

**APPROCHE VIABLE DE GESTION DES PRÉLÈVEMENTS D'EAU:  
CONCILIER LES BESOINS DES USAGERS ET  
LIMITER LES IMPACTS SUR LES ÉCOSYSTÈMES**

Rapport rédigé *pour le ministère de Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*

Par

Claudine Boyer et André St-Hilaire

Mars 2018

Référence : Boyer, C. et A. St-Hilaire, 2018. Approche viable de gestion des prélèvements d'eau: concilier les besoins des usagers et limiter les impacts sur les écosystèmes. Rapport scientifique R1782, rédigé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques du Québec. 66 pages.

© INRS, Centre - Eau Terre Environnement, 2018  
Tous droits réservés

ISBN : 978-2-89146-909-8 (version électronique)

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2018  
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives Canada, 2018

# CONTENU

---

<b>1</b>	<b>CONTEXTE</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>DÉBITS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉTAT DE RÉFÉRENCE</b> .....	<b>7</b>
<b>2.1</b>	<b>Introduction</b> .....	<b>7</b>
<b>2.2</b>	<b>Choisir l'état de référence et définir le contexte et les objectifs de gestion</b> .....	<b>9</b>
2.2.1	Notion de « <i>maintien du bon état du cours d'eau</i> » et de retour à des conditions de référence (ex. : régime naturel) .....	10
2.2.2	Notion de services écosystémiques ou services rendus par la ressource et les écosystèmes associés (contribution au bien-être humain) .....	11
2.2.3	Cibles évolutives (« Moving targets ») et concept de dynamique de référence .....	12
2.2.4	Recommandations : Contexte et objectifs de gestion à favoriser .....	14
<b>2.3</b>	<b>Détermination des débits environnementaux</b> .....	<b>17</b>
2.3.1	Exemples d'approches (débits environnementaux et volumes prélevables) .....	17
2.3.2	Reconstitution des débits naturels .....	22
2.3.3	Évaluation du degré d'altération hydrologique .....	23
2.3.4	Processus de consultation et de collaboration .....	24
2.3.5	Recommandations pour la sélection des débits environnementaux .....	25
<b>3</b>	<b>APPROCHES DE GESTION DES PRÉLÈVEMENTS D'EAU</b> .....	<b>27</b>
<b>3.1</b>	<b>Évaluation et caractérisation de la ressource en eau (surface et souterraine)</b> .....	<b>28</b>
3.1.1	Caractérisation des eaux souterraines .....	28
3.1.2	Caractérisation hydrologique des eaux de surface .....	29
3.1.3	Évaluer la connectivité entre les eaux de surface et les eaux souterraines .....	33
<b>3.2</b>	<b>Caractérisation des prélèvements d'eau et de leurs impacts</b> .....	<b>34</b>
3.2.1	Spatialisation des prélèvements .....	35
3.2.2	Quantification des volumes de prélèvements .....	36
3.2.3	Évaluation des impacts cumulés des prélèvements .....	38
<b>4</b>	<b>RECOMMANDATIONS GLOBALES</b> .....	<b>43</b>
<b>4.1</b>	<b>Recommandations : séquence de mise en application</b> .....	<b>43</b>
<b>4.2</b>	<b>RECOMMANDATIONS NON SÉQUENTIELLES</b> .....	<b>48</b>
<b>5</b>	<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>51</b>
<b>6</b>	<b>ANNEXES</b> .....	<b>59</b>
<b>6.1</b>	<b>Lois et réglementations liés aux prélèvements et à la gestion de l'eau (Québec) : extraits</b>	<b>59</b>
<b>6.2</b>	<b>Reference Condition Approach (extraits de Bailey et al. 2004)</b> .....	<b>66</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Liste d'informations clés pour la gestion adaptative (source : Hillman et Brierley, 2002) .....	13
Tableau 2.	Différences entre l'approche « débits biologiques » au sens des études volumes prélevables, et l'approche « débit minimum biologique » au sens de l'article L214-18 relatif au débit réservé (extrait de Floury <i>et al.</i> , 2013) .....	20
Tableau 3.	Disponibilité de la ressource en eau (UK, 2016 : Managing water abstraction) .....	32
Tableau 4.	Niveaux de disponibilité des eaux souterraines (UK, 2016 : Managing water abstraction) ...	32

