l'exutoire; (b) et (c) partie centrale du bassin; (d) portion amont (nord) du bassin



Figure 15 : Relation entre les résultats de l'indice de la qualité morphologique et l'ordre des cours d'eau

Tableau 11 : Résultats du calcul de l'IQE du CCME

Année	Nombre de tests	F1	F2	F3	IQE CCME	Niveau de la qualité
2001 ^a	12	50,00	50,00	87,98	34,83	Faible
2002 ^a	48	50,00	47,92	85,81	47,54	Médiocre
2003 ^a	48	50,00	39,85	75,27	43,04	Faible
2004 ^a	48	50,00	41,67	85,05	38,16	Faible
2005 ^a	48	50,00	39,58	65,79	47,10	Médiocre
2006 ^a	48	50,00	39,58	61,73	48,76	Médiocre
2007 ^a	48	50,00	39,58	67,27	46,48	Médiocre
2008 ^a	48	50,00	41,67	60,87	48,55	Médiocre
2009 ^a	48	50,00	43,75	77,52	41,05	Faible
2010 ^a	48	50,00	41,67	62,22	48,01	Médiocre
2011 ^a	24	50,00	33,33	47,94	55,62	Médiocre
2019-2020 ^a	44	50,00	25,00	49,14	57,03	Médiocre
2019-2020 ^b	77	28,57	15,58	35,59	72,15	Moyenne

a : calcul avec quatre paramètres
b : calcul avec sept paramètres

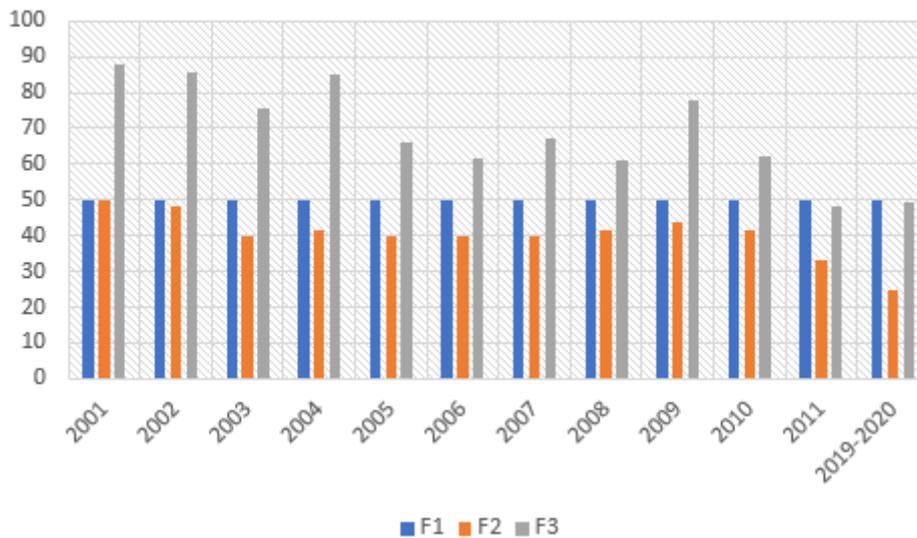


Figure 16 : Évolution des trois composantes de l'IQE : F1, F2 et F3

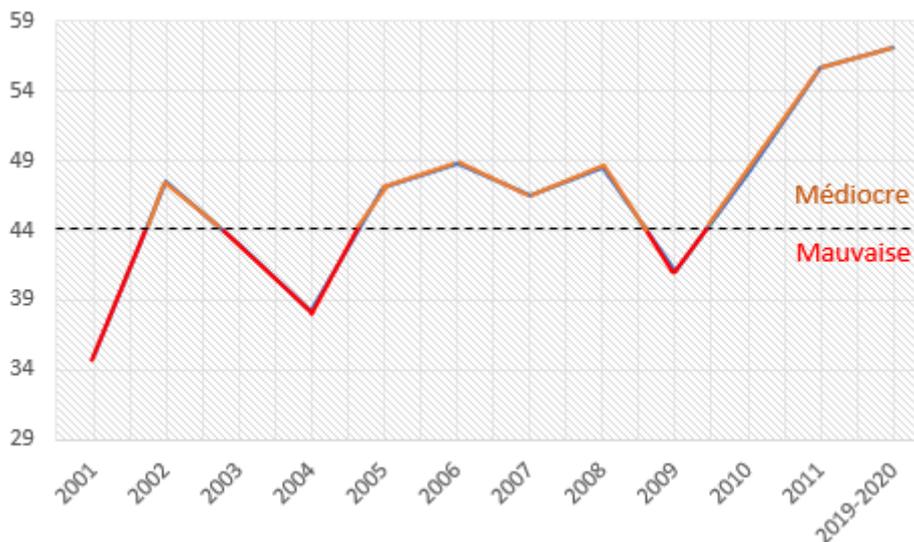


Figure 17 : Évolution de la valeur de l'IQE entre 2001 et 2020

Le Tableau 11, les Figure 16 et Figure 17 présentent les résultats de calcul de l'indice de la qualité des eaux du CCME. Les valeurs de l'IQE sont entre 34,83 et 57,03 avec une évolution alternée de la qualité de l'eau entre mauvaise et médiocre. La fréquence et l'amplitude étaient les composantes décisives dans le calcul de l'indice global, tandis que la valeur de F1 (étendue) n'a pas d'effet sur l'évolution de la valeur de l'IQE puisque pour toutes les années deux paramètres sur quatre sont non conformes : le phosphore total et la matière en suspension. Le calcul de l'IQE pour l'année 2019- 2020 avec sept paramètres a montré l'importance du bon choix des paramètres puisque la qualité de l'eau a passé de médiocre (4 paramètres) à une qualité moyenne sur la même période.

Plusieurs difficultés ont été rencontrées lors du calcul de l'IQE et l'IQM. Les identifications du canal principal et de la plaine inondable étaient les phases les plus difficiles pour plusieurs raisons. Premièrement, l'évaluation a été faite sur un bassin versant de petite taille (13 km²) et l'interprétation globale (analyse spatiale) de tout le réseau hydrographique s'est avérée non réalisable étant donné la qualité et la résolution des images et du MNT. Deuxièmement, l'absence d'une base de données de l'ensemble des interventions réalisées au niveau du bassin (élimination des sédiments, élimination et déplacement du bois, gestion de la végétation) a représenté la principale contrainte lors de l'évaluation de l'IQM, ce qui ne nous a pas permis d'évaluer tous les indicateurs des matrices de l'indice.

En ce qui concerne la santé fonctionnelle (Tableau 1), le calcul de l'IQM a montré que 86% des cours d'eau sont en mauvaise qualité et 7% en très mauvaise qualité. Ces résultats de calcul de l'IQM concordent avec les remarques et conclusions de l'étude réalisée par Lemay *et al.* (2021) pour déterminer le statut écologique de 118 tronçons de cours d'eau au Québec et dans le sud de l'Ontario (dont 97 en zone agricole). Dans certains tronçons du bassin du ruisseau au Castor, les valeurs de l'IQM ont atteint des valeurs élevées (jusqu'à 0,83) malgré qu'il s'agit d'un bassin très dégradé à cause de l'intensification des activités agricoles. Ces tronçons sont en bonne qualité et ils représentent 3% des cours d'eau du bassin. Des résultats similaires ont été obtenus dans le cas du bassin versant de la Petite Rivière Pot-au-Beurre au Québec (Lemay *et al.*, 2021). Pour certains tronçons de ce bassin versant, des valeurs élevées de l'IQM ont été enregistrées (jusqu'à 0,81) malgré l'état dégradé du bassin versant (agricole). Ces tronçons ont gardé leur forme sinueuse où règne la stabilité biologique et physicochimique et où les processus fluviaux peuvent pleinement fonctionner (Lemay *et al.*, 2021). Pour l'amélioration de la qualité de l'eau (Tableau 1), la valeur de l'IQE du CCME a passé de 34,83 (mauvaise) à 75,03 (médiocre) sur 18 ans. Malgré cela, le phosphore total et la matière en suspension restent les paramètres non conformes du facteur "étendue". On rappelle que la sélection des paramètres a été imposée par la non-disponibilité des données, or cette étape est très importante dans le calcul de l'IQE. On note que certaines études mettent l'accent sur la nécessité de la sélection des métaux dans les évaluations de la qualité de l'eau, tel que l'étude menée par (Lumb *et al.*, 2006) sur le bassin versant du fleuve Mackenzie. L'étendue est restée un facteur passif dans le calcul de l'IQE puisque sa valeur n'a pas changé (Figure 16), et cela dépend étroitement de l'objectif d'utilisation de l'eau. Dans le cas du bassin du ruisseau au Castor, le calcul a été fait pour utilisation générale de l'eau. En comparaison avec l'étude réalisée par Farzadkia *et al.* (2015) pour évaluation de la qualité de l'eau potable à l'aide de l'IQE du CCME, l'amplitude est le facteur passif dans le calcul, tandis que l'étendue et la fréquence étaient les facteurs décisifs des valeurs de l'IQE. En guise de conclusion, l'ensemble de

ces résultats peuvent initier la mise en place d'un plan stratégique de pratiques de gestion bénéfique visant l'amélioration de la santé environnementale du bassin versant du ruisseau au Castor.

CONCLUSION

L'évaluation de la santé des bassins versants est un outil de communication et d'éducation très important pour informer les citoyens de l'importance de conserver les terres qui contribuent à la qualité de l'eau et à l'intégrité du bassin dans leur région. Cette information est importante, non seulement pour des raisons écologiques, mais aussi pour des raisons de santé publique (Ciminelli et al., 2007). L'objectif de notre étude consiste à identifier les indices permettant de caractériser les qualités des eaux courantes, du sol et des sédiments ainsi que la qualité hydrogéomorphologique d'un réseau hydrographique et enfin la qualité d'un bassin versant, puis selon les données disponibles appliquer les indices choisis à un bassin pilote.

Tout d'abords le développement d'un indice de qualité d'une composante du bassin versant se fait selon cinq étapes, qui commence par la définition de l'objectif d'application, la sélection des paramètres, la transformation, l'agrégation et enfin par l'interprétation. La revue de littérature nous a permis de sélectionner les indices les plus pertinents pour chaque composante ainsi que pour évaluer la santé d'un bassin versant dans son intégralité :

- L'IQE du CCME et l'ISQE pour évaluer la qualité de l'eau;
- L'indice de pollution (PI) de Nemerow (1991) pour évaluer la qualité des sédiments et le SeQI du CCME pour confirmer les résultats;
- L'IQS SMAF pour évaluer la qualité des sols, et le SoQI du CCME pour vérification des résultats
- L'IQM pour évaluer la qualité hydromorphologique des rivières; et
- Le modèle d'intégré de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social) développé sur le bassin versant du fleuve Han en Corée du Sud est le modèle idéal pour avoir une évaluation complète de la santé des bassins versants

Selon la disponibilité des données, deux indices ont été calculés parmi ceux qui ont été proposés : l'indice de la qualité morphologique et l'indice de la qualité des eaux du CCME. Le calcul a été réalisé sur le bassin versant du ruisseau au Castor, un affluent de la rivière Aux Brochets. Les résultats obtenus concordent avec l'état du bassin versant dégradé sous l'effet de l'intensification des activités agricoles. Les valeurs de l'IQE varient entre 34,83 et 57,03 avec une évolution alternée de la qualité de l'eau entre mauvaise et médiocre, tandis que le calcul de l'IQM a révélé que 3% seulement des cours d'eau du bassin versant sont en bonne qualité alors que 86% sont de mauvaise qualité.

Plusieurs modèles ont été développés à travers le monde pour évaluer les facteurs de stress anthropiques et naturels sur l'intégrité des bassins versants. L'US EPA (2012) a défini ses composantes à prendre en considération pour une évaluation globale de l'intégrité d'un bassin versant : (i)

l'hydrologie ; (ii) les conditions biologiques ; (iii) l'habitat ; (iv) la géomorphologie ; (v) la qualité des eaux et (vi) l'état du paysage. Il reste à l'utilisateur de choisir les indicateurs qui décrivent le mieux les conditions du bassin versant. De manière générale, les indicateurs d'évaluation des bassins versants doivent être (Habitat Conservation Trust Fund, 2003, Chaves et Alipaz, 2006) :

- **Disponibles** : l'accessibilité aux données descriptives des indicateurs est un critère essentiel pour le choix des indicateurs, raison pour laquelle ces données doivent couvrir l'ensemble du bassin versant et doivent être mises à la disposition du public.
- **Compréhensibles** : les indicateurs doivent être décrits de manière à ce qu'ils soient facilement compris même par de publics non techniques.
- **Crédibles** : la définition des indicateurs doit être basée sur des données et des informations valides et fiables.
- **Pertinents** : Les indicateurs doivent refléter l'évolution des paramètres à l'échelle spatiotemporelle de la gestion et les activités dans le bassin versant.
- **Intégratifs** : les indicateurs doivent démontrer des liens entre les aspects environnementaux, sociaux et économiques de la durabilité.

La revue de littérature nous a permis de sélectionner les indices à prendre en considération dans le processus de développement d'un indice intégré d'un bassin versant, tout en prenant en considération l'aspect agricole du bassin du Ruisseau au Castor. Cela n'a couvert que quatre composantes : (i) eau ; (ii) sédiments ; (iii) sol et (iv) hydrogéomorphologie. Toutefois, afin de former un indice intégrateur de la santé d'un bassin versant de type agricole, il faut garder en mémoire la vision schématique du bassin qui a été proposée à la Figure 2 ainsi que les différentes composantes du bassin illustrées à la Figure 18.

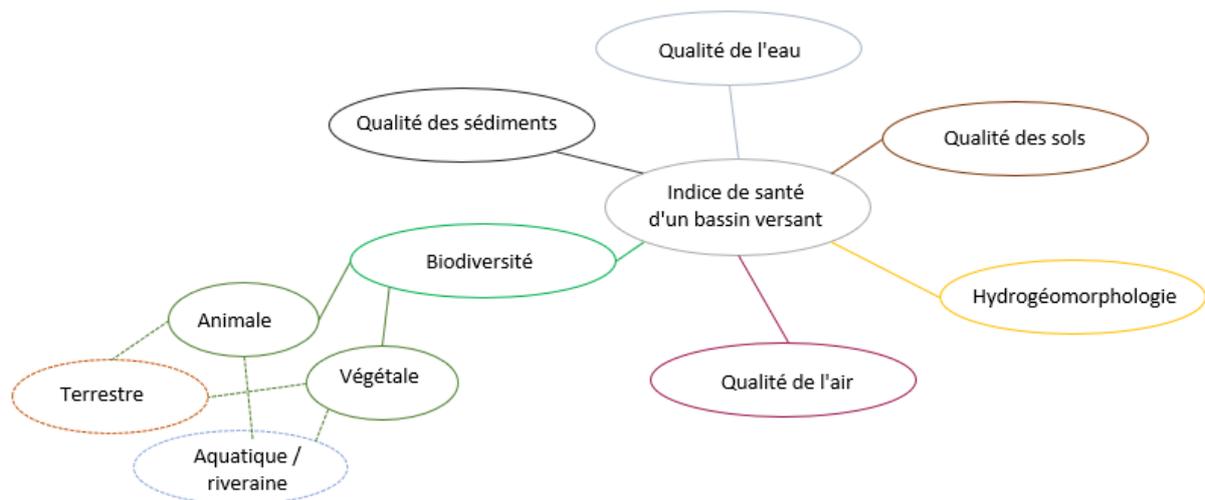


Figure 18 : Décomposition d'un bassin versant selon les composantes majeures qui permettent d'en évaluer la santé

RECOMMANDATION

Trois grands axes d'amélioration résument les impacts escomptés à long terme pour la santé des écosystèmes aquatique et terrestre (Tableau 1) selon : (i) la qualité de l'eau ; (ii) la qualité de l'habitat ; et (iii) la santé fonctionnelle. L'analyse comparative des différents indices de qualité recensés dans la revue de littérature nous permet de faire une proposition de suivi de l'ensemble des axes. D'abord pour le suivi de l'amélioration de la qualité de l'eau; quatre paramètres ont été définis pour un suivi individuel (phosphore total, nitrate-nitrite, matière en suspension et coliformes fécaux) (Tableau 1). Or l'IQE du CCME permet de donner une vision globale de la qualité de l'eau à l'aide d'une seule valeur. Pour le deuxième et le troisième axe, nous rappelons que les évaluations de l'habitat physique et l'habitat riverain font partie de la composante hydrogéomorphologie du bassin versant. Les conclusions de l'analyse comparative des indices de la qualité hydrogéomorphologique nous permettent de proposer la substitution du suivi de l'indice de qualité de la bande riveraine, du pourcentage de rives de bande riveraine aménagée et de la connectivité des habitats riverains, haies brise-vent et boisés par une évaluation à l'aide de l'IQM. Toutefois, pour une évaluation et un suivi global de l'amélioration de la santé du bassin versant du ruisseau au Castor, il est nécessaire de garder les indices d'évaluation de l'intégrité biologique (Indice de diatomée de l'Est du Canada et l'indice de la santé du benthos), ainsi que les indices de la biodiversité aquatique et terrestre.

Puisqu'on parle d'un bassin versant agricole, les pratiques de gestion agricole ont une influence directe sur la santé du bassin versant. Une composante de la gestion agroéconomique est nécessaire à ajouter lors de l'élaboration d'un indice global d'un bassin versant. Par exemple, le degré de couverture du sol a un effet sur la séquestration du carbone organique ce qui permet la réduction des gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Il joue aussi un rôle important dans la stabilité du sol et constitue une source de matière organique pour augmenter sa fertilité. Cet effet est évalué par le nombre moyen annuel de sols couverts, et il représente l'indicateur du degré de couverture des sols (Huffman *et al.*, 2005), développé à partir de l'étude faite par Huffmana *et al.* (2000) évaluant le nombre de jours sans couverture du sol dans les provinces canadiennes. La lutte intégrée est l'ensemble des pratiques et interventions mécaniques, biologiques et chimiques qui visent à augmenter la productivité agricole, tout en contrôlant l'ensemble de ses effets négatifs (Boivin *et al.*, 2005). Des efforts ont été fait par le Gouvernement du Québec visant à réduire l'utilisation des pesticides, comme la stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture (Gouvernement du Québec, 2011). L'indice de la lutte intégrée (ILI) est un questionnaire par type de culture qui regroupe l'ensemble des pratiques et techniques qui peuvent être utilisées par un agriculteur dans le cadre de la lutte intégrée (Boivin *et al.*, 2005). L'étude faite par Hounhouigan (2015) dans le cadre du projet « grandes cultures » du Ministère

de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) a permis l'élaboration des questionnaires utilisés pour le calcul de l'ILI pour les carottes, les oignons, les fraises, les framboises, les pommes de terre et les pommes. Dans le même sens, une collaboration entre le MAPAQ, le ministère de la Santé et des Services sociaux, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de Lutte contre les changements climatiques et l'Union des producteurs agricoles, a donné naissance à l'indicateur de la gestion intégrée des ennemies des cultures. Cet indicateur est un score moyen calculé sur cinq étapes permettant à la fois la protection de la santé et de l'environnement (April *et al.*, 2012).

C'est pour ces raisons, deux indicateurs sont très importants à intégrer dans l'indice global de la santé d'un bassin versant de type agricole : l'indice du degré de couverture du sol — IDCS, et l'indice de la lutte intégrée — ILI.

Étant donné l'ampleur du projet, son nombre d'intervenants et sa durée ambitionnée dans le cadre de la SQE 2018-2030, nous proposons de construire un tableau de bord ludique qui permettra en un coup d'œil de résumer les impacts du projet *vis-à-vis* des cibles initialement définies. Ce tableau est directement inspiré de l'outil « Tableau de bord en un coup d'œil » proposé par la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman et disponible à <https://www.cipel.org/le-leman/tableau-bord/>. La Figure 19 présente un exemple de tableau de bord à développer, où l'indice de la santé globale du bassin versant prend en considération quatre composantes :

- La santé du bassin versant : à travers les différents indices qui évaluent la qualité de l'eau, la qualité des sols, la qualité des sédiments, la qualité hydrogéomorphologique, l'état du paysage et les conditions biologiques.
- La composante vulnérabilité : à travers quatre composantes qui évaluent le degré d'évolution des conditions climatiques, le changement de l'utilisation de l'eau, le changement de la couverture terrestre imperméable et le changement de la couverture terrestre anthropique.
- La composante socio-économique : à travers trois éléments qui permettent de refléter l'aspect socio-économique du bassin versant (taux d'indépendance financière, % produit intérieur régional brut et % nombre d'agents publics chargés de la gestion des eaux).
- La composante de la gestion agroéconomique : étant donné qu'il s'agit d'un bassin versant de type agricole, deux indices sont à intégrer dans le calcul de l'indice global du bassin versant : l'indice du degré de couverture du sol et l'indice de la lutte intégrée.

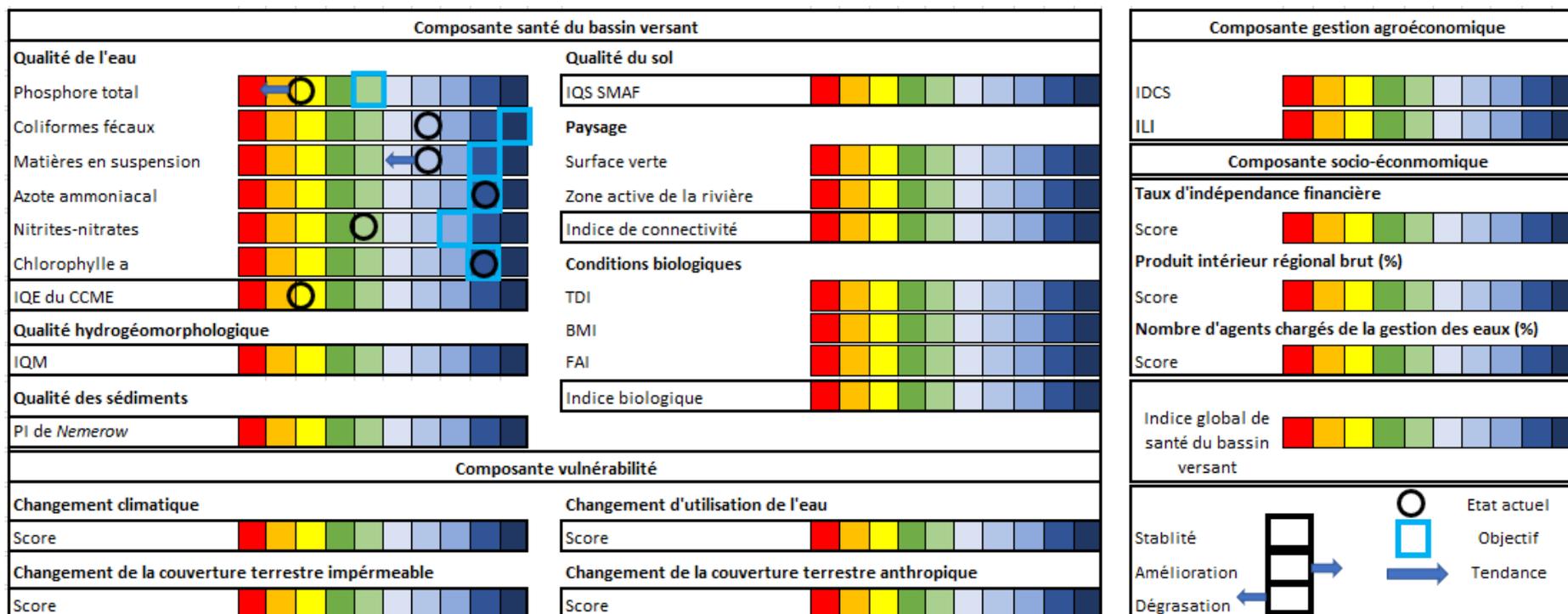


Figure 19 : Tableau de bord en un coup d'œil pour le suivi de la santé environnementale du bassin versant du Ruisseau au Castor

RÉFÉRENCES

- Abbasi, T. and S. A. Abbasi (2012). "Water Quality Indices." Environmental Earth Sciences **71(10)**:10.1007/s12665-014-3141-9. 4625-4628.
- Acton, D. F. and L. J. Gregorich (1995). The Health of Our Soils: Toward sustainable agriculture in Canada Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ont. xiv +.
- Actu, Environnement (2021). "Dictionnaire Environnement - Définition - Hydromorphologie." Retrieved 2021-09-20, from https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/hydromorphologie.php4.
- Actu, Environnement (2021). "Dictionnaire environnement : Définition Sédiment." Retrieved 2021-10-06, from https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/sediment.php4.
- Adejuwon, J. O. and O. Ekanade (1988). "A comparison of soil properties under different landuse types in a part of the Nigerian cocoa belt." Catena **15(3-4)**:10.1016/0341-8162(88)90054-9. 319–331.
- Ahmad, Z., N. A. Rahim, A. Bahadori and J. Zhang (2017). "Improving water quality index prediction in Perak River basin Malaysia through a combination of multiple neural networks." International Journal of River Basin Management **15(1)**:10.1080/15715124.2016.1256297. 79-87.
- Ahn, S.-R. and S. Kim (2016). "Assessment of watershed health, vulnerability and resilience for determining protection and restoration Priorities." Environmental Modelling & Software:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.014>. 19.
- Alberta, Gouvernement (2015, 26-06-2015). "River water quality index." Retrieved 25-04-2021, from <https://open.alberta.ca/dataset/river-water-quality-index-alberta>.
- Alexandrino, E. R., E. R. Buechley, J. R. Karr, K. M. P. M. de Barros, S. F. de Barros Ferraz, H. T. Z. do Couto and Ç. H. Şekercioğlu (2017). "Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape." Ecological indicators **73**:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.023>. 662-675.
- Alilou, H., O. Rahmati, V. P. Singh, B. Choubin, B. Pradhan, S. Keesstra, S. S. Ghiasi and S. H. Sadeghi (2019). "Evaluation of watershed health using Fuzzy-ANP approach considering geo-environmental and topo-hydrological criteria." Journal of Environmental Management **232**:10.1016/j.jenvman.2018.11.019. 22-36.
- Almeida, C., S. González, M. Mallea and P. González (2012). "A recreational water quality index using chemical, physical and microbiological parameters." Environmental Science and Pollution Research **19(8)**:10.1007/s11356-012-0865-5. 3400-3411.
- Álvarez, X., E. Valero, R. M. B. Santos, S. G. P. Varandas, L. F. Sanches Fernandes and F. A. L. Pacheco (2017). "Anthropogenic nutrients and eutrophication in multiple land use watersheds: Best management practices and policies for the protection of water resources." Land Use Policy **69**:10.1016/j.landusepol.2017.08.028. 1–11.

- Andrews, S., D. Karlen and C. Cambardella (2004). "The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method." Soil Science Society of America Journal **68**. 1945–1962.
- Angelo, R., G. Knight, K. Olson and T. Stiles (2010). Kansas Reference Streams : Selection of suitable candidates, impending threats to reference stature, and recommendations for long-term conservation, Kansas Department of Health and the Environment : 73.
- April, M. H., A. Caron and R. Vallières (2012). Indicateur de la gestion intégrée des ennemies des cultures. Direction de l'agroenvironnement et du développement durable and M. d. l. A. d. P. e. d. l'Alimentation : 166.
- Arfan, Y. and D. Sutjiningsih (2018). Development of correlation-regression model between land use change and water quality indices in Ciliwung watershed.
- Arksey, H. and L. O'Malley (2005). "Scoping studies: towards a methodological framework." International Journal of Social Research Methodology **8**(1):10.1080/1364557032000119616. 19-32.
- Arriagada, L., O. Rojas, J. L. Arumí, J. Munizaga, C. Rojas, L. Farias and C. Vega (2019). "A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing several stressors: A case study in mediterranean Chile." Science of the Total Environment **651**:10.1016/j.scitotenv.2018.09.237. 1517-1533.
- Banda, T. D. and M. Kumarasamy (2020). "Development of a Universal Water Quality Index (UWQI) for South African River Catchments." Water **12**(6):10.3390/w12061534.
- Barão, L. and G. Basch (2017). Identification of parameter/indicator set for testing and evaluating the impact on soil quality and crop production parameters. iSQAPER Project Milestone 6.2 : 29.
- Bascarón, G. (1979). "Establecimiento de una metodología para conocer la calidad del agua." Bol. Inf. Medio **1**. 30-49.
- Belletti, B., M. Rinaldi, A. Buijse, A. Gurnell and E. Mosselman (2015). "A review of assessment methods for river hydromorphology." Sciences de l'environnement de la Terre **73**:10.1007/s12665-014-3558-1. 2079 - 2100.
- Bellucci, C., M. Beauchene and M. Becker (2009). Physical, Chemical, and Biological Attributes of Least Disturbed Watersheds in Connecticut, Connecticut Department of Environmental Protection : 33.
- Bhargava, D. (1985). "Expression for Drinking Water Supply Standards." Journal of Environmental Engineering **111**(3):10.1061/(ASCE)0733-9372(1985)111:3(304). 304-316.
- Bilgin, A. (2018). "Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin." Environmental Monitoring and Assessment **190**(9):10.1007/s10661-018-6927-5.
- Bispo, A., L. Andersen, D. A. Angers, M. Bernoux, M. Brossard, L. Cécillon, R. N. J. Comans, J. Harmsen, K. Jonassen, F. Lamé, C. Lhuillery, S. Maly, E. Martin, A. E. Mcelnea, H. Sakai, Y. Watabe and T. K. Eglin (2017). "Accounting for Carbon Stocks in Soils and Measuring GHGs Emission Fluxes from Soils: Do We Have the Necessary Standards?" Frontiers in Environmental Science **5**:<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00041>. 12.

Blair, G., R. Lefroy and L. Lisle (1995). "Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems." Crop Pasture Sci **46(7)**. 1459–1466.

Bochove, E. v., E. Topp, G. Thériault, J.T. Denault, S. Allaire, F. Dechmi and A. N. Rousseau (2005). "Coliformes " (dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (éd.), 2010. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 3. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 102-108.

Bondi, G., D. P. Wall, M. Bacher, J. Emmet-Booth, J. Graça, I. Marongiu and R. Creamer (2017). Role of soil biology and soil functions in relation to land use intensity. EGU General Assembly 2017. **19**.

Bongers, T. (1990). "The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition." Oecologia **83(1)**:<https://doi.org/10.1007/BF00324627>. 14-19.

Bordalo, A. A., R. Teixeira and W. J. Wiebe (2006). "A water quality index applied to an international shared river basin: The case of the douro river." Environmental Management **38(6)**:10.1007/s00267-004-0037-6. 910-920.

Boyacioglu, H. (2007). "Development of a water quality index based on a European classification scheme." Water Sa **33 (1)**. 101–106.

Brady, J., G. Ayoko, W. Martens and A. Goonetilleke (2015). "Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediment." Environ Monit Assess **187:306**:10.1007/s10661-015-4563-xl.

Brankov, J., D. Milijašević and A. N. A. Milanović (2012). "The assessment of the surface water quality using the water pollution index: A case study of the Timok River (The Danube River basin), Serbia." Archives of Environmental Protection **38(1)**:10.2478/v10265-012-0004-x. 49-61.

Briceño, N. B. R., E. B. Castillo, O. A. G. Torres, M. Oliva, D. L. Tafur, M. Á. B. Gurbillón, F. Corroto, R. S. Lopez and J. Rascon (2020). "Morphometric Prioritization, Fluvial Classification, and Hydrogeomorphological Quality in High Andean Livestock Micro-Watersheds in Northern Peru." International Journal of Geo-Information **9(5)**:10.3390/ijgi9050305. 305.

Brierley, G. and K. Fryirs (2004). Geomorphology and River Management : Applications of the River Styles Framework, Blackwell, Oxford, UK.

Brown, R. M., N. J. McClelland, R. A. Deiniger and M. F. A. O'Connor (1972). Water Quality Index – Crossing the physical barrier. Proc. of International Conference on Water Pollution Research Jerusalem, Jenkis S.H. (Ed.), 6.

Brown, R. M., N. I. McLelland, R. A. Deiniger and M. F. O'Connor (1972). A water quality index - crashing the psychological barrier. Indicators of Environmental Quality: 173-182.

Budak, M., H. Gunal, I. Celik, H. Yildiz, N. Acir and M. Acar (2018). "SOIL QUALITY ASSESMENT OF UPPER TIGRIS BASIN." Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences **13(1)**:10.26471/cjees/2018/013/026. 301-316.

Bünemann, E. K., G. Bongiorno, Z. Bai, R. E. Creamer, G. De Deyn, R. de Goede, L. Fleskens, V. Geissen, T. W. Kuyper, P. Mäder, M. Pulleman, W. Sukkel, J. W. van Groenigen and L. Brussaard (2018). "Soil

quality – A critical review." Soil Biology and Biochemistry **120**:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>. 105-125.

Bünemann, E. K., G. Bongiorno, Z. Bai, R. E. Creamer, G. De Deyn, R. Goede, L. Fleskens, V. Geissen, T. W. Kuyper, P. Mäder, M. Pulleman, W. Sukkel, J. W. Groenigen and L. Brussaard (2018). "Soil quality – A critical review." **120**:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>. 105-125.

Cabrera, F., L. Clemente, D. Barrientos, R. López and J. M. Murillo (1999). "Heavy Metal Pollution of Soils Affected by the Guadiamar Toxic Flood." The Science of the Total Environment **242(1–3)**:10.1016/S0048-9697(99)00379-4. 117–129.

Canadian, Council of Ministers of Environment (2007). "Sediment Index Quality Calculator (SeQI 1.0)."

Canadian, Council of Ministers of the Environment (2007). CCME SOIL QUALITY INDEX 1.0 Technical Report : Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg : 10.

Canadian, Council of Ministers of the Environment (2017). Synthesis of research and application of the CCME Water Quality Index : 64.

CCME (2006). A sensitivity analysis of the Canadian water quality index.

Cessna, A. J., C. Sheedy, A. Farenhorst and D. A. R. McQueen (2005). "Pesticides " (dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (éd.), 2010. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 3. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 109-115.

Cetesb, E. C. o. S. P. S. (2017). "Appendix D - Water Quality Indices ". Retrieved 09 Fevrier 2020, from <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

Chadli, K. and M. Boufala (2021). "Assessment of water quality using Moroccan WQI and multivariate statistics in the Sebou watershed (Morocco)." Arabian Journal of Geosciences **14(1)**:10.1007/s12517-020-06296-5.

Chaikasem, S. and V. N. Roi-Et (2020). "Health risk assessment of pesticide residues in vegetables from river basin area." Applied Environmental Research **42(2)**:10.35762/AER.2020.42.2.4. 46-61.

Chandesris, A., N. Mengin, J.-R. Malavoi, Y. Souchon, H. Pella and J.-G. Wasson (2008). Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau - Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau PRINCIPES ET METHODES Version V 3.1 : 67.

Chang, C.-L. and Y.-T. Lin (2014). "A water quality monitoring network design using fuzzy theory and multiple criteria analysis." Environmental Monitoring and Assessment **186(10)**:10.1007/s10661-014-3867-6. 6459–6469.

Chaves, H. M. L. and S. Alipaz (2006). "An Integrated Indicator Based on Basin Hydrology, Environment, Life, and Policy: The Watershed Sustainability Index." Water Resources Management **21(5)**:10.1007/s11269-006-9107-2. 883–895.

Chester, R. and J. H. Stoner (1973). "Pb in Particulates from the Lower Atmosphere of the Eastern Atlantic." **245**. 27-28.

Ciminelli, J. and J. Scrivani (2007). Virginia Conservation Lands Needs Assessment Virginia Watershed Integrity Model, Virginia Department of Conservation and Recreation Division of Natural Heritage, Virginia Department of Forestry, Virginia Commonwealth University Center for Environmental Studies, Virginia DEQ Coastal Zone Management Program : 34.

Colquhoun, H. L., D. Levac, K. K. O'Brien, S. Straus, A. C. Tricco, L. Perrier, M. Kastner and D. Moher (2014). "Scoping reviews: time for clarity in definition, methods, and reporting." J Clin Epidemiol **67**(12):10.1016/j.jclinepi.2014.03.013. 1291-1294.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001a). "Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: Indice de qualité des eaux du CCME 1.0: Manuel de l'utilisateur." (dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.).

Conseil canadien des ministres de l'environnement (2001b). "Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments protection de la vie aquatique - Introduction." (mis à jour, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.).

Cude, C. G. (2001). "Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness." J Am Water Resour Assoc **37**(1). 125–137.

Dahri, N., A. Atoui, M. Ellouze and H. Abida (2018). "Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia." Journal of African Earth Sciences **140**:10.1016/j.jafrearsci.2017.12.033. 29-41.

Danish, Environmental Protection Agency (1998). Biological assessment of biological stream quality. Environmental guidelines, 5.Copenhagen. A desk study to determine a methodology for the monitoring of the 'morphological conditions' of Irish Rivers Final report. Environmental RTDI Programme 2000–2006. P. McGinnity, P. Mills, W. Roche and M. Muller, Central Fisheries Board—Compass Informatics—EPA.

Davis, W. M. (1899). "The Geographical Cycle." The Geographical Journal **14** (5). 481-504.

de Souza, A. T., L. Carneiro, O. P. da Silva, S. L. de Carvalho and J. H. P. Americo-Pinheiro (2020). "Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil." Environmental Technology:10.1080/09593330.2020.1754922.

Dede, O. T., I. T. Telci and M. M. Aral (2013). "The Use of Water Quality Index Models for the Evaluation of Surface Water Quality: A Case Study for Kirmir Basin, Ankara, Turkey." Water Quality Exposure and Health **5**(1):10.1007/s12403-013-0085-3. 41-56.

Demers, S., T. Olsen, T. Buffin-Bélanger, J.-P. Marchand, P. M. Biron and F. Morneau (2014). "L'hydrogéomorphologie appliquée à la gestion de l'aléa d'inondation en climat tempéré froid : l'exemple de la rivière Matane (Québec)." Physico-Géo : Géographie physique et environnement **8**:<https://doi.org/10.4000/physio-geo.3813>. 67-88.

Department, of Environment, Malaysia (1994). Classification of Malaysia Rivers, Department of Environment, Kuala Lumpur.

Dinius, S. H. (1987). "Design of an index of water quality." Water Resources Bulletin, American Water Resources Association **23**(5):10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x. 823–843.

Dojlido, J., J. Raniszewski and J. Woyciechowska (1994). "Water quality index - Application for rivers in Vistula river basin in Poland." **30**(10 pt 10):10.2166/wst.1994.0511. 57-64.