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Résultats de modélisation pour un scénario donné de prélèvement. Cas de la rivière St.Johns, Floride (Lowe <i>et al.</i> , 2012; <a href="ftp://secure.sjrwmd.com/technicalreports/TP/SJ2012-1_Chapter02.pdf">ftp://secure.sjrwmd.com/technicalreports/TP/SJ2012-1_Chapter02.pdf</a> ).....	41
Figure 2.	Exemple d'augmentation amont - aval des impacts hydrologiques des prélèvements, cas rivière Galaure, France. (Extrait de Floury <i>et al.</i> , 2013. Source : étude volume prélevable de la Galaure (26) Artelia, 2012). (Remarque: la diminution importante des débits au niveau de Hauterive (flèche bleue) est due à un assec naturel par infiltration) .....	42

Le contexte des changements climatiques et de la croissance de la demande pour la ressource en eau justifie une redéfinition des outils de gestion de la ressource afin de limiter les conflits potentiels particulièrement lors des étiages estivaux qui s'annoncent plus fréquents et sévères au cours des années à venir dans différents secteurs du Québec (Atlas hydroclimatique du Québec 2015).

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) est responsable pour l'application du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Le règlement entré en vigueur en 2014 a remplacé le Règlement sur le captage des eaux souterraines (RCES). Tout comme le précédent règlement, cette version (qui est par ailleurs en cours de révision) vise à respecter l'un des mandats du ministère qui est d'*assurer la protection des ressources en eau en prenant compte du principe de précaution et des effets des changements climatiques tout en conciliant les besoins d'alimentation en eau potable, la protection des écosystèmes aquatiques et les autres usages de l'eau*. Ce règlement s'insère dans la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés (Chapitre C-6.2). Cette loi réaffirme « *que l'eau est indispensable à la vie et qu'elle est une ressource vulnérable et épuisable* ». Elle considère également que « *1) l'eau est une ressource faisant partie du patrimoine commun de la nation québécoise et qu'il importe de la préserver et d'en améliorer la gestion pour répondre aux besoins des générations actuelles et futures; 2) que l'usage de l'eau est commun à tous et que chacun doit pouvoir accéder à une eau dont la qualité et la quantité permettent de satisfaire ses besoins essentiels; 3) que l'État, en tant que gardien des intérêts de la nation dans la ressource eau, se doit d'être investi des pouvoirs nécessaires pour en assurer la protection et la gestion* » (voir extraits en annexe).

Certaines normes sont applicables aux prélèvements d'eau de surface et souterraine et concernent notamment l'autorisation et la déclaration de prélèvement. Ainsi, les prélèvements en eau doivent être autorisés par le ministère selon différents critères, dont le volume journalier à prélever, tout prélèvement d'eau de plus 75 000 litres par jour ( $75 \text{ m}^3/\text{jour}$ ) (calculé sur la base de la quantité mensuelle d'eau prélevée divisée par le nombre de jours de prélèvement dans le mois visé), et le nombre de personnes desservies, dans le cas où l'eau est destinée à alimenter la population. Lors du processus d'autorisation, une estimation des volumes d'eau maximum prélevé et consommé par jour ainsi que le nombre de jours de prélèvement sont exigés. D'autre part, le règlement actuel indique que certains « *types de prélèvement ne sont pas soumis à une autorisation gouvernementale, ni municipale (art. 11)*. Il s'agit notamment d'étangs d'irrigation, sous certaines conditions, ou de fossés destinés à recueillir les eaux de

*ruissellement ou à rabattre les eaux souterraines, sous certaines conditions également ».* Ces eaux font toutefois partie de la ressource globale.