Dojlido, J., J. Raniszewski and J. Woyciechowska (1994). "Water quality index applied to rivers in the Vistula river basin in Poland." Environmental Monitoring and Assessment **33**(1):10.1007/BF00546659. 33-42.

Dollar, E. S. J. (2000). "Fluvial geomorphology." Progress in Physical Geography **24**(3):10.1177/030913330002400305. 385–406.

Doran, J. W. and T. B. Parkin (1994). Defining and assessing soil quality.

Dunnette, D. A. (1979). "A geographically variable water quality index used in Oregon." Water Pollution Control Federation **51**(1):10.2307/25040240. 53-61.

Eilers, R. G., W. D. Eilers and M. M. Fitzgerald (1997). "A Salinity Risk Index for Soils of the Canadian Prairies." Hydrogeology Journal **5**(1):10.1007/s100400050118. 68-79.

Enea, A., O. E. Hapciuc, M. Iosub, I. Minea and G. Romanescu (2017). "WATER QUALITY ASSESSMENT IN THREE MOUNTAINOUS WATERSHEDS FROM EASTERN ROMANIA (SUCEAVA, OZANA AND TAZLAU RIVERS)." Environmental Engineering and Management Journal **16**(3):10.30638/eemj.2017.062. 605-614.

EPA, U.S (2012). "Identifying and Protecting Healthy Watersheds : Concepts, Assessments, and Management Approaches." from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/hwi-watersheds-complete.pdf>.

Ergen, S. F. (2020). "Sediment-friendly formulas : A review of the sediment quality guidelines." Communications Faculty of Sciences University of Ankara Series C: Biology **29**(2). 202-212.

Erkossa, T., F. Itanna and K. Stahr (2007). "Indexing soil quality: A new paradigm in soil science research." Australian Journal of Soil Research **45**:10.1071/SR06064. 129–137.

Farzadkia, M., B. Djahed, E. Shahsavani and Y. Poureshg (2015). "Spatio-temporal evaluation of Yamchi Dam basin water quality using Canadian water quality index." Environmental Monitoring and Assessment **187**(4):10.1007/s10661-015-4379-8.

Ferreira, A. R. L., L. F. Sanches Fernandes, R. M. V. Cortes and F. A. L. Pacheco (2017). "Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression." Science of the Total Environment **583**:10.1016/j.scitotenv.2017.01.106. 466–477.

Fleskens, L., C. Ritsema, Z. Bai, V. Geissen, X. Yang and J. Mendes de Jesus (2017). Pilot soil quality assessment tool. iSQAPER Project Deliverable 4.1. J. Brandt : 27.

Fu, B.-J., S.-L. Liu, L.-D. Chen, Y.-H. Lu and J. Qiu (2004). "Soil quality regime in relation to land cover and slope position across a highly modified slope landscape." Ecological Research **19**. 111-118.

Fulazzaky, M. A. (2010). "Water quality evaluation system to assess the status and the suitability of the Citarum river water to different uses." Environ Monit Assess **168**: 10.1007/s10661-009-1142-z. 669–684.

G. Boivin, J. Grimard and C. Olivier (2005). "Lutte intégrée." (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 89-91.

Gajbhiye, S., S. Sharma and C. Meshram (2014). "Prioritization of watershed through sediment yield index using RS and GIS approach." International Journal of u-and e-Service, Science and Technology **7(6)**. 47-60.

Giasson, E., R. B. Bryant and S. D. DeGloria (2002). "GIS-based spatial indices for identification of potential phosphorous export at watershed scale." Journal of Soil and Water Conservation **57(6)**. 373-381.

Glover, J. D., J. P. Reganold and P. K. Andrews (2000). "Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State." Agriculture, Ecosystems and Environment **80**:10.1016/S0167-8809(00)00131-6. 29-45.

Gonzalez-Quiñones, V., D. V. Murphy, R. W. Bowles and P. M. Mele (2015). A National Soil Quality Monitoring Framework. GRDC Soil Biology Initiative II : 258.

Gonzalez, D. T. M. and D. J. D. Garcia (2011). "Riparian quality index (RQI): a methodology for characterizing and assessing environmental conditions of riparian zones." Limnetica **30(2)**. 235–254.

Gossweiler, B., I. Wesstrom, I. Messing, A. M. Romero and A. Joel (2019). "Spatial and Temporal Variations in Water Quality and Land Use in a Semi-Arid Catchment in Bolivia." Water **11(11)**:10.3390/w11112227.

Gouvernement, du Canada (2021, 2021-06-03). "Indicateur du risque de salinisation du sol." Retrieved 2021-09-09, from <https://agriculture.canada.ca/fr/agriculture-environnement/sols-terres/indicateur-du-risque-salinisation-du-sol>.

Gouvernement du Québec (2011). Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture : 32.

Grieg, S., R. Richardson and C. Bromley (2009) [Pre-print] River MImAS: A new approach to assessing the morphological impacts to rivers.

Gui, D. W., J. Q. Lei, G. J. Mu and F. J. Zeng (2009). "Effects of different management intensities on soil quality of farmland during oasis development in southern Tarim Basin, Xinjiang, China." International Journal of Sustainable Development and World Ecology **16(4)**:10.1080/13504500903108887. 295-301.

Guo, W., X. Liu, Z. Liu and G. Li (2010). "Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin." Procedia Environmental Sciences **2**:10.1016/j.proenv.2010.10.084. 729–736.

Habitat, Conservation Trust Fund (2003). Mission creek sustainable watershed indicators workbook, HTCF - British Columbia : 22.

Hakanson, L. (1980). "An ecological risk index for aquatic pollution control.a sedimentological approach." Water Research **14(8)**:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8). 975-1001.

Hallock, D. (2002). A Water Quality Index for Ecology's Stream Monitoring Program, Washington Department of Ecology.

Hamlat, A., A. Guidoum and I. Koulala (2017). "Status and trends of water quality in the tafna catchment: A comparative study using water quality indices." Journal of Water Reuse and Desalination **7(2)**:10.2166/wrd.2016.155. 228-245.

Hamlat, A., A. E. Tidjani, D. Yebdri, M. Errih and A. Guidoum (2014). "Water quality analysis of reservoirs within Western Algeria catchment areas using water quality index CCME WQI." Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua **63(4)**:10.2166/aqua.2013.226. 311-324.

Hanh, P. T. M., S. Sthiannopkao, D. T. Ba and K.-W. Kim (2011). "Development of water quality indexes to identify pollutants in Vietnam's surface water." Journal of Environmental Engineering **137(4)**. 273-283.

Hanson, B. R., S. R. Grattan and A. Fulton (2006). Agricultural Salinity and Drainage, University of California, Division of Agriculture and Natural Resources Publication.

Harkins, R. D. (1974). "An objective water quality index." Water Pollution Control Federation **46(3)**:10.2307/25038160. 588-591.

Hashimoto, T., J. Stedinger and P. Loucks (1982). "Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria For Water Resource System Performance Evaluation." Water Resources Research **18**:<http://doi.org/10.1029/WR018i001p00014>

Hazbavi, Z., S. H. Sadeghi, M. Gholamalifard and A. A. Davudirad (2020). "Watershed health assessment using the pressure–state–response (PSR) framework." Land Degradation and Development **31(1)**:10.1002/ldr.3420. 3-19.

Hazbavi, Z. and S. H. R. Sadeghi (2017). "Watershed Health Characterization Using Reliability–Resilience–Vulnerability Conceptual Framework Based on Hydrological Responses." Land Degradation and Development **28(5)**:10.1002/ldr.2680. 1528-1537.

Hazler, K., R. Gilb and N. Knudson (2018). Virginia Conservation Vision Watershed Model 2017 Edition. Natural Heritage Technical Report 18-16, Virginia Department of Conservation and Recreation, Division of Natural Heritage, Richmond, Virginia.

Hébert, S. (1997). "Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec " (Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN/970102, 20 p., 4 annexes).

Hooke, J. (2003). "Coarse sediment connectivity in river channel systems: a conceptual framework and methodology." Geomorphology **56**:[https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(03\)00047-3](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(03)00047-3). 79–94.

Horton, R. (1965). "An index number system for rating water quality." Journal of Water Pollution Control Federation **37(3)**. 300–306.

Hounhouigan, N. R. E. (2015). Déterminants de l'adoption de la lutte intégrée en horticulture au Québec.

House, M. and J. Ellis (1987). "The development of water quality indices for operational management." Water Science and Technology **19(9)**. 145-154.

House, M. A. (1986). Water quality indices, Middelsex University London : 497.

Houssou, A. M., S. A. Montcho, E. Montchowui and C. A. Bonou (2017). "Spatial and Seasonal Characterization of Water Quality in The Oueme River Basin (Republic of Benin, West Africa)." Egyptian Journal of Chemistry **60(6)**:10.21608/ejchem.2017.1463.1095. 1077-1090.

Huber, S., G. Prokop, D. Arrouays, G. Banko, A. Bispo, R. J. A. Jones, M. G. Kibblewhite, W. Lexer, A. Möller, R. J. Rickson, T. Shishkov, M. Stephens, G. Toth, J. J. H. Van den Akker, G. Varallyay, F. G. A. Verheijen and A. R. Jones (2008). Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume I: Indicators & Criteria, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg : 339.

Huffman, E., D. Coote, J. Y. Yang and F. Chen (2005). "Couverture des sols." (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 63-71.

Huffmana, E., R. G. Eilersb, G. Padburyc, G. Walld and K. B. MacDonalde (2000). Canadian agri-environmental indicators related to land quality : integrating census and biophysical data to estimate soil cover , wind erosion and soil salinity, Agriculture Ecosystems & Environment.

Idowu, O. J., M. v. E. Harold, G. S. Abawi, D. W. Wolfe, J. I. Ball, B. K. Gugino, B. N. Moebius-Clune, R. R. Schindelbeck and A. V. Bilgili (2008). "Farmer-oriented assessment of soil quality using field, laboratory, and VNIR spectroscopy methods." Plant and Soil **307(1)**:10.1007/s11104-007-9521-0. 243-253.

Imaz, M. J., I. Virto, P. Bescansa, A. Enrique, O. Fernandez-Ugalde and D. L. Karlen (2010). "Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland." Soil & Tillage Research **107**:10.1016/j.still.2010.02.003. 17–25.

Jain, C. K. (2004). "Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India." Water Research **38(3)**:10.1016/j.watres.2003.10.042. 569–578.

Jenkinson, D. S. (1965). "Studies on the decomposition of plant material in soil." Journal of Soil Science **16(1)**:10.1111/j.1365-2389.1965.tb01424.x. 104-115.

Jenkinson, D. S. and D. S. Powlson (1976). "The effects of biocidal treatments on metabolism in soil— I. Fumigation with chloroform." Soil Biology and Biochemistry **8(3)**:10.1016/0038-0717(76)90001-8. 167–177.

Jeong, K. S., D. G. Hong, M. S. Byeon, J. C. Jeong, H. G. Kim, D. K. Kim and G. J. Joo (2010). "Stream modification patterns in a river basin: Field survey and self-organizing map (SOM) application." Ecological Informatics **5(4)**:10.1016/j.ecoinf.2010.04.005. 293-303.

Jones, R. J. A., G. Spoor and A. Thomasson (2003). "Vulnerability of subsoils in Europe to compaction Jones, Spoor and Thomasson." Soil and Tillage Research **73(1-2)**:[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(03\)00106-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(03)00106-5). 131-143.

Kachroud, M., F. Trolard, M. Kefi, S. Jebari and G. Bourrié (2019). "Water Quality Indices: Challenges and Application Limits in the Literature." Water **11(2)**:10.3390/w11020361.

Kalu, S., M. Koirala, U. R. Khadka and K. C. Anup (2015). "Soil quality assessment for different land use in the Panchase area of western Nepal." International Journal of Environmental Protection **5**:10.5963/IJEP0501006. 38–43.

Karlen, D. L., M. J. Mausbach, J. W. Doran, R. Cline, R. Harris and G. Schuman (1997). "Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial)." Soil Science Society of America Journal **61(1)**. 4-10.

Karlen, D. L. and D. E. Stott (1994). "A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality." Defining soil quality for a sustainable environment **35**: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c4>. 53-72.

Karlen, D. L., M. D. Tomer, J. Neppel and C. A. Cambardella (2008). "A preliminary watershed scale soil quality assessment in north central Iowa, USA." Soil & Tillage Research **99(2)**:10.1016/j.still.2008.03.002. 291-299.

Karr, J. R. and D. R. Dudley (1981). "Ecological perspective on water quality goals." Environmental management **5(1)**. 55-68.

Kibblewhite, M., R. J. A. Jones, L. Montanarella, R. Baritz, S. Huber, D. Arrouays, E. Micheli and M. Stephens (2008). Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume VI: Soil Monitoring System for Europe, Office for the Official Publications of the European Communities Luxembourg : 72.

Kleynhans, C., M. Louw, C. Thirion, N. Rossouw and K. Rowntree (2005). River EcoClassification: manual for EcoStatus determination (version 1), Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry, South Africa : 210.

Kucukaltan, B., Z. Irani and E. Aktas (2016). "A decision support model for identification and prioritization of key performance indicators in the logistics industry." Computers in Human Behavior **65**:10.1016/j.chb.2016.08.045. 346–358.

Lal, R. (1994). Methods and Guidelines for Assessing Sustainable Use of Soil and Water Resources in the Tropics. Soil Management Support Services, USDA-NRCS, Washington, DC.

Land use, Planning Hub (2020). "River water quality index." Retrieved 25-04-2021, from <https://landusehub.ca/datasets/river-water-quality-index/>.

Langhammer, J. (2007). HEM – Hydroekologický monitoring. Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků [HEM – Hydroecological monitoring. Methodology for monitoring of hydromorphological indicators of ecological quality of streams], Praha: MŽP ČR [Ministry of the Environment of the Czech Republic].

Langhammer, J. (2008). HEM. Hydroekologický monitoring : Hodnocení ukazatelů, Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků, Charles University in Prague : 23.

Langhammer, J. (2009). "Applicability of hydromorphological monitoring data to locate flood risk reduction measures: Blanice River basin." Environ Monit Assess **152(1)**:10.1007/s10661-008-0323-5. 379–392.

Lemay, J., P. M. Biron, M. Boivin, N. Stämpfli and K. Foote (2021). "Can the Morphological Quality Index (MQI) be used to determine the ecological status of lowland rivers?" Geomorphology:<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.108002>. 395.

Leopold, A. (1949). A Sand County Almanac, and Sketches Here and There, Oxford University, New York.

Levac, D., H. Colquhoun and K. K. O'Brien (2010). "Scoping studies: advancing the methodology." Implementation Science **5(1)**:10.1186/1748-5908-5-69. 69.

Lilburnea, L., G. Sparlingb and L. Schipper (2004). "Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework." Agriculture, Ecosystems and Environment **104**:10.1016/j.agee.2004.01.020. 535–544.

Lima, G. C., M. L. N. Silva, D. A. F. de Freitas, B. M. Candido, N. Curi and M. S. de Oliveira (2016). "Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais." Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental **20(1)**:10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p78-84. 78-84.

Lin, Y.-H., K.-M. Tsai, W.-J. Shiang, T.-C. Kuo and C.-H. Tsai (2009). "Research on using ANP to establish a performance assessment model for business intelligence systems." Expert Systems with Applications **36(2)**:10.1016/j.eswa.2008.03.004. 4135–4146.

Liou, S.-M., S.-I. Lo and S.-H. Wang (2004). "A generalized water quality index for Taiwan." Environmental Monitoring and Assessment **96(1-3)**. 35-52.

Lobb, D. (2005). "Érosion attribuable au travail du sol." (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 106-113.

Lobb, D. A., S. Li and B. G. McConkey (2005). "Érosion du sol." (dans Eilers, W., R. MacKay, L. Graham et A. Lefebvre (éd.), 2010. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 3. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 54-60.

Lopes, O. F., R. M. de Jesus, L. F. de Sousa, F. A. Rocha, D. M. L. da Silva, A. F. Amorim, V. H. C. da Silva and J. A. Navoni (2020). "Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use." Environmental Science and Pollution Research:10.1007/s11356-020-10941-7.

Lumb, A., D. Halliwell and T. Sharma (2006). "Application of CCME water quality index to monitor water quality: A case of the Mackenzie River Basin, Canada." Environmental Monitoring and Assessment **113(1-3)**:10.1007/s10661-005-9092-6. 411-429.

Lumb, A., T. Sharma and J. Bibeault (2011). "A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions." Water Quality, Exposure and Health **3(1)**:10.1007/s12403-011-0040-0. 11-24.

Lyulko I., T. A., T. Vasiljeva: (2000). to Integrated water Quality Assessment in Latvia. Paper presented at the International Workshop on Information for Sustainable Water Management, MTM (Monitoring Tailor-Made) III, Nunspeet, Netherlands, 2000.

MacDonald, D. D., C. G. Ingersoll and T. A. Berger (2000). "Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **39**:10.1007/s002440010075. 20-31.

MacDonald, K. B. and F. Wang (1998). Broad-scale Assessment of Agricultural Soil Quality in Canada Using Existing Land Resource Databases and GIS, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada : 107.

Mahajan, V., H. A. Linstone and M. Turoff (1976). "The Delphi Method: Techniques and Applications." Journal of Marketing Research **13(3)**:10.2307/3150755.

Maine, Department of Environmental Protection (2009). Stream survey manual, Maine Stream Team Program of the Maine Department of Environmental Protection. **Volume I (and Appendices)**.

McConkey, B., J. Hutchinson, W. Smith, B. Grant and R. Desjardins (2005). "Carbone organique du sol." (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 114-120.

Medeiros, A. C., K. R. F. Faial, K. Do Carmo Freitas Faial, I. D. Da Silva Lopes, De Oliveira Lima, Marcelo, R. M. Guimarães and N. M. Mendonça (2017). "Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil." Marine Pollution Bulletin **123(1-2)**:10.1016/j.marpolbul.2017.09.002. 156-164.

Metherell, A. K., L. A. Harding, C. V. Cole and W. J. Parton (1993). "CENTURY Soil Organic Matter Model Environment : Technical Documentation - Agroecosystem Version 4.0 Great Plains System - Research Unit Technical Report No. 4 - USDA-ARS Fort - Collins - Colorado." Retrieved 2020-09-10, from https://www2.nrel.colostate.edu/projects/century/MANUAL/html_manual/man96.html.

Michaud, A., R. Lauzier and M. Laverdière (2002). "Description dy système de transfert de phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor." Agrosol **13(2)**. 124-139.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013). "Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier." 88.

Minnesota, Department of Natural Resources (2021). "Watershed Health Assessment Framework." Retrieved 2021-12-12, from <https://www.dnr.state.mn.us/whaf/index.html>.

Mirchi, A., J. Watkins and K. Madani (2009). "Modelling for watershed planning, management, and decision making." Watersheds: management, restoration and environmental impact, Vaughn JC (ed). Nova Science, 28. 1528–1537.

Mititelu-Ionuș, O. (2017). "Watershed sustainability index development and application: Case study of the Motru river in Romania." Polish Journal of Environmental Studies **26**(5):10.15244/pjoes/69935.2095-2105.

MONRE, (Vietnam Ministry of Natural Resources and Environment) (2011). Decision No. 879/QD-TCMT on the guidelines issuance for calculation of Water Quality Index (WQI). H. N. Vietnam Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam.

Moroccan, decree (2002). Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423.

Moskovchenko, D. V., A. G. Babushkin and A. A. Yurtaev (2020). "The impact of the Russian oil industry on surface water quality (a case study of the Agan River catchment, West Siberia)." Environmental Earth Sciences **79**(14):10.1007/s12665-020-09097-x.