Lors de l'attribution des autorisations et de leur révision, le MDDELCC vise à assurer la conciliation des usages, en respect du principe de précaution. Le principe de précaution implique notamment une considération des impacts cumulatifs des prélèvements et des changements climatiques sur le maintien des approvisionnements en eau et sur les écosystèmes. La période de validité d'une autorisation de prélèvement d'eau délivrée par le ministre est de 10 ans. Lors de chaque nouvelle autorisation, modification d'autorisation existante ou du renouvellement de celle-ci, le ministère peut appliquer de nouvelles conditions et imposer des restrictions et des interdictions (voir article 31.79). Le gouvernement dispose ainsi d'outils flexibles pour intervenir si les connaissances changent. Ces décisions doivent être prises sur la base de justifications et motifs solides. Des données de suivi s'avèrent importantes pour valider les décisions.

Les déclarations de prélèvements sont soumises à une réglementation spécifique (Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau). Le règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau *a pour objet d'établir les exigences relatives au suivi et à la déclaration des quantités d'eau prélevées au Québec et de répondre en partie aux exigences de l'Entente sur les ressources en eaux durables des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent.*

Tous les préleveurs prélevant un volume quotidien d'eau supérieur à 75 m<sup>3</sup>/jour sont tenus de transmettre annuellement au MDDELCC *une déclaration faisant état du bilan de ses activités de prélèvement en détaillant les volumes d'eau prélevés sur une base mensuelle.* Le volume moyen quotidien est calculé sur la base de la quantité mensuelle d'eau prélevée divisée par le nombre de jours de prélèvement dans le mois visé. Les activités liées aux secteurs agricole et piscicole sont exemptées de ce règlement. Toutefois, si ces activités sont localisées sur le territoire de l'Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, les règlements de celle-ci s'appliquent. En vertu de cette entente, *tout préleveur qui prélève de l'eau dans le bassin du fleuve Saint-Laurent à partir d'un site de prélèvement dont les ouvrages ou les installations ont une capacité nominale de prélèvement égale ou supérieure à 379 000 litres par jour (379 m<sup>3</sup>/jour) est tenu de déclarer annuellement au MDDELCC les volumes d'eau consommés sur une base mensuelle dans ce bassin en indiquant, pour chaque lieu d'utilisation de l'eau prélevée, les données géoréférencées de leur localisation, le volume et l'identification de la catégorie d'activités industrielles ou commerciales à laquelle le prélèvement est destiné; cette identification est faite au moyen des codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN).*

Les données annuelles provenant de la déclaration des préleveurs existent depuis 2012. Ces données contiennent toutefois des erreurs et sont souvent partielles. Bien que le MDDELCC compile les volumes

exacts des prélèvements supérieurs aux seuils fixés et effectués pour l'ensemble des secteurs, les faibles volumes (<75 m<sup>3</sup>/jour et <379 m<sup>3</sup>/jour prélevés à différentes sources (cours d'eau, eaux de ruissellement ou nappe phréatique) ne sont pas quantifiés formellement ni cumulés à l'échelle des segments, le long du cours d'eau ou à l'échelle du bassin versant. La connaissance la plus exhaustive possible des volumes cumulés d'eau prélevés est importante étant donné que les volumes disponibles localement peuvent être trop fortement réduits et compromettre certains usages de l'eau et les services et fonctions écosystémiques.

Dans ce contexte, le ministère doit pouvoir s'appuyer sur des données précises, complètes et à jour pour assurer une gestion viable de la ressource en eau qui favorise la conciliation des besoins des usagers et la réduction des impacts négatifs sur les écosystèmes. Le contexte des changements climatiques induit des défis de gestion supplémentaires compte tenu de la tendance à la hausse des températures et de l'augmentation de la fréquence et amplitude des événements extrêmes reliés aux précipitations et de leurs impacts possibles sur les crues, les étiages et la dynamique de recharge des nappes phréatiques. On anticipe entre autres qu'au Québec méridional, les étiages estivaux seront probablement plus prononcés alors que ceux qui se produisent en hiver risquent de l'être moins. De plus, les besoins sociétaux en eau et les différents usages de l'eau liés aux activités humaines sont en hausses un peu partout dans le monde (Vörösmarty *et al.*, 2010).

Le ministère cherche à mettre en place des outils qui intègrent simultanément les impacts cumulatifs des prélèvements en eau, les débits environnementaux et les changements climatiques. Ces outils serviraient notamment lors de l'attribution des autorisations de prélèvements et lors du processus décisionnel menant aux orientations gouvernementales de grande envergure en ce qui concerne la gestion de l'eau.