Mourhir, A., T. Rachidi and M. Karim (2014). "River water quality index for Morocco using a fuzzy inference system." Environmental Systems Research **3**(1):10.1186/s40068-014-0021-y.

Mudgal, A., C. Baffaut, S. H. Anderson, E. J. Sadler, N. R. Kitchen, K. A. Sudduth and R. N. Lerch (2012). "Using the agricultural policy/environmental eXtender to develop and validate physically based indices for the delineation of critical management areas." J. Soil Water Conserv **67**. 284–299.

Mühlmann, H. (2015). LEITFADEN ZUR HYDROMORPHOLOGISCHEN ZUSTANDSERHEBUNG VON FLIESSGEWÄSSERN : 88.

Müller, V. G. (1969). "Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River." Geol. Jinagxi **2**. 109-118.

Murphy, M. and M. Toland (2014). RIVER HYDROMORPHOLOGY ASSESSMENT TECHNIQUE (RHAT) TRAINING MANUAL - VERSION 2.

Nagels, J., R. J. Davies-Colley and D. Smith (2001). "A water quality index for contact recreation in New Zealand." Water Science & Technology **43** (5). 285-292.

NAIS (2000). "Pesticides Risk Indicators for Health and Environment - Norway."

Nasrabadi, T., G. N. Bidhendi, A. R. Karbassi and N. Mehrdadi (2010). "Evaluating the efficiency of sediment metal pollution indices in interpreting the pollution of Haraz River sediments, southern Caspian Sea basin." Environmental Monitoring and Assessment **171**(1-4):10.1007/s10661-009-1286-x. 395-410.

Nemerow, N. (1991). Stream, lake, estuary, and ocean pollution, Van Nostrand Reinhold, New York.

Nemerow, N. L. and H. Sumitomo (1970). Benefits of Water Quality Enhancement, Syracuse University, Syracuse, New York.

Newson, M. D. and D. Sear (1998). "The role of geomorphology in monitoring and managing river sediment systems." Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management **12**. 18–24.

Norton, D. J., J. D. Wickham, T. G. Wade, K. Kunert, J. V. Thomas and P. Zeph (2009). "A method for comparative analysis of recovery potential in impaired Waters restoration planning." Environmental Management **44**:<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-009-9304-x>. 356-368.

Ocampo-Duque, W., N. Ferré-Huguet, J. L. Domingo and M. Schuhmacher (2006). "Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study." Environment International **32(6)**:10.1016/j.envint.2006.03.009. 733-742.

OECD, (Organization of Economic Co-operation and Development) (1993). OECD environment indicators, development, measurement and use : Reference paper, Paris : OECD Environment Directorate, Environmental Performance and Information Division : 39.

Oke, A. O., A. Y. Sangodoyin and T. Omodele (2017). "Classification of river water quality in Ogun and Ona River Basins, Nigeria using CCME framework: Implications for sustainable environmental management." Cogent Environmental Science **3(1)**:10.1080/23311843.2017.1295696.

Ollero, O., F. Ballarín, B. Díaz, M. Mora, F. Sánchez, N. Acín, A. Echeverría, G. Granado, G. Ibisate, G. Sánchez and G. Sánchez (2007). "Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales." Geographicalia **52**. 113–141.

ONEMA (2012). "Des étapes et des outils... Les outils de connaissance de l'hydromorphologie des cours d'eau français. Restauration physique des cours d'eau - Connaissance."

Oregon, Watershed Enhancement Board (1999). Oregon watershed assessment manual.

Orgiazzi, A., R. D. Bardgett, E. Barrios, V. Behan-Pelletier, M. J. I. Briones, J.-L. Chotte, G. B. De Deyn, P. Eggleton, N. Fierer, T. Fraser, K. Hedlund, S. Jeffery, N. C. Johnson, A. Jones, E. Kandeler, N. Kaneko, P. Lavelle, P. Lemanceau, L. Miko, L. Montanarella, F. M. S. Moreira, K. S. Ramirez, S. Scheu, B. K. Singh, J. Six, W. H. van der Putten and D. H. Wall (2016). "Global Soil Biodiversity Atlas." from <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-biodiversity-maps-0>.

Ott, W. R. (1978). Water Quality Indices : A Survey of Indices Used in the United States, U.S. Environmental Protection Agency . Whashington DC.

Pan, F. and W. Choi (2019). "Impacts of climate change and urban expansion on hydrologic ecosystem services in the Milwaukee River basin." Climate **7(4)**:10.3390/cli7040059.

Pan, K. and W. Wang (2012). "Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China." Science of the Total Environment **3-16**:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.013>. 421–422.

Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas, J. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyà, N. Prat, S. Robles, M. Suárez, M. Toro and M. Vidal-Abarca (2002). "El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat." Limnetica **21(3-4)**. 115-133.

Parlement, Eurpéen et du Conseil (2000). Directive 2000/60/CE Du Parlement Eurpéen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal officiel des Communautés européennes : 72.

Pedersen, M. L., A. Sode, P. Kaarup and P. Bundgaard (2006). Fysisk kvalitet i vandløb Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb, Danmarks Miljøundersøgelser : 44.

Pesce, S. and D. Wunderlin (2000). "Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River." Water Res **34(11)**. 2915-2926.

Pierce, F. J., M. J. Shaffer and A. D. Halvorson (1991). Screening Procedure for Estimating Potentially Leachable Nitrate-Nitrogen Below the Root Zone. Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. R. F. Follett, D. R. Keeney and R. M. Cruse: 259–283.

Prasuhn, V. and R. Flisch (2005). "Le phosphore dans l'agriculture." Schriftenreihe der FAL **57**.

Prati, L., R. Pavanello and F. Pesarin (1971). "Assessment of surface water quality by a single index of pollution." Water Research **5(9)**:[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(71\)90097-2](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(71)90097-2). 741-751.

Qingjie, G., D. Jun, X. Yunchuan, W. Qingfei and Y. Liqiang (2008). "Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing." Journal of China University of Geosciences **19(3)**:10.1016/S1002-0705(08)60042-4. 230–241.

Rankin, E. (1989). The qualitative habitat evaluation index (QHEI) : rationale, methods, and application. Methods for assessing habitat in flowing waters: using the qualitative habitat evaluation index (QHEI). Ohio EPA, Div. Water Qual. Plan. & Assess., Ecol. Assess. Sect., Columbus, Ohio. In: Taft B, Koncelik JP.

Rinaldi, M., M. Bussetini, N. Surian, F. Comiti and A. Gurnell (2016). Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI), ISPRA.

Rinaldi, M., N. Surian, F. Comiti and M. Bussetini (2012). Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI) Version 1.1, ISPRA, Roma : 90.

Rinaldi, M., N. Surian, F. Comiti and M. Bussetini (2013). "A method for the assessment and analysis of the hydromorphological condition of Italian streams: The Morphological Quality Index (MQI)." Geomorphology **180–181** :<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.09.009>. 96–108.

Rinaldi, M., N. Surian, F. Comiti, M. Bussetini, B. Belletti, L. Nardi, B. Lastoria and G. B (2015). Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI), Deliverable 6.2, Part 3, of REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), a Collaborative project (large-scale integrating project) funded by the European Commission within the 7th Framework Programme under Grant Agreement 282656.

Roldán, P. G. V. X., p. 170. (2003). Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia : Propuesta para el Uso del Método BMWP/Col.

Rosgen, D. L. (2001). A Practical Method of Computing Streambank Erosion Rate. Proceedings of the Seventh Federal Interagency Sedimentation Conference.

Ross, S. L. (1977). "An index system for classifying river water quality." Water Pollution Control Federation **76(1)**. 113-122.

Rostad, H. and G. Padbury (2005). "Erosion éolienne " (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs

agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario). 101-105.

Rousseau, A. and E. Foulon (2020). Plan de travail 2020. dans *Projet Pilote en milieu agricole 2018-2023*, Coordination de la recherche (Institut National de la recherche scientifique, Centre eau terre et environnement, Québec) : 96.

Roussel, A.-M. and I. Hininger (2009). "Éléments-trace essentiels en nutrition humaine : chrome, sélénium, zinc et fer." *EMC - Endocrinologie - Nutrition* **6**:[http://doi.org/10.1016/S1155-1941\(09\)49501-5](http://doi.org/10.1016/S1155-1941(09)49501-5).

Rowntree, K. (2013). *River Ecoclassification Manual For Ecstatus Determination (Version 2)*, Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry report : 102.

Rubio, B., M. A. Nombela and F. Vilas (2000). "Geochemistry of Major and Trace Elements in Sediments of the Ria deVigo (NW Spain): an Assessment of Metal Pollution." *Marine Pollution Bulletin* **40**(11):[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00039-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00039-4). 968-980.

Sahli, L., F. Z. Afri-Mehennaoui, M. E. El Okki, J. F. Ferard and S. Mehennaoui (2012). "Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in Kebir Rhumel basin (NE-Algeria): a combined approach." *Water Science and Technology* **65**(2):10.2166/wst.2012.802. 393-401.

Said, A., D. K. Stevens and G. Sehlke (2004). "An innovative index for evaluating water quality in streams." *Environmental Management* **34**(3). 406-414.

Samuel, O., S. Dion, L. St-Laurent and M.-H. April (2012). *Indicateur de risque des pesticides du Québec – IRPeQ – Santé et environnement, Québec : ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation/ministère du Développement durable, de l’Environnement et des Parcs/Institut national de santé publique du Québec* : 48.

Sanches Fernandes, L., A. C. P. Fernandes, A. R. L. Ferreira, R. M. V. Cortes and F. A. L. Pacheco (2018). "A partial least squares – Path modeling analysis for the understanding of biodiversity loss in rural and urban watersheds in Portugal." *Science of the Total Environment* **626**:10.1016/j.scitotenv.2018.01.127. 1069–1085.

Sanchez, E., M. F. Colmenarejo, J. Vicente, A. Rubio, M. G. Garcia, L. Travieso and R. Borja (2007). "Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution." *Ecological Indicators* **7**(2):10.1016/j.ecolind.2006.02.005. 315-328.

Sargaonkar, A. and V. Deshpande (2003). "Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context." *Environmental Monitoring and Assessment* **89** (1). 43–67.

Sarkar, C. and S. A. Abbasi (2006). "Qualidex – A New Software for Generating Water Quality Indices." *Environmental Monitoring and Assessment* **119**(1-3):10.1007/s10661-005-9023-6. 201-231.

Sear, D., C. Hill and R. Downes (2008). *Geomorphological assessment of riverine SSSIs for the strategic planning of physical restoration*, Natural England Research.

Shilling, F., S. Sommarstrom, R. Kattelman, B. Washburn, J. Florsheim and R. Henly (2004). California Watershed Assessment Manual, Prepared for the California Resources Agency (<http://cwam.ucdavis.edu>).

Silva, A. F., G. R. S. Lima, J. C. Alves, S. H. Santos, C. A. B. Garcia, J. P. H. Alves, R. G. O. Araujo and E. A. Passos (2012). "Evaluation of Trace Metal Levels in Surface Sediments of the Sergipe River Hydrographic Basin, Northeast Brazil." Journal of the Brazilian Chemical Society **23**(9):10.1590/s0103-50532012005000028. 1669-1679.

Simon, A., M. Doyle, M. Kondolf, F. Shields, B. Rhoads and M. McPhillips (2007). "Critical evaluation of how the Rosgen classification and associated "natural channel design" methods fail to integrate and quantify fluvial processes and channel response." Journal of the American Water Resources Association **43**(5). 1117-1131.

Singh, R., S. Das, R. U. Bhaskara and R. M. Narayana (1990). Towards sustainable dryland agricultural practices, Technical Bulletin, Hyderabad, India: Central Research Institute for Dryland Agriculture.

Sinha, K. and P. D. (2015). "Assessment of water quality index using cluster analysis and artificial neural network modeling: a case study of the Hooghly River basin, West Bengal, India." Desalination and Water Treatment **54**(1):10.1080/19443994.2014.880379. 28-36.

Skriver, J., N. Friberg and J. Kirkegaard (2000). "Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI)." Verh. Int. Verein. Limnol **27**. 182–1830.

Smith, D. G. (1990). "A better water quality indexing system for rivers and streams." Water Research **24**(10):[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90047-A](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(90)90047-A). 1237-1244.

Soil Survey Staff, N. R. C. S., United States Department of Agriculture (1993). "Drainage Class."

SRDD (1976). Development of a water quality index, Scottish research development department : 61.

Štambuk-Giljanović, N. (1999). "Water quality evaluation by index in Dalmatia." Water Research **33**(16):[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00063-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00063-9). 3423-3440.

Starr, R. (2009). Stream Assessment Protocol. Anne Arundel County, Maryland—US Fish & Wildlife Service : 83.

Stoddard, J. L., D. P. Larsen, C. P. Hawkins, R. K. Johnson and R. H. Norris (2006). "Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams: The Concept of Reference Condition." Ecological Applications **16**(4):10.1890/1051-0761(2006)016[1267:seftec]2.0.co;2. 1267–1276.

Stoner, J. D. (1978). Water Quality Indices for Specific Water Uses.

Supriyadi, S. Hartati, N. Machfiroh and R. Ustiatik (2016). "SOIL QUALITY INDEX IN THE UPSTREAM OF BENGAWAN SOLO RIVER BASIN ACCORDING TO THE SOIL FUNCTION IN NUTRIENT CYCLING BASED ON SOYBEAN PRODUCTION IN AGROFORESTRY." Agrivita **38**(1):10.17503/agrivita.v38i1.496. 55-63.

Sutadian, A. D. (2017). Development of a Cost Effective River Water Quality Index: A Case Study of West Java Province, Indonesia, Victoria University.

Sutadian, A. D., N. Muttil, A. G. Yilmaz, A. Yilmaz and P. Chris (2016). "Development of River Water Quality Indices - A Review." Environmental Monitoring and Assessment **188**. 33.

Sutherland, R. A. (2000). "Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii." Environmental Geology **39 (6)**:10.1007/s002540050473. 611-627.

Swanepoel, P. A., C. C. du Preez, P. R. Botha, H. A. Snyman and L. Habig (2015). "Assessment of tillage effects on soil quality of pastures in South Africa with indexing methods." **53**:10.1071/SR14234. 274–285.

Tam, N. F. Y. and M. W. Y. Yao (1998). "Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments." The Science of the Total Environment **216**:[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00132-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00132-6). 33-39.

The Nature Conservancy (2009). Indicators of hydrologic alteration version 7.1. User's manual : 81.

Tomlinson, D. L., J. G. Wilson, C. R. Harris and D. W. Jeffrey (1980). "Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index." Helgoländer Meeresuntersuchungen **33**:10.1007/BF02414780. 566–575.

Tsaboula, A., E. N. Papadakis, Z. Vryzas, A. Kotopoulou, K. Kintzikoglou and E. Papadopoulou-Mourkidou (2019). "Assessment and management of pesticide pollution at a river basin level part I: Aquatic ecotoxicological quality indices." Science of the Total Environment **653**:10.1016/j.scitotenv.2018.08.240. 1597-1611.

Tsague, G. E. (2005). "La compaction des sols : Les causes et les solutions." Retrieved 2021-09-01, from https://www.agrireseau.net/agroenvironnement/documents/Tsague_La%20compaction%20des%20sols.pdf.

Tyagi, S., B. Sharma, P. Singh and R. Dobhal (2013). "Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index." American Journal of Water Resources **1(3)**:10.12691/ajwr-1-3-3. 34-38.

Uddin, M. G., S. Nash and A. I. Olbert (2021). "A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality." Ecological Indicators **120**:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. 21.

UK, Technical Advisory Group on the WFD (2008). UK environmental standards and conditions (phase 1)—final. **SR1-2006** : 73.

United States Environmental Protection Agency (2014). Wisconsin Integrated Assessment of Watershed Health.

Upadhyay, H. R., S. Lamichhane, R. M. Bajracharya, W. Cornelis, A. L. Collins and P. Boeckx (2020). "Sensitivity of source apportionment predicted by a Bayesian tracer mixing model to the inclusion of a sediment connectivity index as an informative prior: Illustration using the Kharka catchment (Nepal)." Science of the Total Environment **713**:10.1016/j.scitotenv.2020.136703.

USDA-ARS (1965). Rainfall-erosion losses from cropland east of the rocky mountains : Guide of selection of practices for soil and water conservation.

USDA-NRCS (2008). The soil tillage intensity rating (STIR).

USDA-NRCS (2012). Assessment of the Effects of Conservation Practices on Cultivated Cropland in the Missouri River Basin : 189.

Valette, L., A. Chandesris, J. Malavoi, Y. Suchon and B. Willet (2013). Protocole AURAH-CE Audit Rapide de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau. Méthode de recueil d'informations complémentaires à SYRAH-CE sur le terrain, Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) : 49.

Vance, E., P. Brookes and D. Jenkinson (1987). "An extraction method for measuring soil microbial biomass C." Soil Biology and Biochemistry **19(6)**:10.1016/0038-0717(87)90052-6 703–707.

Verburg, P., W. Soepboer, A. Veldkamp, R. Limpiada, V. Espaldon and S. Mastura (2002). "Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model." Environmental Management **30(3)**:<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2630-x>. 391–405.

Veum, K. S., R. J. Kremer, K. A. Sudduth, N. R. Kitchen, R. N. Lerch, C. Baffaut, D. E. Stott, D. L. Karlen and E. J. Sadler (2015). "Conservation effects on soil quality indicators in the Missouri Salt River Basin." Journal of Soil and Water Conservation **70(4)**:10.2489/jswc.70.4.232. 232-246.

Vliet, L. J. P. v., G. A. Padbury, H. W. Rees and M. A. Matin (2005). "Erosion du sol - Erosion hydrique." (dans Lefebvre, A., W. Eilers et B. Chunn (éd.). 2005. L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux – Rapport No 2. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).). 94-100.

Walsh, M. C., J. Deeds and B. Nightingale (2007). User's Manual And Data Guide To The Pennsylvania Aquatic Community Classification, Pennsylvania Natural Heritage Program : 169.

Wilson, S., M. Griffiths and M. Anielski (2001). The Alberta GPI Accounts: Water Resource and Quality The Pembina Institute : 50.

Windom, H. L., S. J. Schropp, F. D. Calder, J. D. Ryan, R. G. Smith Jr., L. C. Burney, F. G. Lewis and C. H. Rawlinson (1989). "Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States." Environ. Sci. Technol. **23(3)**:10.1021/es00180a008. 314-320.

Wong, Y. J., Y. Shimizu, K. He and N. M. N. Sulaiman (2020). "Comparison among different ASEAN water quality indices for the assessment of the spatial variation of surface water quality in the Selangor river basin, Malaysia." Environmental Monitoring and Assessment **192(10)**:10.1007/s10661-020-08543-4.

Woodruff, N. P. and F. H. Siddoway (1965). "A wind erosion equation." Soil Science Society of America:<https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900050035x>. 602-608.

Wyźga, B., A. Amirowicz, A. Radecki-Pawlik and J. Zawiejska (2009). "Hydromorphological conditions, potential fish habitats and the fish community in a mountain river subjected to variable human impacts, the Czarny Dunajec, Polish Carpathians." River Research and Applications **25(5)**:<https://doi.org/10.1002/rra.1237>. 517–536.

Xue, Y.-J., S.-G. Liu, Y.-M. Hu and J.-F. Yang (2010). "Soil Quality Assessment Using Weighted Fuzzy Association Rules." **20(3)**:10.1016/S1002-0160(10)60022-7. 334-341.