La démarche initiée par le MDDELCC comporte les chantiers de travail suivants: « *une analyse des pressions actuelles qui s'exercent sur les ressources en eau à cause des prélèvements des eaux de surface et des eaux souterraines; une classification de la sensibilité des cours d'eau à l'échelle du Québec méridional; la compilation des recherches scientifiques pour orienter les décisions réglementaires au niveau de l'application des nouvelles normes à respecter concernant les débits environnementaux; le développement et la mise en application d'un outil géomatique pour cumuler les prélèvements et analyser leur impact sur les autres utilisateurs de l'eau et les écosystèmes aquatiques; et l'élaboration d'un programme de suivi* ».

Le mandat du présent projet est de fournir les informations scientifiques nécessaires au développement des outils prévus dans la démarche, spécialement en ce qui concerne les impacts cumulatifs des prélèvements et les débits environnementaux.

Le rapport s'articule autour des trois objectifs principaux visés par le mandat. Le premier objectif concerne la détermination des débits environnementaux. Il vise d'une part à analyser et évaluer les

méthodes existantes pour les définir en précisant au préalable les objectifs de gestion visés et d'autre part, à définir l'état de référence en évaluant notamment l'utilité de la notion « Régime hydrique naturel » pour calculer ces débits. Le deuxième objectif consiste à analyser des approches possibles de gestion des prélèvements d'eau compte tenu de la ressource, de la sensibilité des rivières du Québec et des besoins et usages. Finalement, le troisième objectif consiste à formuler une série de recommandations concernant les approches viables de gestion des prélèvements. La notion d'échelle spatiale (ensemble du Québec, le bassin versant et le segment de rivière) et temporelle, notamment pour la détermination des seuils de prélèvement, est abordée dans chacun des objectifs.

## **2 DÉBITS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉTAT DE RÉFÉRENCE**

---

### **2.1 INTRODUCTION**

Le régime hydrologique est un élément central de l'écologie des rivières et de leurs plaines inondables (voir Richter *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997; Puckridge *et al.*, 1998; Bunn et Arthington 2002; Naiman *et al.*, 2002). Il influence d'une part, les variables géomorphologiques et hydrauliques des habitats, lesquelles contrôlent fortement la composition, la structure et les fonctions des écosystèmes fluviaux et riverains, et influence d'autre part une variété d'activités humaines qui dépendent de celui-ci. Cinq caractéristiques des régimes hydrologiques sont généralement incluses pour les définir à savoir la magnitude, la saisonnalité, la durée des événements (crue ou étiages), leur fréquence et la variabilité (taux de changement des débits en conditions moyennes et extrêmes). Les débits d'étiage estivaux représentent un stress important pour les écosystèmes et se produisent au cours d'une période de forte concurrence entre les différents usages de la ressource en eau pour répondre à une variété de besoins des populations.

Le régime hydrologique des rivières a subi de nombreux changements au fil du temps en lien avec les changements climatiques et les activités humaines. Cette altération des débits des rivières a fait l'objet de plusieurs études en raison notamment des impacts négatifs de celle-ci sur les écosystèmes (Richter *et al.*, 1996). La réduction de la superficie des habitats fluviaux disponibles et les changements dans leurs caractéristiques physiques, la perte de connectivité hydraulique latérale longitudinale et verticale ainsi que la désynchronisation du régime hydrologique sont des éléments qui contribuent aux pressions qui s'exercent sur les écosystèmes (Poff *et al.*, 1997; Poff and Zimmerman 2010).

Le concept de débits environnementaux (aussi nommés débits «biologiques» ou «écologiques») a émergé dans un contexte où les conséquences écologiques néfastes de la présence de barrages et des dérivations de cours d'eau, pour le poisson en particulier, ont été documentées et où l'on cherchait à



atténuer les impacts hydrologiques attribuables à ces ouvrages (Poff et Matthews, 2013). La préoccupation était alors de définir les débits nécessaires (« instream flow needs ») à différents stades de vie des poissons. La nécessité de définir des débits environnementaux découle ainsi d'un intérêt marqué à gérer de façon durable les volumes d'eau prélevés à l'échelle des bassins versants, mais aussi à celle des segments de rivière et des zones d'habitats (Floury *et al.*, 2013; Lamouroux *et al.*, 2016).