- Yang, T., S. Wang, X. P. Li, T. Wu, L. Li and J. Chen (2018). "River habitat assessment for ecological restoration of Wei River Basin, China." Environmental Science and Pollution Research **25**(17):10.1007/s11356-018-1774-z. 17077-17090.
- Yang, W., F. Zheng, Y. Han, Z. Wang, Y. Yi and Z. Feng (2016). "Investigating spatial distribution of soil quality index and its impacts on corn yield in a cultivated catchment of the Chinese mollisol region." Soil Science Society of America Journal **80**(2):10.2136/sssaj2015.09.0335. 317-327.
- Yotova, G., M. Varbanov, E. Tcherkezova and S. Tsakovski (2021). "Water quality assessment of a river catchment by the composite water quality index and self-organizing maps." Ecological Indicators **120**:10.1016/j.ecolind.2020.106872.
- Yunus, A. J. M., N. Nakagoshi and A. L. Ibrahim (2003). "Application of GIS and remote sensing for measuring and evaluating land-use change and its impact on water quality in the Pinang River watershed." Ecology and Civil Engineering **6**(1):10.3825/ece.6.97. 97-110.
- Zadeh, L. A. (1965). "Fuzzy Sets." Information and Control **8**. 338-353.
- Zandbergen, P. A. and K. J. Hall (1998). "Analysis of the British Columbia Water Quality Index for watershed managers: A case study of two small watersheds." Water Quality Research Journal of Canada **33**(4):10.2166/wqrj.1998.030. 519-549.
- Zhang, Q., Y. Song and W. You (1999). "Relationship between plant community secondary succession and soil fertility in Tiantong, Zhejiang province." Acta Ecologica Sinica **2**. 174–179.
- Zhang, Q., T. Yang, X. H. Wan, Y. Y. Wang and W. Wang (2021). "Community characteristics of benthic macroinvertebrates and identification of environmental driving factors in rivers in semi-arid areas - A case study of Wei River Basin, China." Ecological Indicators **121**:10.1016/j.ecolind.2020.107153.
- Zingaro, M., A. Refice, E. Giachetta, A. D'Addabbo, F. Lovergine, V. De Pasquale, G. Pepe, P. Brandolini, A. Cevasco and D. Capolongo (2019). "Sediment mobility and connectivity in a catchment: A new mapping approach." Science of the Total Environment **672**:10.1016/j.scitotenv.2019.03.461. 763-775.
- Zobeck, T., J. Crownover, M. Dollar, R. Van Pelt, V. Acosta-Martinez, K. Bronson and D. Upchurch (2007). "Investigation of soil conditioning index values for southern High Plains agroecosystems." Journal of Soil and Water Conservation **62**(6). 433–442.
- Zobeck, T. M., B. Halvorson, B. Wienhold, V. Acosta Martinez and D. L. Karlen (2008). "Comparison of two soil quality indexes to evaluate cropping systems in northern Colorado." Journal of Soil and Water Conservation **63**:10.2489/jswc.63.5.329. 329–338.

ANNEXE I : Lignes de code utilisées pour la recherche dans les bases de données

•**Scopus:**

TITLE(watershed* OR basin* OR catchment*) AND TITLE-ABS-KEY(index OR indices) AND TITLE-ABS-KEY(health OR quality) AND TITLE-ABS-KEY(integrity OR biological OR water* OR sediment* OR soil* OR hydrogeo* OR hydromorpho*) AND TITLE-ABS-KEY(environment* OR river* OR agricultur*) AND (LIMIT-TO (LANGUAGE,"English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE,"French")) AND (EXCLUDE (EXACTKEYWORD,"Floods") OR EXCLUDE (EXACTKEYWORD,"Heavy Metals") OR EXCLUDE (EXACTKEYWORD,"Heavy Metal"))

A permis de sélectionner 1680 documents

•**WebofScience :**

(TI=(watershed* OR basin* OR catchment*) AND ALL=(index OR indices) AND ALL=(health OR quality) AND ALL=(integrity OR biological OR water* OR sediment* OR soil* OR hydrogeo* OR hydromorpho*) AND ALL=(environment* OR river* OR agricultur*)) AND LANGUAGE: (English OR French)

A permis de sélectionner 2220 documents

•**Sites internet institutionnels :**

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse en France

Australien Gouvernement : Department of Agriculture, Water and Environment

Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement

European Environment Agency

Ministry of Environment and Water of Malaysia : Department of Environment

Ministry of Naturel Resources and Environment of the Socialist Republic of Vietnam

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques de Québec

New Zealand Gouvernement : Ministry for the Environment

Oregon Departemnt of Environmental Quality

US Environmental Protection Agency

ANNEXE II : Indices relevés de la littérature pour évaluer la qualité de l'eau

Indices		Agglo. Spatiale	Agglo. Temporelle/	Paramètres	Formulation	Référence source
Nom						
<i>Indices de la qualité des eaux</i>						
1965 : États Unis	1- Indice de Horton	Rivières		10 paramètres : oxygène dissous, coliformes totaux, conductivité, alcalinité, chlorure, pH, température, traitement des eaux usées (% population servie), extrait de chloroforme de carbone, pollution	Additive (Moyenne arithmétique pondérée)	(Horton, 1965)
1970 : États Unis	2- NSF-WQI (additif)	Rivières	Méthode de Delphi	9 paramètres : Oxygène dissous, Coliforme fécaux, pH, DBO5, Nitrates, Phosphates, Température, Turbidité, MES (2 autres paramètres ont été ajoutés pour une version ultérieure : pesticides + éléments toxiques)	Additive	(Brown <i>et al.</i> , 1972)
1970 : États Unis	3- Indice de pollution de Rivières l'eau (Water pollution index : Nemerow's index)			15 paramètres : couleur, chlore, alcalinité, oxygène dissous, coliformes fécaux, dureté, température, solides dissous totaux, azote total, turbidité, manganèse, pH, MES, sulfates, Fe	Moyenne quadratique	(Nemerow <i>et al.</i> , 1970)
1971 : Italie	4- Indice de Prati (Prati's index)	Rivières		13 paramètres : oxygène dissous, pH, DBO5, DCO, MES, nitrates, ammoniac, chlore, Fe, manganèse,	Additive	(Prati <i>et al.</i> , 1971)

					Alkylbenzene sulfanates, Extrait de chloroforme de carbone 4 paramètres pour sa version courte : oxygène dissous, DBO5, DCO, Nitrates (Gossweiler <i>et al.</i> , 2019)		
1972 : États Unis	5-	Indice arithmétique pondéré de la qualité de l'eau (IAPQE) de Brown	Rivière		14 paramètres : Oxygène dissous, saturation en oxygène, DBO5, DCO (méthode du dichromate de potassium), DCO (méthode du permanganate de potassium), ammonium, nitrite, nitrate, phosphore, résidus friable, chlorure, sulfates, calcium, Fer.	Moyenne arithmétique pondérée	(Brown <i>et al.</i> , 1972) (Enea <i>et al.</i> , 2017)
1973 : États Unis	6-	NSF-WQI (multiplicatif)	Rivières	Méthode de Delphi	11 paramètres : Oxygène dissous, Coliforme fécaux, pH, DBO5, Nitrates, Phosphates, Température, Turbidité, MES, pesticides, éléments toxiques	Fonction multiplicative	(Ott, 1978)
1974 : États Unis	7-	Indice de Harkins (Harkins's index)	Rivières		Choix ouvert	Classification non-paramétriques : procédures statistiques : Kendall	(Harkins, 1974)
1976 : Écosse	8-	Indice de la qualité des eaux en Écosse (indice modifié, arithmétique, pondéré)	Rivières	Méthode de Delphi	10 paramètres : Température, conductivité, MES, pH, ammoniac, oxygène dissous, coliformes fécaux, DBO5, DCO et nitrates	Indice modifié, arithmétique, pondéré	(SRDD, 1976, Bordalo <i>et al.</i> , 2006)
1977 : Royaume Uni	9-	Indice de Ross (Ross's index)		Méthode de Delphi	4 paramètres : MES, DBO5, oxygène dissous, azote ammoniacal	Additive	(Ross, 1977, Uddin <i>et al.</i> , 2021)

1977 : Amérique du Nord	10- Indice de Storet			Choix ouvert (pas de nombre spécifique) regroupés en 3 groupes : biologiques, physiques et chimiques. Dans (Arfan <i>et al.</i> , 2018) il y'a 9 paramètres : oxygène dissous, DBO5, pH, température, turbidité, solides totaux, nitrates, phosphore total, coliformes fécaux	Additive	(Sutadian <i>et al.</i> , 2016)
1978 : États Unis	11- Indice de Stoner (Stoner's index)			16 paramètres pour irrigation : rapport d'absorption du sodium, conductance spécifique, coliformes fécaux, arsénique, bore, Cd, aluminium, Béryllium, chrome, cobalt, manganèse, vanadium, Cu, Fluor, nickel et Zinc 13 paramètres pour l'approvisionnement en eau : azote ammoniacal, chlore, couleur, Cu, coliformes fécaux, Fluor, Fe, substances actives du bleu du méthylène, nitrites, pH, phénols, sulfates, Zinc	Additive	(Stoner, 1978)
1979 : États Unis	12- Oregon WQI – Indice de la qualité de l'eau	Rivières	Méthode de Delphi	6 paramètres pour la première version : (Oxygène dissous, pH, coliformes fécaux, DBO5, solides totaux, NO3+ammoniac) (fonction additive) 8 paramètres : les 6 paramètres + température et phosphore total (fonction de la moyenne harmonique)	Fonction additive pondérée (première version) Fonction de la moyenne harmonique (2 ^{ème} version)	(Dunnette, 1979) (Cude, 2001)

1979 : Espagne	13- Bascaoron objective WQI	Rivières		Selon le choix de l'utilisateur : 26 paramètres : pH, DBO5, oxygène dissous, température, coliformes totaux (CT), couleur, turbidité, réduction du permanganate, détergents, dureté, pesticides, huiles et graisses, sulfates (SO4), NO3, cyanures, sodium, CO2 libre, azote ammoniacal (ammoniaque-N), chlorure (Cl), conductivité, magnésium (Mg), phosphore (P), nitrites (NO2), calcium (Ca) et aspect apparent	Fonction arithmétique pondérée modifiée	(Bascarón, 1979) (Lopes <i>et al.</i> , 2020)
1985 : Inde	14- Indice de Bhargava (Bhargava's index)			4 groupes : coliformes, métaux, paramètres physiques, les paramètres organiques et inorganiques	Multiplicative modifiée	(Bhargava, 1985)
1986 : Royaume Uni	15- Indice de House (House's index)		Méthode de Delphi	9 paramètres : Oxygène dissous, Azote ammoniacal, MES, DBO5, NO3, pH, température, chlorides, coliformes totaux	Additive	(House, 1986, House <i>et al.</i> , 1987)
1987 : Royaume Uni	16- Indice de Dinius (Dinius's index)		Méthode de Delphi	9 paramètres : oxygène dissout, DBO5, conductivité électrique, alcalinité, dureté, fluorure, conductance spécifique, pH, NO3, température, couleur	Multiplicative	(Dinius, 1987)
1990 : Nouvelle Zélande	17- Indice de Smith (Smith's index)			9 paramètres : 4 pour la reproduction des poissons (MES, turbidité, DBO5, température). 6 pour l'utilisation générale et la baignade (oxygène dissoute, MES,	Min des indicateurs	(Smith, 1990)

			turbidité, température, coliformes fécaux, DBO5). 7 paramètres pour l'approvisionnement en eau (oxygène dissoute, MES, turbidité, BBO5, température, ammoniac, coliformes fécaux		
1990 : Inde	18- Indice de Ved Parkash		4 paramètres : oxygène dissous, DBO5, pH, coliformes fécaux	Additive	(Sarkar et al., 2006)
1994 : Serbie	19- Indice sommaire de la qualité de l'eau (ISQE) (Indice de Dojlido)	Rivière	7 paramètres de base : DBO5, MES, phosphore, ammoniac, solides dissous, DCO, oxygène dissous 19 paramètres supplémentaires : Fer, phénols, azote organique, dureté, Manganèse, sulfates, Cl, DCO-Cr, nitrate, plomb, mercure, cuivre, chrome, chrome total, zinc, cadmium, nickel et cyanures	Moyenne harmonique	(Dojlido et al., 1994)
1994 : Malaisie	20- DOE-WQI : indice de la qualité de l'eau du département de l'environnement de Malaisie	Tronçon (rivière)	6 paramètres : oxygène dissous, pH, DBO5, DCO, MES, azote ammoniacal	Additive	(Department of Environment Malaysia, 1994), (Yunus et al., 2003)
1995 : Colombie-Britannique, Canada	21- Indice de la qualité de l'eau de la Colombie Britannique (BCWQI : British Columbia water quality index)	Choix ouvert	Choix ouvert : au moins 10 paramètres les plus communs	Approche EFA	(Zandbergen et al., 1998)
1996 : Alberta, Canada	22- Indice de la qualité de l'eau des rivières de l'Alberta		Paramètres classés en 4 groupes : Bactéries, métaux, nutriments et pesticides	Pas d'information sur la fonction d'intégration	(Wilson et al., 2001) (Alberta, 2015) (Land use Planning Hub, 2020)

1997 : Québec, Canada	23- Indice de la qualité bactériologique et physicochimique de Québec		10 paramètres : phosphore total, coliformes fécaux, turbidité, MES, Azote ammoniacal, Nitrates-nitrites, Chlorophylle a totale, ph, DBO5, Saturation (O2)	Min des indicateurs	(Hébert, 1997)
1999 : France	24- Indice de l'état et de la durabilité (statut and sustainability)		15 groupes d'altération regroupant 151 paramètres : couleur, acidification, minéralisation, micro-organismes, métaux dans les bryophytes, minéraux, micropolluants, nitrates, non-pesticides, micropolluants organiques, pesticides, matière phosphorée, phytoplankton, MES, température : Choix selon l'impact sur l'environnement	Min des indicateurs	(Fulazzaky, 2010)
1999 : Croatie	25- Indice Dalmatien (Dalmatian index)	Méthode de Delphi	9 paramètres : coefficient de corrosion, température, minéralisation, oxygène dissout, DBO5, azote total, phosphore total, coliformes totaux, protéine N, K = (Cl + SO4)/HCO3	Additive ou multiplicative	(Štambuk-Giljanović, 1999)
2000 : Lettonie	26- Indice de pollution de Rivières l'eau (Water pollution index, Lettonie)	Mensuel	19 paramètres : Oxygène dissoute, saturation en oxygène, pH, MES, DBO5, DCO, nitrates, nitrites, orthophosphates, ammonium, métaux (Fe, Mn, Hg, Cu, Pb, Zn, Cd), sulfates, coliformes fécaux	Fonction (somme des moyennes)	(Lyulko et al., 2000) (Brankov et al., 2012)
2001 : Nouvelle Zélande	27- Indice de contact récréatif (ICR)		8 paramètres : coliformes fécaux, couleur, azote inorganique dissous, phosphore réactif dissous, DBO5, pH, turbidité, clarté visuelle	Min des indicateurs	(Nagels et al., 2001)

2001 : Canada	28- Indice de la qualité des eaux (CCME)	Rivières	Échantillonna ge (4 fois par an)	Variables (8-20 paramètres) et le minimum 4 paramètres	Approche EFA	(CCME, 2001a)
2002 : Maroc	29- Indice de la qualité de l'eau du Maroc (Moroccan WQI)			6 paramètres : oxygène dissoute, DBO5, DCO, coliformes fécaux, phosphore total, ammonium	Min des indicateurs	(Moroccan decree, 2002), et une de ses application : (Chadli et al., 2021)
2002 : États Unis	30- Indice d'Hallock (Hallock's index)			8 paramètres : température, oxygène dissoute, pH, coliformes fécaux, azote total, phosphore total, MES, turbidité	Additive	(Hallock, 2002)
2002 : Inde	31- Indice global de pollution (Overall index of pollution – OIP)	Eaux de surface		13 paramètres : pH, turbidité, oxygène dissous, DBO5, dureté, total des solides dissous, coliformes totaux, l'arsenic (As) et le fluorure (F), chlorure, couleur, sulfate, nitrates	Moyenne	(Sargaonkar et al., 2003)
2004 : Taiwan	32- Indice de Liou (Liou's index)		Paramètres sélectionnés sur la base de leur impact sur la santé et l'environnement	Au moins 10 paramètres : DBO5, oxygène dissoute, matière solide en suspension, azote ammoniacal, pH, coliformes fécaux, température, turbidité, paramètres toxiques (Zn, Pb, Cd, Cr, Cu)	Additive pour intégrer les paramètres qui ont des caractéristiques similaires, et une multiplicative pour intégrer l'ensemble des indicateurs	(Liou et al., 2004)
2004 : États Unis	33- Indice de Said (Said's index)			5 paramètres : oxygène dissoute, turbidité, phosphore total, coliformes fécaux, conductivité spécifique	Une équation logarithmique	(Said et al., 2004)

2006 : Espagne	34- Indice flou de la qualité des eaux (Fuzzy water quality index)		Système ouvert (laisse le choix à l'utilisateur)	Logique flou (fuzzy logic)	(Ocampo-Duque <i>et al.</i> , 2006) selon le principe proposé par Zadeh (1965)
2007 : Turquie	35- Indice Universel de la qualité des eaux (Universel WQI)		12 paramètres : arsenic, Cd, cyanure, oxygène dissous, DBO5, fluorure, mercure, nitrate-azote, pH, sélénium, coliformes fécaux, phosphore total	Additive	(Boyacioglu, 2007)
2011 : Vietnam	36- Indice de Hanh (Hanh's index) (ministère de l'environnement et des ressources naturelles) MONRE-WQI		Au moins 10 paramètres : turbidité, matière solide en suspension, oxygène dissoute, DCO, DBO5, orthophosphates, azote ammoniacal, coliformes totaux, température, toxicité, pH	Additive pour intégrer les paramètres qui ont des caractéristiques similaires, et une multiplicative pour intégrer l'ensemble des indicateurs	(Hanh <i>et al.</i> , 2011) (MONRE, 2011)
2012 : Argentine	37- Indice d'Almeida (Almeida's index)	Méthode de Delphi	9 paramètres : NO3, DCO, pH, phosphore, détergent, Entérocoques, coliformes totaux, coliformes fécaux, Escherichia Coli	Multiplicative	(Almeida <i>et al.</i> , 2012)
2014 : Maroc	38- Indice de la qualité de l'eau des rivières	Rivières	6 paramètres : oxygène dissous, DBO5, DCO, azote ammoniacal, coliformes fécaux, phosphore total	La logique floue (fuzzy)	(Mourhir <i>et al.</i> , 2014)
2016 : Thaïlande	39- PCD-WQI (Thaïlande) département du contrôle de la pollution	General	5 paramètres : Oxygène dissous, pH, DBO, MES, Azote ammoniacal	Équation (moyenne)	(Wong <i>et al.</i> , 2020)