En 2007, la déclaration de Brisbane élargit le concept et définit les débits environnementaux comme étant « *la quantité, l'occurrence et la qualité des débits d'eau nécessaires pour soutenir les écosystèmes d'eau douce et estuariens et les moyens de subsistance et le bien-être humains qui dépendent de ces écosystèmes* ». Cette définition est largement utilisée dans la littérature. Les débits environnementaux représentent donc les conditions hydrologiques permettant d'assurer les conditions hydrauliques et de qualité de l'eau nécessaire pour assurer la durabilité des écosystèmes aquatiques tout en répondant aux besoins et bien-être de la population (Richter *et al.*, 1997; Poff *et al.*, 1997, Acreman *et al.*, 2014). Bien que d'autres variables puissent affectées la qualité de l'eau, l'élément de base considéré est le débit.

Malgré cette définition, la signification attribuée au terme débit environnemental est fréquemment nuancée en fonction des contextes d'application (Lamouroux *et al.*, 2016). Les objectifs poursuivis pour déterminer les débits environnementaux peuvent inclure des besoins divergents et répondre à des préoccupations liées à l'approvisionnement en eau, à la biodiversité, aux loisirs, à la valeur esthétique et parfois spirituelle (par exemple pour certaines nations autochtones) d'un plan d'eau (Acreman, 2016; Lamouroux *et al.*, 2016). L'importance relative attribuée à ces différents aspects est variable selon les contextes. La notion de services écosystémiques cherche à inclure et concilier ces besoins divergents.

Simultanément avec l'évolution de la notion de débits environnementaux, les méthodes utilisées pour définir ceux-ci se sont multipliées. Ces méthodes diffèrent au niveau de la complexité et du volume des données requis pour les appliquer, de l'intégration des aspects biologiques et de l'échelle d'application (Européenne commission, 2015). Elles se classent en quatre grandes catégories: hydrologiques, hydrauliques, biologiques (lesquelles considèrent les préférences d'habitats) et les approches globales ou holistiques (ex.: approches "*Downstream Response to Imposed Flow Transformation*", ou DRIFT, King *et al.*, 2003; "*Ecological Limits of Hydrological Alteration*", ou ELOHA, Poff *et al.*, 2010). Cette quatrième catégorie intègre les aspects sociaux, culturels et économiques avec les objectifs de protection des écosystèmes (Linnansaari *et al.*, 2013). Le nombre de variables de base nécessaires à la mise en application des méthodes est moindre pour les méthodes hydrologiques et est supérieur pour les méthodes qui intègrent des données hydrauliques et biologiques. Les méthodes hydrologiques sont souvent favorisées pour cette raison.

Les méthodes pour définir les débits environnementaux sont répertoriées dans une multitude d'études (ex: Tharme, 2003; Linnansaari *et al.*, 2013; Poff and Matthews, 2013; Martin *et al.*, 2014; Gopal, 2014;

St-Hilaire *et al.*, 2017), qui décrivent celles-ci avec détails. Conséquemment, elles ne seront pas présentées dans ce document. La démarche privilégiée consiste plutôt à présenter et décrire de façon succincte des enjeux soulevés dans la littérature et par le MDDELCC, le contexte d'utilisation du concept de débit environnemental dans le processus d'attribution des autorisations de prélèvement et à fournir des éléments de réponse à ces questions. Ces informations sont groupées dans les deux sous-chapitres qui suivent soit au 2.2 Choisir l'état de référence et définir le contexte et les objectifs de gestion et au 2.3 Détermination des débits environnementaux. Le chapitre se termine avec la formulation de quelques recommandations concernant les éléments présentés.