2017 : Brésil	40- Indice de la qualité des eaux de Medeiros	Rivières			10 paramètres : température, pH, MES, solide dissous totaux, oxygène dissous, DBO5, coliformes thermotolérants, azote total, phosphore total, turbidité	Multiplicative	(Medeiros <i>et al.</i> , 2017)
2017 : Indonésie	41- Indice de la qualité des eaux de West Java	Rivières			13 paramètres : température, MES, DBO5, oxygène dissous, nitrites, phosphore total, détergent, phénol, chlorure, zinc, plomb, mercure, coliformes fécaux	Multiplicative	(Sutadian, 2017)
2020 : Afrique du Sud	42- Indice de la qualité de l'eau universel (Universal WQI)				13 paramètres : azote ammoniacal, calcium, chlorure, chlorophylle a, conductivité électrique, fluorure, dureté, magnésium, manganèse, nitrates, pH, sulfate, turbidité	Additive	(Banda <i>et al.</i> , 2020)
Autres	43- Indice du potentiel de pollution par les déjections animales				L : Taux d'application de P2O5 MDR = rapport de livraison modifié (MDR= 0 à 1) A = facteur de disponibilité (A = 0 à 1)	Modèle physique	(Giasson <i>et al.</i> , 2002)
	44- Indice de contamination de l'eau par le phosphore	Bassin versant	Cinq ans		Concentration du phosphore et une composante hydrologique	Modèle physique	(Prasuhn <i>et al.</i> , 2005)
	45- Indice de contamination de l'eau par les coliformes	Bassin versant	Cinq ans		2 paramètres : le nombre possible de coliformes et la probabilité du transport vers les cours d'eau	Modèle physique	(Bochove <i>et al.</i> , 2005)
	46- Indice de contamination de l'eau par les pesticides	Bassin versant	Cinq ans		Éléments chimiques prévenant des pesticides utilisés	Modèle physique	(Cessna <i>et al.</i> , 2005)

47- Indice de risque de pesticides de Québec	Matière active dans une préparation commerciale : Indice de risque toxicologique de la matière active et facteur de compensation	Additive	(Samuel <i>et al.</i> , 2012)
48- Indice de risque de santé	Indice de risque toxicologique, facteur de pondération, concentration de la matière active dans la préparation commerciale	Multiplicative	(NAIS, 2000)
49- Indice de risque de l'environnement	Bioaccumulation, mobilité, persistance dans le sol, impact sur les invertébrés terrestres	Formule mathématique spéciale	(Samuel <i>et al.</i> , 2012)
50- L'indice compréhensible de pollution (Comprehensive pollution index)	Concentration du polluant, et sa concentration standard	Moyenne	(Zhang <i>et al.</i> , 2021)
51- Indice de la vie aquatique (IVA)	IVMMVA et l'indicateur de l'état trophique	Fonction	(Cetesb, 2017)
52- Indice des variables minimales pour le maintien de la vie aquatique (IVMMVA)	Variables essentielles (oxygène dissous et pH) Substances toxiques (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn et les tensioactifs)	Multiplication	(Cetesb, 2017)
53- Indice de la qualité aquatique (IQA)	C'est une application de l'indice de la qualité de l'eau du CCME (les variables sont juste des pesticides)	Approche EFA	(Tsaboula <i>et al.</i> , 2019)
54- Indice de la qualité des eaux (méthode de Bascaron index) modifiée	Déficit d'oxygène	Équation empirique	(Sanchez <i>et al.</i> , 2007)

55- Indice de la qualité
des eaux

Prédire la
qualité de
l'eau en
temps réel
(éliminer le
DBO et DCO)

DO, SS, pH, NH4-N, Température,
conductivité, turbidité, DS, TS, NO2,
Cl, PO4, As, Zn, Cu, Fe, K, Mg, Na,
OG, E-Coli, Coliformes, Cd, Cr et Pb

Feedforward
Artificial neural
networks (ANN)

(Ahmad *et al.*, 2017)

ANNEXE III : Indices relevés de la littérature pour évaluer la qualité des sédiments

Composante Indices						
Nom	Agglo. Spatiale	Agglo. Temporelle	Variables	Formulation	Référence source	
<i>Évaluation de la production (régulation) des sédiments</i>						
Indice de production des sédiments (<i>Sediment yield index – SYI</i>)	Bassin		Pente type de sol occupation	Multiplicative (SIG)	(Gajbhiye <i>et al.</i> , 2014)	
Indice de régulation des sédiments (<i>Sediment Regulation Index – SRI</i>)	Bassin, sous bassin	Annuel ou mensuel	Taux d'érosion annuel ou mensuel et taux maximal annuel ou mensuel des dépôts de sédiments	Fonction exponentielle	(Pan <i>et al.</i> , 2019)	
<i>Évaluation de la connectivité des sédiments</i>						
Indice de connectivité des sédiments (<i>Sediment Flow Connectivity Index – SCI</i>)	Bassin		SM1 : facteur de détachement potentiel des sédiments : 3 éléments : indice d'utilisation du sol, indice de stabilité du sol et indice de précipitations. SM2 : facteur du mouvement potentiel vers les zones environnantes : 2 éléments : la pente et la rugosité	Fonction logarithmique	(Zingaro <i>et al.</i> , 2019)	
<i>Évaluation de la contamination des sédiments</i>						

<i>Indices mono-élément</i>	Facteur d'enrichissement (<i>Enrichment factor – EF</i>)	Bassin, rivière	Métaux (concentration d'un élément et concentration d'un élément de référence dans un échantillon)	Rapport	(Tam et al., 1998)
	Facteur de contamination (Contamination factor – CF)	Lac, sous bassin, rivière, bassin	Métaux	Rapport	(Hakanson, 1980)
	Indice de géo-accumulation (<i>Geo-accumulation index – I_{geo}</i>)	Bassin, rivière	Métaux	Fonction logarithmique	(Müller, 1969)
	Indice de risque écologique potentiel d'un seul métal (E_f^i)	Rivière	Métaux	Multiplicative	(Hakanson, 1980)
	Indice de pollution anthropique (<i>Anthropogenic pollution index – API</i>)		Métaux	Fonction logarithmique	(Nasrabadi et al., 2010)
	Indice de pollution à risque (<i>Risky pollution index – RPI</i>).		Métaux	Fonction logarithmique	(Nasrabadi et al., 2010)
<i>Indices poly-éléments</i>	Indice de pollution des sédiments (<i>Sediment pollution index – SPI</i>)	Bassin, rivière	Métaux	Additive	(Rubio et al., 2000)
	Indice de charge polluante (<i>Pollution load index – PLI</i>)	Bassin, rivière	Métaux	Multiplicative (moyenne géométrique)	(Tomlinson et al., 1980)
	Indice de risque écologique (<i>Ecological risk index – ERI</i>)	Bassin, rivière	Métaux	Additive	(Hakanson, 1980)
	Quotient moyen du Guide de la qualité des sédiments	Bassin, rivière	Métaux	Additive	(MacDonald et al., 2000, Sahli et al., 2012)

*(Consensus-Based Sediment
Quality Guidelines – CBSQG) Qm*

Indice de toxicité des pesticides Rivière
(Pesticide Toxicity Index – PTI)

Quotient de toxicité qui
correspond au rapport
entre la concentration du
pesticide et la valeur limite
maximale du résidu

Additive

(Chaikasem et *al.*, 2020)

Indice de pollution (*Pollution
Index – PI*) Rivière

Facteurs de contamination
et facteurs de
contamination maximale

Moyenne quadratique

(Nemerow, 1991)

Indice de la qualité des
sédiments (IQSe du CCME) Variable

Choix ouvert à l'utilisateur

Méthode EFA

(CCME, 2001b, 2007, 2017)

Indice de degré de
contamination modifié
*(Modified Degree of
Contamination – mC_d)* Bassin,
rivière

Facteurs de contamination

Moyenne

(Hakanson, 1980)

ANNEXE IV : Indices relevés de la littérature pour évaluer la qualité des sols

Composante Indice						
Nom	Agglo. Spatiale	Agglo. Temporelle	Variables	Formulation	Référence source	
<i>Approche analytiques</i>						
<i>Canada</i>	Programme national de surveillance de la qualité des sols (<i>National soil quality monitoring program</i>)	23 sites de référence	Sélection des sites de références basé sur des critères déterminés par scientifiques et des agriculteurs :	Analyse des tendances	(Acton et al., 1995)	
			<ul style="list-style-type: none"> - N'incluent que les terres cultivées, - Zone de sol majeure, région agricole ou les deux - Frome de relief typique, vaste groupement textural des sols ou les deux - Système de production agricole important (préoccupations agricoles provinciales) - Présentent un potentiel de dégradation du sol - Entre 5 à 10 ha 			

	Programme national de surveillance de la qualité des sols (<i>National soil quality monitoring program</i>)	Régional ou national	Évaluation de la qualité inhérente du sol par rapport à quatre composantes : <ul style="list-style-type: none"> - Porosité disponible - Rétention des substances nutritives - Conditions physiques d'enracinement - Conditions chimiques d'enracinement 	Approche basée sur SIG (système de scores) (MacDonald et al., 1998)
<i>États Unis</i>	Indice de la qualité du sol de Karlen (Modèle d'évaluation de la gestion des sols)	Parcelle	Le système propose à l'utilisateur ente 4 et 8 paramètres. Courbes caractéristiques développées pour 13 paramètres : 4 paramètres physiques : densité apparente, stabilité des macroagrégats, eau disponible pour les plantes, espace poreux remplis d'eau. 5 paramètres chimiques : pH, conductivité électrique, taux d'absorption du Na, P et K. 4 paramètres biologiques : carbone organique du sol, biomasse microbienne, azote	Moyenne (Andrews et al., 2004) Lié au site web (http://soilquality.org/tools/smaf_intro.html)

			potentiellement minéralisable et activité de la b-glucosidase		
	Test de santé du sol Cornell (<i>Cornell Soil Health Test</i>)	Parcelle	4 paramètres physiques : texture du sol, stabilité des agrégats, capacité en eau disponible, résistance du sol. 4 paramètres biologiques : teneur en matière organique, teneur en carbone actif, azote potentiellement minéralisable, score de la santé des racines. 4 paramètres chimiques : pH, phosphore assimilable, potassium assimilable, teneur en éléments mineurs.	Additive	(Idowu <i>et al.</i> , 2008) Lié au site web (https://soilhealth.cals.cornell.edu/)
<i>Australie</i>	Site Web sur la qualité des sols	National et régional	9 paramètres biologiques, 5 paramètres chimiques et 3 paramètres physiques	Pas d'intégration (classes le risque de dégradation de la qualité du sol en 3 catégories : haut, modéré et faible)	(Gonzalez-Quiñones <i>et al.</i> , 2015, Bünemann <i>et al.</i> , 2018) Lié au site web (http://soilquality.org.au/)
<i>Nouvelle-Zélande</i>	Indicateurs de la qualité des sols (<i>SINDI – Soil Quality Indicators</i>)		7 paramètres : fertilité : Phosphore disponible à la plante. Acidité : pH. Ressources organiques : Azote minéralisable, carbone total,	Pas d'intégration : comparaison avec les données de la base de données (paramètres collectés	(Lilburne <i>et al.</i> , 2004) Lié au site web (https://sindi.landcareresearch.co.nz/)

		azote total. Qualité physique : Densité apparente et macroporosité	dans 511 sites en Nouvelle-Zélande)	
<i>Irlande</i>	Projet SQUARE – Soil Quality Assessment Research	Parcelle	Évaluation des fonctions du sol : filtration et purification de l’eau, séquestration du carbone, biodiversité, cycle des nutriments, production des aliments et des fibres	Pas d’intégration (Bondi <i>et al.</i> , 2017) Lié au site web (https://www.teagasc.ie/environment/soil/research/square/)
<i>Union Européenne</i>	Projet (ENVASSO – ENVvironmental ASsessment of Soil for mOnitoring)		28 indicateurs prioritaires pour 9 menaces : Érosion : érosion hydrique, érosion éolienne, érosion par travail du sol. Déclin de la matière organique : % du carbone organique dans la terre arable, stock du carbone organique (t.ha-1), stock du carbone organique dans la tourbe (Mt). Contamination : % métaux dans le sol, % dépassement de la valeur critique par le soufre et l’azote, % progrès dans la gestion des sites contaminés. Imperméabilité : zone imperméable (ha ou % des terres consommées), %	Pas d’intégration (évaluation de la dégradation des sols) (Huber <i>et al.</i> , 2008, Kibblewhite <i>et al.</i> , 2008) Lié au site web (https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/envasso)

consommation des terres (urbanisé), % zone d'implantation établie sur des terrains précédemment aménagés. Compaction : densité (densité apparente, densité de tassement, porosité totale), % volume des pores remplis d'air, vulnérabilité au compactage. Déclin de la biodiversité : diversité des vers de terres et biomasse fraîche, diversité des collemboles, respiration microbienne (g CO₂ kg⁻¹ du sol). Salinisation : % profil du sel, % sodium assimilable, sources potentielles du sel et vulnérabilité des sol.

Glissement de terrain : occurrence de glissement de terrain (ha), Volume/poids des matériaux déplacés (m³ ou tonnes), risques de glissement de terrain. Désertification : surface de la zone à risque de désertification (km²), superficie des terres brûlées par des

			incendies de forêts, % carbone organique dans le désert.	
<i>Méthode de la logique Floue (Fuzzy)</i>	Évaluation de la qualité du sol à l'aide de la logique floue (Fuzzy association rules)	Unité spatiale (polygone de la base de données de la province)	Altitude, la pente, la texture du sol, le pH du sol, la teneur en matière organique du sol et l'utilisation des terres	La logique floue (Fuzzy) (Xue <i>et al.</i> , 2010)
<i>Indices de la qualité du sol</i>	Soil Vulnerability Index	Bassin versant	Ruissellement et lessivage	Classification basée sur les propriétés topographiques du terrain (pente), propriétés du sol (facteur d'érodabilité K de l'USLE) et les groupes hydrologiques du sol (USDA-NRCS, 2012)
Indice de la qualité du sol de Lima	Sous bassin		19 paramètres : recevoir, stocker et fournir de l'eau (perméabilité de l'eau du sol, microporosité, matière organique du sol, densité); favoriser la croissance des racines (matière organique du	Additive (moyenne) (Lima <i>et al.</i> , 2016)

	sol, densité, somme des bases, capacité d'échange cationique, saturation en aluminium); stockage, fourniture et le cycle des nutriments (matière organique, somme des bases, saturation en aluminium, pH); favoriser la conservation du sol (diamètre moyen géométrique, perméabilité de l'eau du sol, macroporosité, volume total des pores, matière organique su sol, densité)		
Indice de la qualité du sol par Parcelle types de couverture terrestre (utilisation du sol)	Humidité du sol, azote total, phosphore total, potassium total, matière organique, densité apparente, azote disponible, phosphore disponible, potassium disponible	Additive (avec des facteurs de pondération)	(Fu <i>et al.</i> , 2004)
Indice de la qualité du sol par Parcelle position de pente (Pierce <i>et al.</i> , 1991)	Humidité du sol, azote total, phosphore total, potassium total, matière organique, densité apparente, azote disponible, phosphore	Formule spéciale	(Fu <i>et al.</i> , 2004)

		disponible, potassium disponible		
Indice de détérioration du sol (Deterioration index – DI)	Parcelle	Capacité de rétention d'eau, pH, matière organique, azote total, capacité d'échange cationique, cations (calcium, magnésium, potassium, sodium), % sable, % limon, % argile	Formule spéciale	(Adejuwon <i>et al.</i> , 1988)
Indice d'intensité du travail du sol (<i>Soil Tillage Intensity Rating - STIR</i>)		Vitesse du travail recommandée, type de travail du sol, profondeur du travail du sol, surface perturbée	Une sortie (output) de RUSLE2	(USDA-NRCS, 2008) (Karlen <i>et al.</i> , 2008)
Indice de lessivage de l'azote (<i>N-leaching index</i>)		Indice saisonnier et indice de percolation	Une sortie (output) de RUSLE2 : multiplication	(Pierce <i>et al.</i> , 1991)
Indice de conditionnement du sol (<i>Soil conditioning index - SCI</i>)		La quantité de matière organique retournée au sol (OM), les effets du travail du sol et les opérations sur terrain (FO) et l'effet de l'érosion prévue associé au système de gestion (ER)	Une sortie (output) de RUSLE2 : multiplication	(Karlen <i>et al.</i> , 2008)
Indice de notation cumulé (INC)	Variable	Selon le choix de l'utilisateur	Additive	(Lal, 1994)

	Indice du rendement durable Parcelle (<i>Sustainable yield index – SYI</i>)		Le rendement moyen d'un champ expérimental, l'écart type du rendement et le rendement maximal du champ	Équation	(Singh <i>et al.</i> , 1990) (Gui <i>et al.</i> , 2009)
	Conductivity Claypan Index (CCI)		La profondeur de l'argile (mm), KSAT est la conductivité hydraulique saturée de la première couche du sol (mm.h ⁻¹) et SL est la pente en %	Équation	(Mudgal <i>et al.</i> , 2012)
	Indice de la qualité des sols du CCME (SoQI)		Ouvert ça dépend du choix de l'utilisateur et des contaminants du site	EFA	(CCME, 2007)
<i>Indicess du risque d'érosion</i>	Indicateur du risque d'érosion hydrique (IREH)	Variable Annuelle	Précipitations et ruissellement Érodabilité du sol Longueur de la pente Inclinaison de la pente Couverture et gestion Pratique de soutien	Modèle physique	(Vliet <i>et al.</i> , 2005) (USDA-ARS, 1965)
	Indicateur du risque d'érosion éolienne (IREE)	Parcelle bassin	Érodabilité du sol (Soil Survey Staff) Indice de rugosité (Soil Survey Staff) Facteur climatique (Soil Survey Staff) Distance couverte par le vent Couverture végétale eq	Modèle physique	(Rostad <i>et al.</i> , 2005) (Woodruff <i>et al.</i> , 1965)

	Indicateur du risque d'érosion par le travail du sol (IRETS)	Pente du terrain Profondeur du travail du sol (m) Distance moyenne de transport du sol (m) Densité apparente du sol (m) Érodabilité du sol (Soil Survey Staff)		(Lobb, 2005)
	Indicateur du risque d'érosion du sol	Indicateurs du risque d'érosion hydrique, éolienne et par travail du sol	Additive	(Lobb <i>et al.</i> , 2005)
<i>Indices de la partie biologique</i>	<i>Indices de la Maturity Index (MI)</i>	Fréquence apparition taxons	Poids objectif	(Bongers, 1990)
	<i>Indice de la biodiversité du sol</i>	Diversité microbienne et diversité de la faune du sol	Additive	(Orgiazzi <i>et al.</i> , 2016, Barão <i>et al.</i> , 2017)
	<i>Plant parasite index (PPI)</i>	Fréquence apparition taxons	Poids objectif	(Bongers, 1990)
<i>Indices de la partie chimique</i>	Indicateur du changement en carbone organique dans le sol	Les conditions climatiques (température moyenne mensuelle, précipitations mensuelles), types du sol (texture), pratiques de gestion agricole, teneur en lignine de la matière végétale, teneur en N, P et S des plantes, apports d'azote atmosphérique et du	Modèle Century	(McConkey <i>et al.</i> , 2005)

		sol, niveaux initiaux de C, N, P et S du sol		
Indicateur du risque de salinisation du sol		Aridité, couverture du sol, topographie, drainage et l'état actuel	Multiplicative	(Eilers <i>et al.</i> , 1997)
Indicateur du changement en carbone organique dans le sol		Conditions climatiques (température moyenne mensuelle, précipitations mensuelles), types du sol (texture), pratiques de gestion agricole, teneur en lignine de la matière végétale, teneur en N, P et S des plantes, apports d'azote atmosphérique et du sol, niveaux initiaux de C, N, P et S du sol	Modèle Century (version 4 améliorée)	(Metherell <i>et al.</i> , 1993, McConkey <i>et al.</i> , 2005)
Indice de gestion du carbone (Carbon management index CMI)	Parcelle /bassin	Indice du réservoir du carbone (fraction sans unité) Indice de labilité (fraction sans unité)	Multiplicative	(Blair <i>et al.</i> , 1995)
Quotient du risque pour les métaux lourds				(Roussel <i>et al.</i> , 2009)
Indice de contamination du sol par pesticides (<i>Soil</i>		Indicateur de la persistance et le mouvement des pesticides dans le sol (PMPS) et indicateur de l'exposition	Chaque indicateur est calculé individuellement	(Barão <i>et al.</i> , 2017)

	<i>contamination per pesticides indicator)</i>		environnementale du sol aux pesticides (EESP)		
<i>Compaction du sol</i>	Indice de la compacité apparente (Packing density – PD)		Densité apparente, teneur en argile (%)	Additive	(Jones <i>et al.</i> , 2003)
<i>Stock de la matière organique</i>	Stock de la matière organique (Stock of Organic Matter – SOM)	Variable	Épaisseur de la couche du sol, concentration en carbone organique de la couche en sol fin, densité apparente de la couche du sol fin, pourcentage de particules grossières de la couche	Multiplicative	(Bispo <i>et al.</i> , 2017)

ANNEXE V : Indices relevés de la littérature pour évaluer la qualité hydrogéomorphologique

Pays	Indice	Agglo. Spatiale	Agglo. Temporelle	Variables	Formulation	Référence source
<i>Italie</i>	Indice de la qualité morphologique (Morphological quality index – MQI)	Biefs (tronçon de la rivière ou parties homogènes de la rivière, avec une longueur de l'ordre du km)	50-100 ans	28 critères selon 3 catégories : <i>Formes et bandes riveraines (fonctionnalité) (13)</i> <ul style="list-style-type: none"> - F1) Continuité longitudinale des flux de sédiments et de matériaux ligneux - F2) Présence d'une plaine d'inondation - F3) Connectivité entre le versant et le corridor fluvial - F4) Processus de retrait des berges - F5) Présence d'un corridor potentiellement érodable - F6) Configuration du lit - pente de la vallée - F7) Configuration de la forme en plan - F8) Présence de formes fluviales typiques dans la plaine d'inondation - F9) Variabilité de la section transversale - F10) Structure du lit du chenal - F11) Présence de gros bois dans le chenal - F12) Largeur de la végétation fonctionnelle 	Poids objectifs	(Rinaldi et <i>al.</i> , 2013) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/5/58/ItalianMQI.pdf

- F13) Extension linéaire de la végétation fonctionnelle

Anthropisation (artificialité) (12)

- A1) Altération des flux en amont
- A2) Altération en amont des rejets de sédiments
- A3) Altération des flux dans le bief
- A4) Altération des rejets sédimentaires dans le bief
- A5) Structures de franchissement
- A6) Protections des berges
- A7) Levées artificielles
- A8) Modifications artificielles du cours de la rivière
- A9) Autres structures de stabilisation du lit
- A10) Enlèvement des sédiments
- A11) Enlèvement du bois
- A12) Gestion de la végétation

Ajustements 3 :

- CA1) Ajustements dans le plan du chenal
- CA2) Ajustements de la largeur du chenal
- CA3) Ajustements du niveau du lit

<i>Italie</i>	Indice de la qualité hydromorphologique (IQHM) (Hydro-Morphological quality index)	Biefs (tronçon de la rivière ou parties homogènes de la rivière, avec une longueur de l'ordre du km)	50-100 ans	29 critères selon 3 catégories : formes et bandes riveraines (fonctionnalité) (14), anthropisation (artificialité) (12), ajustements (Roldán)	Poids objectifs (Rinaldi et al., 2016)
---------------	--	--	------------	---	--

AH1 : Altération des flux en amont sans effets potentiellement pertinents sur la morphologie des canaux

<i>Italie</i>	Indice de la qualité morphologique pour la surveillance (IQMS) (<i>Morphological quality index for monitoring</i>)	Tronçon	5-10 ans	25 critères selon 2 catégories : <i>Formes et bandes riveraines (fonctionnalité)</i> (13) <i>Anthropisation (artificialité)</i> (12). Même critères que l'IQM à exclusion des critères d'ajustements	Poids objectifs/ des fonctions mathématiques continues pour (F2, F3, F5, F6, F7, F12, et F13) pour les critères de fonctionnalité, et (A2, A4, A5, A6, A7, A8, A9 et A12)	(Rinaldi et al., 2016)
<i>Québec</i>	Indice de la qualité de l'habitat (IQH) Indice du risque d'érosion des berges (IREB) (<i>Bank erosion hazard index – BEHI</i>)			Substrat benthique et disponibilité des abris, ensablement, types de courants, sédimentation, degré de marnage, modification du cours d'eau, fréquence des seuils, stabilité des berges, protection végétale de la berge et largeur de la bande végétale Le rapport hauteur de la berge (hauteur de la berge du cours d'eau/profondeur maximale du remblai), le rapport profondeur d'enracinement/hauteur de la berge, la densité d'enracinement, le pourcentage de la surface de la berge protégée, l'angle de la berge, le nombre et l'emplacement des différentes couches de composition du sol dans la	Poids objectifs Additive	(MDDEFP, 2013) (Rosgen, 2001)

			berge, et la composition des matériaux de la berge	
	Indice global de la qualité de l'habitat (IGQH)	Rivière	8 indicateurs : Indice d'activité humaine dans la zone riveraine, indice de la largeur de la zone tampon de végétation, indice d'érosion des berges, débit liquide, composition du substrat, complexité de l'habitat, méandres de la rivière et qualité de l'eau	Additive (avec des facteurs de pondérations) (Yang <i>et al.</i> , 2018)
Espagne	Indice hydrogéomorphologique (IHG)	Rivière	9 paramètres classés dans 3 groupes : <i>Qualité fonctionnelle du système fluvial</i> (a) le caractère naturel du régime d'écoulement, (b) la disponibilité et la mobilité des sédiments c) la fonctionnalité de la plaine d'inondation). <i>Qualité du cours d'eau</i> (a) le caractère naturel de la configuration et de la morphologie du chenal, (b) la continuité et le caractère naturel du lit de la rivière et des processus longitudinaux et verticaux et, (c) le caractère naturel des berges et la mobilité latérale). <i>Qualité du corridor riverain</i> (a) continuité longitudinale, (b) largeur, la structure et le caractère naturel	Matrice (scores)) (développé en Espagne et adopté en Argentine, Pérou et Chili (Ollero <i>et al.</i> , 2007, Briceño <i>et al.</i> , 2020)

(c) interconnectivité transversale.

<i>Espagne</i>	Indice de l'habitat fluvial (<i>Index for the assessment of fluvial habitat in Mediterranean rivers</i>)	Rivières méditerranéennes (biefs homogènes)	Année	7 composantes (16 paramètres) : Degré d'inclusion du substrat ou des sédiments dans les bassins, fréquence des forts débits, composition du substrat, conditions de vitesse/profondeur, ombrage, conditions d'hétérogénéité allochtones (feuilles et bois) et autochtone (différents groupes morphologiques des producteurs primaires), couverture végétale dans le chenal	Matrice (scores)	(Pardo et al., 2002) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/8/86/SpanishHF.pdf
<i>Autriche</i>	La qualité hydromorphologique des cours d'eau (<i>Guidelines for assessing the hydromorphological status of running waters</i>)	Tronçon de rivière (500 m)	Année	Trois groupes : <i>Paramètres hydrologiques</i> Prélèvement d'eau - tronçons d'eau résiduels, sections de surtension, barrages (retenues) <i>Les structures transversales pour l'évaluation de la continuité</i> <i>Les paramètres morphologiques</i> Divisés en deux sous-groupes : Paramètres principaux : dynamiques des berges et dynamiques des lits) Paramètres supplémentaires (composition du substrat, structure du	Descriptive	(Mühlmann, 2015) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/b/b7/AustrianMethod.pdf

				lit, développement du cours d'eau, végétation riveraine)		
<i>Danemark</i>	Indice danois de la qualité de l'habitat (<i>Danish Habitat Quality Index – DHQI</i>)	Tronçon de rivière (100 m – 200 m)	Année	Paramètres de section (exemple : largeur de la zone non affectée à proximité des cours d'eau), paramètres du cours d'eau (exemple : végétations suspendue), paramètres du substrat (couverture de pierre, gravier, sable et la boue) et des paramètres supplémentaires (exemple : coupes profondes sur la section).	Poids objectifs	(Pedersen <i>et al.</i> , 2006) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/e/e2/DanishDHQI.pdf
<i>Irlande et Irlande du Nord</i>	Technique d'évaluation hydromorphologique des rivières (<i>River hydrogeomorphology assessment technique – RHAT</i>)	Tronçon de rivière (500 mètres, en s'arrêtant tous les 50 mètres)		8 groupes de critères : Morphologie du chenal et type d'écoulement, végétation, diversité et état des substrats, obstacles à la continuité, structure et stabilité des berges, végétation des berges et du haut de talus, utilisation des terres riveraines et interaction avec la plaine inondable	Poids objectifs	(Murphy <i>et al.</i> , 2014) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/a/ab/IrishRhat.pdf
	Évaluation (suivi) géomorphique rapide (EGR) (<i>Rapid Geomorphic Assessments – RGAs</i>)	Tronçon		12 paramètres physiques Matériel du lit primaire, protection du lit et des berges, degré d'incision, degré de consistance (diminution de la largeur du sommet-berge du haut vers le bas), érosion des berges (chaque berge),	Poids Objectifs (système de notation différente d'un paramètre à autre)	(Simon <i>et al.</i> , 2007)

			instabilité des berges (pourcentage de chute de chaque berge), couverture végétale et forestière riveraine, occurrence des déchargement (pourcentage de la déposition fluviale de chaque berge), stade d'évolution du chenal, composition du talus latéral adjacent, pourcentage de la pente (longueur) apportant des sédiments, gravité de l'érosion des pentes latérales.		
<i>États-Unis</i>	Indice qualitatif de l'évaluation de l'habitat (<i>Qualitative habitat evaluation index – QHEI</i>)	Approche à grande échelle dépend des écorégions et des objectifs d'application par exemple avec couverture de 150-200 m pour les cours d'eau accessible et 500 m qui nécessite l'utilisation du bateau	Substrat (type et qualité), couverture végétale (type et quantité), qualité du chenal (sinuosité, développement, chenalisation et stabilité), bande riveraine/érosion (largeur, qualité de la plaine inondable et érosion des berges), radier (max profondeur, courant, morphologie, profondeur du courant, stabilité des substrats, encaissement), zone de drainage et gradient.	Poids objectifs	(Rankin, 1989)

<i>Espagne</i>	Indice de la qualité de la zone riveraine (<i>Riparian quality index – RQI</i>)	Bande riveraine	8 indicateurs : Dimensions du terrain avec végétation riveraine (largeur moyenne du corridor riverain), continuité longitudinale, couverture et schéma distribution du corridor riverain (végétation ligneuse), composition et structure de la végétation riveraine, diversité des âges et régénération naturelle des espèces ligneuses, conditions des berges, inondations et connectivité latérale, substrat et connectivité verticale	Poids objectifs	(Gonzalez et <i>al.</i> , 2011)
<i>Afrique du Sud</i>	Indice d'évaluation des facteurs géomorphologiques (Geomorphological driver assessment index – <i>GAI</i>)		4 groupes : <i>Connectivité du système</i> : connectivité entre talus et chenal, connectivité longitudinale (amont-aval), connectivité (entre et dans la portée), connectivité latérale (chenal-plaine d'inondation) et connectivité verticale) <i>Apport en sédiments</i> érosion du talus, érosion des berges du chenal et drainage du chenal (perte de sable du gravier du lit)) <i>Stabilité du chenal, résistance aux changements</i>	Additive	(Kleynhans et <i>al.</i> , 2005, Rowntree, 2013)

			: stabilité du lit et des bancs du chenal, des berges et de la zone inondable)		
			<i>Changement morphologique du chenal</i> 2 sous-groupes, les cours d'eau (<i>Instream morphology – IM</i>) et les zones riveraines (<i>Riparian morphology – RM</i>) évaluent le type, la quantité et la distribution des sédiments, et les changements dans la géométrie du chenal.		
France	URAH-CE (AUdit RAPide de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau)	Rivière	7 groupes descriptifs (champs) : géométrie du lit à pleins bords, traces de curage, digues, protections des berges, granulométrie et colmatage, indices d'incisions, et faciès d'écoulement.	Pas d'intégration (méthode descriptive)	(Valette <i>et al.</i> , 2013) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/b/bb/FrenchS_urah.pdf
États-Unis	Évaluation du corridor fluvial (<i>Stream Corridor Survey – SCS</i>)	Rivière	2 composantes : L'évaluation de l'habitat des cours d'eau (<i>Stream Habitat Survey – SHS</i>) et l'évaluation rapide de la géomorphologie (<i>Rapid Geomorphic Assessment - RGA</i>). 24 questions à répondre pour	Moyenne (RGA)	(Maine Department of Environmental Protection, 2009)

Corée du Sud	Indice de modification des cours d'eau (Stream modification index – SMI)	Cours d'eau	évaluation visuelle des caractéristiques biologiques et 16 questions pour les caractéristiques physiques (caractéristiques des berges et du chenal).	Additive : (Jeong <i>et al.</i> , 2010) dichotomique (0 ou 1)
			RGA comprend quatre groupes d'indicateurs : 9 indicateurs d'agrégation, 7 indicateurs de dégradation, 8 indicateurs d'élargissement et 7 indicateurs de l'ajustement de la forme planimétriques	
			12 paramètres dans 3 groupes : Chenal d'eau (déversoirs, chenalisé, exploitation des matériaux (sables, gravier, etc.), construction de ponts de routes, de digues). Utilisation du sol (agriculture, parcs, résidences, industries). Digues (enrochement, pieux de pierre, béton, mixte (plus de 2 à la fois).	

<p>Protocole d'évaluation des cours d'eau (<i>Stream Assessment Protocol – SAP</i>)</p>	<p>Cours d'eau</p>	<p>2 composantes : une évaluation rapide des cours d'eau s'intéresse à la caractérisation des cours d'eau et à l'évaluation de la stabilité.</p> <p>Caractérisation des cours d'eau : 3 types d'information : caractérisation générale du bassin versant, niveau des berges, caractérisation des cours d'eau.</p> <p>Évaluation de la stabilité : 3 paramètres : stabilité latérale, stabilité verticale et la stabilité globale.</p> <p>Stabilité latérale : 5 paramètres : rapport largeur/profondeur, l'indice du risque d'érosion des berges, contrainte dominante près des berges, présence d'un blindage des berges et présence de causes spécifiques d'érosion latérale.</p> <p>Stabilité verticale : 5 éléments : le rapport d'incision, présence de coupe frontale, présence d'un lit de contrôle, présence de dépôts et caractéristiques du lit mineur.</p> <p>Stabilité globale : 4 éléments : sensibilité des cours d'eau, apport</p>	<p>Pas d'agrégation (Starr, 2009) (descriptive)</p>
---	--------------------	---	---

			<p>potentiel en sédiments, potentiel de récupération et (4) tendance de l'évolution de la stabilité.</p> <p>Une évaluation détaillée : 4 éléments : détermination du niveau des berges, caractérisation des cours d'eau, étude de la zone (biefs) de référence et évaluation des conditions de stabilité</p>		
Pologne	Qualité hydromorphologique des rivières (<i>Hydromorphological River Quality – HRQ</i>)	Rivière	<p>3 éléments : <i>Évaluation du chenal</i> : 6 éléments : géométrie du chenal, substrat, débris organiques et végétation, érosion, flux (modification du régime d'écoulement naturel par des ouvrages et structures d'ingénierie), continuité longitudinale de la rivière.</p> <p><i>Évaluation des berges et de la zone riveraine</i> : 2 éléments : structure des berges et bande riveraine.</p> <p><i>L'évaluation de la plaine d'inondation</i> : 2 éléments : utilisation du sol et caractéristiques associées dans le</p>	Moyenne	(Wyżga et al., 2009)

				voisinage de la rivière, connectivité latérale et déplacement du chenal.		
<i>Écosse</i>	MImAs : Approche générale de la réglementation de nouvelles mesures de protection contre les modifications (altérations) morphologiques	Rivière		5 paramètres de l'habitat et 8 des processus géomorphologiques : Forme, section transversale, pente, taille du substrat, enfouissement, compaction, ajustement latéral, caractéristiques des berges, topographie du lit, structure et étendue de la végétation et des débris ligneux, migration des sédiments, connectivité latérale et longitudinale, morphologie des berges, rugosité et végétation riveraine.	Multiplicative	(UK Technical Advisory Group on the WFD, 2008, Grieg <i>et al.</i> , 2009) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/a/ab/ScottishMImAS.pdf
<i>République tchèque</i>	Méthode de suivi hydromorphologique (<i>Hydromorphological monitoring methodology – HEM</i>)	Tronçon	Année : Recommandé chaque 6 ans	17 indicateurs dans 4 groupes : <i>Le chenal et les conditions d'écoulement</i> : ajustement du trajet de la rivière, capacité longitudinal du chenal (présence d'entraves), variabilité de la largeur du canal, variabilité de la profondeur du profil longitudinal,	Moyenne	(Langhammer, 2007, 2008, 2009) Analyse de l'approche selon REFORM : http://wiki.reformrivers.eu/images/a/ab/ScottishMImAS.pdf

variabilité de la profondeur du profil transversal ;

[es/2/2e/CzechH
EM.pdf](#)

Le lit de la rivière : structures du lit, substrat du lit, modifications du lit, bois mort dans la rivière ;

Les berges et de la plaine d'inondation : modifications des berges, végétation au niveau des talus, utilisation des zones de berges, utilisation de la vallée de la plaine inondable ;

Les caractéristiques du flux et le régime hydrologique : nature du flux, influence du régime hydrologique, variabilité de la zone inondable, variabilité du débit

ANNEXE VI : Indices relevés de la littérature pour évaluer la santé des bassins versants

Indices						
Nom	Agglo. Spatiale	Agglo. Temporelle	Variables	Formulation	Référence source	
<i>Catégorie 1 : Modèle conceptuel : fiabilité, résilience et vulnérabilité</i>						
<i>Iran</i>	Indice de la santé hydrologique du bassin versant (<i>Hydrological Watershed Health Index – HWHI</i>)	Bassin versant	Année	4 Indicateurs : L'indice standardisé des précipitations (<i>SPI</i>), les décharges à faible et à fort débit (<i>LFD</i> et <i>HFD</i>) et le rendement des sédiments	Moyenne géométrique	(Hazbavi et al., 2017)
<i>Catégorie 2 : Modèle conceptuel : pression-état-réponse</i>						
<i>Iran</i>	Indice de la santé du bassin versant (<i>Watershed health Index – WHI</i>)	Bassin versant		17 indicateurs : 7 indicateurs de pression (2 climatiques, 4 anthropogéniques et 1 hydrologique) : Précipitations annuelles moyennes Évapotranspiration annuelle moyenne	Moyenne géométrique	(Hazbavi et al., 2020)

Densité de population

Superficie des terres agricoles
avec une pente > 25%

Zone d'activité anthropique

Indice de zone
environnementale sensible
(ESAI)