## **2.2 CHOISIR L'ÉTAT DE RÉFÉRENCE ET DÉFINIR LE CONTEXTE ET LES OBJECTIFS DE GESTION**

Avant de déterminer les débits environnementaux et les seuils de prélèvement, il importe de déterminer le contexte d'application et fixer les objectifs finaux qui sont visés. Est-ce que la cible prioritaire est exclusivement le maintien et/ou le rétablissement des fonctions et services écosystémiques? Est-ce plus spécifiquement le rétablissement ou le maintien de l'habitat d'une espèce de poisson jugée sensible ou représentative? À quel état de référence seront comparés les impacts associés aux prélèvements: 1) des conditions historiques passées; 2) des milieux et conditions minimalement perturbées; 3) les milieux les moins perturbés ou 4) les meilleures conditions atteignables (Stoddard *et al.*, 2006)? Trouver l'équilibre entre les quantités d'eau à réserver aux débits environnementaux et celles attribuées aux autres usages de la ressource en eau peut être complexe et controversé (Pahl-Wostl *et al.*, 2013) d'où l'importance de préciser, décrire et prioriser les éléments à considérer pour fixer les débits seuils et de faire connaître ces choix.

Dans plusieurs juridictions en Amérique du Nord, les objectifs de gestion sont très souvent en lien avec l'habitat du poisson. Tandis qu'en Europe, c'est la notion de « maintien du bon état du cours d'eau » qui est au cœur de nombreuses politiques de l'eau (ex.: Commission Européenne, 2014). Toutefois, la façon de définir cette notion est variable et s'appuie sur des références diversifiées qui peuvent renvoyer, par exemple, à un état dit « naturel » ou non perturbé. Compte tenu de plusieurs problématiques soulevées lors de la mise en application des procédures visant à définir l'état de référence, en Europe notamment, la notion du maintien des services écosystémiques est aussi proposée comme une alternative à une comparaison à un état dit « naturel ». Les côtés techniques des approches pour définir les débits environnementaux sont discutés au sous-chapitre suivant (2.3).

### 2.2.1 Notion de « *maintien du bon état du cours d'eau* » et de retour à des conditions de référence (ex. : régime naturel)

La notion de « maintien du bon état du cours d'eau » doit être spécifiée le plus précisément possible afin de la rendre compréhensible, acceptable et atteignable aux différents utilisateurs de la ressource. Il importe donc de définir sur quelles bases, cet état est défini.

L'Union Européenne a mis en place une **directive-cadre sur l'eau** (Water Framework Directive (WFD)) qui s'appuie sur une caractérisation du statut écologique des milieux aquatiques. La directive, élaborée et précisée entre 2000 et 2015, stipule que l'état écologique d'un plan d'eau donné doit être évalué en quantifiant l'écart par rapport à des conditions de référence qui représenterait l'état stable d'un écosystème en l'absence de perturbations humaines importantes (Bouleau et Pont, 2015; Commission Européenne, 2015). Le bon état écologique du cours d'eau (« *good ecological status* ») correspondrait à un état où l'écart est nul ou mineur par rapport à la situation de référence non perturbée (« *no, or only very minor, anthropogenic alterations* »). La définition de l'état global du cours d'eau s'appuie sur une évaluation de l'état écologique des milieux (incluant des variables physico-chimiques, biologiques et hydromorphologiques) et de l'état chimique (respect des normes de qualité environnementales) et de son altération. Une série d'indicateurs de qualité et de critères seuils sont définis. Pour l'état écologique, cinq classes sont définies (de très bon état écologique à mauvais) tandis que l'état chimique est classé comme bon ou mauvais. La définition des bornes entre les classes demeure problématique, particulièrement celle de la limite supérieure fixant l'écart mineur et donc le « bon état ».

La distinction entre l'état modifié et l'état naturel (ou de référence) suppose que l'on puisse distinguer les éléments qui relèvent des actions réalisées par les hommes et ceux qui relèvent de la dynamique et de la variabilité propre d'un système naturel (Bouleau et Pont, 2014).