Pente de la zone de
contribution à la génération du
ruissellement

5 indicateurs de pression (1
climatiques, 3
anthropogéniques et 1
hydrologique) :

Rapport annuel moyen
précipitation-
évapotranspiration

Indice de diversité des paysages

Indice de végétation par
différence normalisée (NDVI)

Indice de dominance du
paysage

Rapport surface de contribution
à la production de
ruissellement/surface totale

5 indicateurs de pression (3
anthropogéniques et 2
hydrologique) :

Rapport de la superficie des
pâturages

Indice de fragmentation du
paysage

Intensité de la dégradation des
sols

Zone générant le coefficient de
ruissellement > HFD < LFD ratio

Densité de drainage

Catégorie 3 : les modèles d'intégrité des États-Unis (Californie, Connecticut, Kansas, Minnesota, Oregon, Pennsylvanie et Virginie)

<i>Virginie</i>	Le modèle d'intégrité des bassins versants de la Virginie (The Virginia Watershed Integrity Model – VA WIM) :	Bassin versant	4 composantes principales :	Multiplicative (SIG) (Hazler <i>et al.</i> , 2018)
			- La sensibilité des sols :	
			3 facteurs : ruissellement, érosion et pente	
			- La position du paysage :	
			2 Facteurs : eau potable (eaux de surfaces et eaux	

				<p>souterraines) et la zone hydro (la distance d'écoulement et karst)</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'intégrité du bassin versant <p>4 facteurs : forêts et milieu humide, imperméabilité, biotique et pollution</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'utilisation du sol <p>3 facteurs de priorité : conservation, restauration et gestion</p>		
<i>Minnesota</i>	<p>Système d'évaluation de la santé des bassins versants de Minnesota (<i>Watershed Health Assessment Framework – MN WHAF</i>)</p>	Bassin versant	Cinq ans	<p>5 groupes de paramètres :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Hydrologie : 5 indicateurs : Couverture vivace, Couverture imperméable, Le retrait de l'eau, Stockage hydrologique, Variabilité du débit. - Connectivité : 3 indicateurs : Connectivité de l'habitat terrestre, Connectivité aquatique, Connectivité riveraine. - Biologie : 	Moyenne arithmétique	<p>(Minnesota Department of Natural Resources, 2021)</p> <p>(Site web associé : https://www.dnr.state.mn.us/whaf/index.html)</p>

			<p>4 Indicateurs : Qualité de l'habitat terrestre, Qualité des espèces de ruisseaux, Richesse des espèces animales, Richesse des espèces en péril</p> <p>- Géomorphologie :</p> <p>4 Indicateurs : Susceptibilité à l'érosion du sol, Sensibilité à la pollution des matériaux proches de la surface, Climat - Bilan hydrique, Pentes raides près des ruisseaux</p> <p>- Qualité de l'eau :</p> <p>3 Indicateurs : Source diffuse, Source de pollution localisée, Évaluations</p>		
<i>Oregon</i>	Guide d'évaluation des bassins versants de l'Oregon versant (<i>Oregon Watershed Assessment Manual – OR WAM</i>)	Bassin versant	<p>5 composantes :</p> <p>Hydrologie et usage de l'eau, Piossons et habitats du poisson, Riverain/milieu humide, Sédiments, Modification du chenal, Qualité de l'eau</p>	Pas d'agrégation (une (Oregon Watershe Enhancement Board, méthode descriptive) 1999)	
<i>Californie</i>	Guide d'évaluation des bassins versants de la Californie (<i>California</i>	Bassin versant (10 000 à	<p>6 composantes :</p> <p>État du paysage, hydrologie/géomorphologie,</p>	Moyenne	(Shilling <i>et al.</i> , 2004, EPA, 2012)

	<i>Watershed Assessment Manual – CA WAM)</i>	1 000 000 acre)	état biotique, conditions physico-chimiques, les régimes de perturbation naturelle et l'état écologique		
<i>Pennsylvanie</i>	Projet de Classification des communautés aquatiques de Pennsylvanie (<i>Pennsylvania Aquatic Community Classification – PA ACC</i>)	Bassin versant	6 Composantes : Conditions biologiques, géomorphologie, hydrologie, qualité de l'eau, habitat et les conditions du paysage	Analyse en composantes principales	(Walsh <i>et al.</i> , 2007)
<i>Connecticut</i>	Projet des Bassins Versants les Moins Perturbés du Connecticut (<i>Connecticut Least Disturbed Watersheds – CT LDW</i>)	Bassin versant	5 Composantes : Utilisation des terres, quantité d'eau, fragmentation de l'habitat, conditions biologiques et géomorphologie des cours d'eau	Moyenne pondérée	(Bellucci <i>et al.</i> , 2009)
<i>Kansas</i>	Méthode des bassins versants les moins perturbés du Kansas (<i>Kansas Least Disturbed Watersheds Approach – KS LDWA</i>)	Bassin versant	20 indicateurs : Densité du bétail confiné (unités animales) Rapport de la superficie des terres cultivées à la superficie totale des terres Rapport entre la superficie des terres cultivées et la superficie	Analyse en composantes principales, moyenne arithmétique	(Angelo <i>et al.</i> , 2010)

totale des terres dans un
corridor riverain de 90 mètres

Densité des barrages
enregistrés et non enregistrés

Densité de bétail en pâturage

Densité des prélèvements
d'eau souterraine autorisés

Rapport entre la superficie des
terres inondées et la superficie
totale des terres.

Densité des décharges
autorisées actives et inactives

Densité des mines et des
carrières autorisées, actives et
inactives.

Quantité totale d'eaux usées
autorisées divisée par la surface
du bassin versant.

Densité des puits de pétrole et
de gaz naturel actifs et inactifs
enregistrés

Taux d'application annuel
combiné pour tous les
pesticides

Densité des intersections entre
cours d'eau et pipelines
industriels

Densité de résidents humains

Densité des intersections cours
d'eau/voies ferrées

Densité des intersections cours
d'eau/route

Densité des sites Superfund
actifs et inactifs

Densité des prélèvements
d'eau de surface autorisées

Rapport entre la superficie des
terres urbaines et la superficie
totale des terres.

Ratio de la superficie des terres
urbaines par rapport à la
superficie totale des terres
dans un corridor riverain de 90
mètres.

Catégorie 4 : intégré de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social)

<i>Corée du Sud</i>	Indice intégré de la santé des bassins versants (santé, vulnérabilité et contexte social)	Bassin versant	3 Composante : <ul style="list-style-type: none">- Santé du bassin versant : 6 sous composantes : paysage, hydrologie, habitat, géomorphologie, qualité de l'eau et la qualité biologique- Vulnérabilité du bassin versant : 4 sous composantes : changement de la couverture terrestre imperméable, changement de l'utilisation de l'eau, changement climatique, changement de la couverture terrestre anthropique- Contexte socio-économique : 3 sous composantes : taux d'indépendance financière, 2) produit intérieur régional brut, et 3) nombre d'agents publics chargés de la gestion des eaux	Moyenne	(Ahn et al., 2016)
---------------------	---	----------------	--	---------	--------------------

Catégorie 5 : Durabilité des bassins versants

<i>Roumanie</i>	Indice de durabilité des bassins versants (<i>Watershed Sustainability Index – WSI</i>)	Bassin versant	(5 ans ou 10 ans)	4 indicateurs : Indicateur hydrologique (disponibilité de l'eau par habitant), (ii) Indicateur de pression environnemental (variation de la DBO), (iii) indicateur de la qualité de vie (variation du rapport entre la zone agricole et la population urbaine et (iv) indice de la politique-éducation	Moyenne	(Mititelu-Ionuș, 2017)
-----------------	---	----------------	-------------------	---	---------	------------------------

Catégorie 6 : Vulnérabilité des bassins versants

<i>Chili</i>	Indice de vulnérabilité des bassins versants (<i>Watershed Vulnerability Index – WVI</i>)	Bassin versant		3 indicateurs : - Facteurs de stress anthropiques (5 facteurs) : Surface productive et population, Distance entre la route et la rivière, Extraction de gravier et de sable, Canalisation des rivières et Décharges. - Fragilité environnementale (7 facteurs) :	Additive pondérée	(Arriagada <i>et al.</i> , 2019)
--------------	---	----------------	--	---	-------------------	----------------------------------

Classes des sols, niveau d'érosion, Gradient de pente, Exposition à la colline, Ordre des canaux, Couverture végétale et zone riveraine, Précipitations

- Perturbation naturelle (3 facteurs) :

Inondations et tsunamis, Glissements de terrain, Feux de forêt

Catégorie 7 : Processus de réseau analytique (Analytical network process - ANP) et Logique floue

Iran Indice du score la santé des Bassin
bassins versants (*Watershed* versant
Health Score Index – WHSI)

4 Indicateurs :

Additive pondérée (Alilou *et al.*, 2019)

- Paramètres de la qualité des eaux (11 critères) :
Azote total, Phosphore total, Demande biochimique en oxygène, Matière solide totale en suspension, Nitrates, Agriculture, Résidentiel, Forêt/boisé, Pâturages, Autoroute/routes, Plans d'eau
- Caractéristiques morphométriques (13 critères) :

Facteur de forme, Fréquence des cours d'eau, Densité de drainage, Texture de drainage, Rapport de circularité, Rapport d'élongation, Constante de l'entretien des canaux, Coefficient de compacité, Rapport de longueur de cours d'eau, Rapport de bifurcation, Longueur de l'écoulement de surface, Rapport de relief, Numéro de robustesse

- Paramètres d'érosion,

Géologie (5 critères) :

Facteur K, Indice d'humidité topographique (*topographic wetness index - TWI*), Indice de puissance des cours d'eau (*stream power index - SPI*), Indice de transport des sédiments (*sediment transport index - STI*), 10 grandes roches artificielles : Granite, Gneiss et micaschiste, Gabbro, Grès, Schistes, Roches carbonatées, Sel gemme, Gypse, Roches

volcaniques, Roches
métamorphiques diverses

- Vulnérabilité climatique (3
critères) :
Précipitations, Température,
Évapotranspiration
-

ANNEXE VII : Suivi des paramètres de la qualité de l'eau dans le bassin versant du ruisseau au Castor (2001-2011)

Année	Mois	Ptot (mg/L)	MES (mg/L)	NO3 (mg/L)	Ca (mg/L)
2001	10	1,08	1060,54	4,33	112,89
	11	0,37	366,18	1,50	38,98
	12	0,13	127,86	0,52	13,61
2002	1	0,17	167,62	0,68	17,84
	2	0,05	51,87	0,21	5,52
	3	0,06	57,99	0,24	6,17
	4	0,06	63,13	0,26	6,72
	5	0,07	69,24	0,28	7,37
	6	0,03	31,45	0,13	3,35
	7	0,33	319,98	1,31	34,06
	8	0,32	317,79	1,30	33,83
	9	0,19	190,47	0,78	20,27
	10	0,06	60,12	0,25	6,40
	11	0,06	57,81	0,24	6,15
	12	0,14	140,01	0,57	14,90
2003	1	0,16	158,60	0,65	16,88
	2	0,16	155,96	0,64	16,60
	3	0,02	23,90	0,10	2,54
	4	0,05	45,57	0,19	4,85
	5	0,07	72,57	0,30	7,73
	6	0,09	91,60	0,37	9,75
	7	1,02	1002,40	4,09	106,70
	8	0,16	152,70	0,62	16,25
	9	1,00	980,57	4,01	104,38
	10	0,03	33,51	0,14	3,57
	11	0,04	34,79	0,14	3,70
	12	0,05	46,43	0,19	4,94
2004	1	0,14	134,69	0,55	14,34
	2	2,14	2108,66	8,61	224,46
	3	0,03	29,44	0,12	3,13

	4	0,04	39,31	0,16	4,18
	5	0,15	150,62	0,62	16,03
	6	0,15	142,79	0,58	15,20
	7	0,37	367,43	1,50	39,11
	8	0,56	550,97	2,25	58,65
	9	0,10	98,08	0,40	10,44
	10	1,05	1033,69	4,22	110,03
	11	0,30	290,79	1,19	30,95
	12	0,05	49,21	0,20	5,24
2005	1	0,06	58,89	0,24	6,27
	2	0,40	392,21	1,60	41,75
	3	0,03	28,34	0,12	3,02
	4	0,03	27,47	0,11	2,92
	5	0,15	147,40	0,60	15,69
	6	0,08	74,00	0,30	7,88
	7	0,36	354,19	1,45	37,70
	8	0,60	588,75	2,40	62,67
	9	0,09	91,04	0,37	9,69
	10	0,02	22,75	0,09	2,42
	11	0,04	37,76	0,15	4,02
	12	0,08	76,06	0,31	8,10
2006	1	0,04	36,88	0,15	3,93
	2	0,07	68,67	0,28	7,31
	3	0,09	84,31	0,34	8,97
	4	0,06	61,62	0,25	6,56
	5	0,03	25,76	0,11	2,74
	6	0,05	44,42	0,18	4,73
	7	0,10	93,85	0,38	9,99
	8	0,10	94,07	0,38	10,01
	9	1,03	1017,01	4,15	108,26
	10	0,04	41,67	0,17	4,44
	11	0,06	58,18	0,24	6,19
	12	0,03	32,87	0,13	3,50
2007	1	0,05	45,21	0,18	4,81

	2	0,52	507,25	2,07	53,99
	3	0,03	31,63	0,13	3,37
	4	0,03	25,30	0,10	2,69
	5	0,19	190,05	0,78	20,23
	6	0,20	193,69	0,79	20,62
	7	0,16	160,47	0,66	17,08
	8	0,49	480,55	1,96	51,15
	9	0,20	200,52	0,82	21,34
	10	0,03	32,35	0,13	3,44
	11	0,05	45,04	0,18	4,79
	12	0,10	98,57	0,40	10,49
2008	1	0,03	25,11	0,10	2,67
	2	0,08	77,14	0,32	8,21
	3	0,06	56,42	0,23	6,01
	4	0,03	32,30	0,13	3,44
	5	0,19	185,14	0,76	19,71
	6	0,04	36,71	0,15	3,91
	7	0,20	193,23	0,79	20,57
	8	0,08	78,34	0,32	8,34
	9	0,68	672,49	2,75	71,58
	10	0,09	90,70	0,37	9,65
	11	0,13	127,70	0,52	13,59
	12	0,04	37,93	0,15	4,04
2009	1	0,26	254,33	1,04	27,07
	2	0,04	39,96	0,16	4,25
	3	0,04	39,25	0,16	4,18
	4	0,05	50,62	0,21	5,39
	5	0,17	164,07	0,67	17,46
	6	0,22	218,82	0,89	23,29
	7	0,35	345,17	1,41	36,74
	8	0,67	657,33	2,69	69,97
	9	1,16	1144,58	4,68	121,84
	10	0,09	91,59	0,37	9,75
	11	0,06	62,33	0,25	6,63

	12	0,07	66,94	0,27	7,13
2010	1	0,04	42,62	0,17	4,54
	2	0,09	93,41	0,38	9,94
	3	0,04	39,89	0,16	4,25
	4	0,06	61,56	0,25	6,55
	5	0,19	188,06	0,77	20,02
	6	0,08	80,92	0,33	8,61
	7	0,48	469,45	1,92	49,97
	8	0,24	238,70	0,98	25,41
	9	0,35	345,46	1,41	36,77
	10	0,03	26,34	0,11	2,80
	11	0,05	53,35	0,22	5,68
	12	0,06	56,61	0,23	6,03
2011	1	0,10	97,48	0,40	10,38
	2	0,19	190,49	0,78	20,28
	3	0,02	17,34	0,07	1,85
	4	0,03	28,17	0,12	3,00
	5	0,02	20,01	0,08	2,13
	6	0,18	180,77	0,74	19,24

ANNEXE VIII : Suivi des paramètres de la qualité de l'eau dans le bassin versant du ruisseau au Castor (2019-2020)

Année		Ptot (mg/L)	MES (mg/L)	NO3 (mg/L)	Ca (mg/L)	Na (mg/l)	Conductivité (uS/cm)	N-NH4 (mg/l)
2019	15/11/2019	0,045	10,00	5,08	95,50	15,10	686	0,067
	22/11/2019	0,334	89,00	3,52	42,90	8,66	331	0,153
	28/11/2019	0,147	270,00	3,86	35,30	6,36	271	0,129
	29/11/2019	0,013	15,00	3,00	36,90	4,08	243	0,050
	03/12/2019	0,027	14,00	5,68	98,60	16,00	707	0,060
	10/12/2019	0,154	63,00	2,67	51,20	12,30	414	0,201
2020	11/01/2020	0,237	168,00	1,79	19,80	6,39	182	0,056
	11/01/2020	0,236	162,00	1,76	19,80	6,39	181	0,158
	14/01/2020	0,052	32,00	5,44	74,00	12,80	549	0,039
	31/01/2020	0,021	8,00	4,48	101,00	18,30	742	0,065
	04/02/2020	0,017	0,00	3,46	99,60	19,40	737	0,076

ANNEXE IX : Catégorisation des applications de la qualité des sols

Objectif	Applications	Éditeur	Étendue	Prix
Applications visant l'accès à des données disponibles sur le sol (sens unique)	SOILINFO	ISRIQUE	Monde	Libre
	SoilWeb	Laboratoire de ressources sur les sols UC Davis	États Unis	Libre
	SoilMapp	CSIRO	Australie	Libre
	Soilscapes	Université Cranfield	Angleterre et Pays de Galles	Libre
	Plateforme nationale d'information sur les sols (en chinois)	ISS	Chine	Libre
Applications permettant de fournir des données sur les sols (double sens) puisque l'utilisateur peut modifier le contenu	mySoil	British Geological Survey, Centre for Ecology and Hydrology, Centre commun de recherche UE, Met Office	UE et Royaume Uni	Libre
Applications donnant des scores pour les indicateurs de la qualité du sol, l'utilisateur peut modifier ou ajouté ses données	Soil Information For Scottish Soils (SIFSS)	James Hutton Institute	Écosse	Libre
Applications donnant des conseils de gestion par rapport à un seul paramètre de la qualité du sol (carbone organique du sol)	SOCit (Soil Organic Carbon information)	James Hutton Institute	Écosse	Libre
Applications permettant de suivre l'évolution de la parcelle, d'orienter le choix des engrais NPK, et d'assister l'agriculteur dans la lutte contre les biosagresseurs, donnant également accès à un simulateur de rentabilité	Atmar	Office Chérifien des phosphates (OCP)	Maroc	Libre
Applications basées sur le principe de la collaboration entre les parties prenantes pour améliorer la qualité du sol (fournir des informations sur les sols)	CarbonToSoil	CarbonToSoil	Finlande	Libre
Applications pour l'auto évaluation de la qualité du sol, comme un guide avec test à la pelle ou évaluation du paysage (conseils généraux)	SOILapp	Projet Caspella H2020	Global	Libre
	LandPKS	USDA-ARS, USAID	Kenya, Namibie, Malawi, Tanzanie, Ouganda et Népal	Libre
Applications pour des conseils de gestion commerciale : (processus d'échantillonnage du sol avec analyses de laboratoire incluant des coûts)	Soilcares Soil Scanner	Soilcares	Kenya, Ouganda, Tanzanie, Côte d'Ivoire, Pologne, Ukraine, Hongrie, Pays-Bas	Redevance annuelle + achat de l'appareil
Ou (Investissement pour achat de l'appareil : Soilcares Soil Scanner et abonnement annuel)	Soil Test Pro	Soil Test Pro	États Unis	Libre mais le test n'est pas gratuit