De nombreuses études critiquent le concept de conditions de référence à un état passé, car les mesures des caractéristiques définissant cet état existent rarement (Boulton *et al.*, 1999). Elles indiquent aussi que la référence à un état passé ne devrait pas être un objectif visé, particulièrement dans les milieux fortement modifiés où l'atteinte d'un tel état est illusoire (Dufour et Piégay, 2009; Stanford *et al.*, 1996; Palmer *et al.*, 2005; Bouleau and Pont, 2015; Moss, 2008). L'étude de Dufour et Piégay (2009) suggère aussi que la référence à un état historique antérieur présume que celui-ci était meilleur et exempt d'influence humaine. L'utilisation de cette référence est d'autant plus remise en question que l'histoire de la présence humaine est longue et que l'empreinte de celle-ci sur le milieu est grande comme c'est le cas en Europe. La référence à un ensemble de conditions de référence qui représentent l'état stable et statique d'un écosystème et le maintien de débits minimum ou moyen pour soutenir des espèces de poissons clés ou maintenir un habitat naturel apparaît aussi trop simpliste (Dufour et Piégay, 2009; Pahl-Wostl *et al.*, 2013; Poff, 2017). L'emploi des termes « état stable » semble ainsi faire fi de la notion de dynamique du système.

Les critères pour établir les débits environnementaux devraient tenir compte des variations dans l'espace et le temps (Pahl-Wostl *et al.*, 2013). L'importance de la variabilité intra et interannuelle des régimes hydrologiques est reconnue comme essentielle pour maintenir la fonction des écosystèmes aquatiques et les accès aux habitats (ex. : refuge thermique, frayères, etc.) à travers le réseau de drainage (Poff *et al.*, 1997; Ward et Stanford, 1995; Richter *et al.*, 2003). Lors des périodes de stress (étiages, pics thermiques), l'accessibilité à des refuges est un facteur majeur de maintien de plusieurs espèces aquatiques (Buisson et Grenouillet, 2009; Breau *et al.*, 2007).

Une connaissance des interactions eau de surface et eau souterraine est importante. La contribution des eaux souterraines au cours d'eau varie dans le temps et dans l'espace et est vitale lors des périodes d'étiages. C'est pourquoi la notion de « bon état » des eaux souterraines est aussi considérée par plusieurs pays et états (ex.: Royaume-Uni, France, Colorado). Le bon état de l'eau souterraine est défini à la fois par la quantité et par l'état chimique de l'eau. « *Le bon état quantitatif d'une eau souterraine est atteint lorsque les prélèvements ne dépassent pas la capacité de renouvellement de la ressource disponible, compte tenu de la nécessaire alimentation des écosystèmes aquatiques* » (<http://www.eaufrance.fr/observer-et-evaluer/etat-des-milieus/regles-d-evaluation-de-l-etat-des/>).

De nombreuses études ont porté sur le concept du paradigme naturel, dont l'objectif est de conserver certaines propriétés de l'hydrogramme naturel d'un cours d'eau malgré les prélèvements. Un concept similaire, celui des débits fonctionnels (Functional Flows) est basé sur le concept de la rétention d'événements hydrologiques permettant à la rivière de maintenir ses caractéristiques géomorphologiques et sa connectivité avec la plaine inondable, de même que sa capacité à mobiliser les sédiments (Yarnel *et al.*, 2012).

### **2.2.2 Notion de services écosystémiques ou services rendus par la ressource et les écosystèmes associés (contribution au bien-être humain)**

Les services écosystémiques sont les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les composent soutiennent la vie humaine et contribuent au bien-être humain (Daily, 1997; Defra, 2007). La notion de services écosystémiques a été mise de l'avant par le « *Millennium Ecosystem Assessment* » (un programme de travail international) en 2001. « *Ce programme est conçu pour répondre aux besoins des décideurs et du public en matière d'information scientifique relative aux conséquences des changements que subissent les écosystèmes pour le bien-être humain ainsi qu'aux possibilités de réagir à ces changements* » (<http://www.millenniumassessment.org/fr/index.html>).

Les services écosystémiques décrivent de façon distinctive la contribution des écosystèmes terrestres et aquatiques et les avantages dérivés de ceux-ci pour le bien-être humain (Pahl-Wostl *et al.*, 2013). Les services écosystémiques globaux ont été groupés en quatre grandes catégories : les services

d'approvisionnement (ex. : eau, nourriture); services de régulation (ex. : traitement de l'eau, protection contre les crues); services culturels (ex. : éducation, loisirs, esthétiques); services de soutien (ex. : production d'oxygène) (Defra, 2007; UK, 2007). Ce concept inclusif est considéré comme mobilisateur puisqu'il inclut une forme de participation citoyenne dans le processus décisionnel (Paavola et Hubacek, 2013).

Grizzetti *et al.* (2016) ont questionné plusieurs acteurs locaux dans différentes régions Européennes sur la notion de services écosystémiques et sur son applicabilité. Ceux-ci soulignent que le concept peut aider à identifier « *les interactions entre les systèmes socioécologiques, augmenter les connaissances interdisciplinaires, favoriser une vision holistique des problèmes et ajouter la dimension du bien-être humain à l'objectif politique du bon état écologique* ». Ils soulignent de plus qu'en termes de gestion de la ressource en eau, l'approche de services écosystémiques pourrait favoriser une utilisation durable de l'eau « *et du capital naturel et soutenir la mise en œuvre des mesures, en rendant plus explicites les avantages et la multifonctionnalité de ces mesures. L'approche pourrait également favoriser la participation du public et des parties prenantes au processus et accroître la sensibilisation et la multidisciplinarité* ». Les acteurs locaux soulèvent toutefois quelques mises en garde. Ils soulignent que la définition de services écosystémiques manque de clarté et qu'il y a ainsi des risques de marchandisation de la nature et de manipulation des avantages. Les gestionnaires de l'eau étaient intéressés notamment par les avantages potentiels qui sont liés à l'utilisation de l'approche des services écosystémiques dans la mise en œuvre de la gestion de l'eau et des mesures de contrôle. Des méthodes et des outils pour évaluer les services écosystémiques sont toutefois nécessaires (Dufour *et al.*, 2016; Gilvear *et al.*, 2013).

Par son fonctionnement, la démarche associée à la notion de services écosystémiques repose sur la participation d'une équipe multidisciplinaire et des acteurs locaux. Elle repose aussi sur une compréhension élargie du fonctionnement du système et de ces interactions et sur l'accès aux données de base, traitées, analysées, interprétées et modélisées. Des discussions autour des questions : « *Que pouvons-nous faire avec les cours d'eau de notre bassin versant?* », « *Qu'est-ce qui est faisable et durable pour ce système compte tenu des différentes caractéristiques et sensibilités de ses cours d'eau et des écoulements souterrains?* » sont nécessaires.

### **2.2.3 Cibles évolutives (« Moving targets ») et concept de dynamique de référence**

Hiers *et al.* (2012) ont proposé le concept de dynamique de référence (« *reference dynamics concept* ») pour remplacer la référence à un état optimal statique et unique. Cette approche incorpore quantitativement la variation temporelle et spatiale des écosystèmes de référence de sorte que les cibles reflètent leur dynamisme. Cet aspect est particulièrement important dans un contexte de changements hydroclimatiques où la réponse écologique est aussi appelée à changer (Poff, 2017). Les auteurs utilisent

des méthodes d'analyses statistiques multivariées, qui mesurent les trajectoires des écosystèmes, pour quantifier la dynamique d'ajustement des sites modifiés (ou restaurés) et de récupération par rapport à une cible qui évolue (« moving targets ») à celle des sites non affectés qui servent de référence. Le terme « moving target » est repris notamment par Brierley *et al.* (2010) et Brierley et Fryirs (2015) pour indiquer la nécessité de définir un éventail d'objectifs et de conditions (dynamiques) les plus réalistes et atteignables pour un type de rivière donné considérant que les conditions futures (avec ou sans prélèvements) sont susceptibles d'être différentes, de générer des plages de variabilité et des trajectoires évolutives aussi différentes. L'approche par conditions de référence (« Reference Condition Approach ») utilisée pour la biosurveillance et la détection des habitats à risque en lien avec différents types de pression anthropiques, comme la modification de débits liée aux prélèvements ou aux changements dans l'utilisation du sol, s'apparente à ce concept (Bailey *et al.*, 2004, extraits à l'annexe 7.2).

Le National Research Council (2004) propose l'utilisation d'une approche adaptative pour la gestion de l'eau dans l'optique de favoriser un ajustement des pratiques dans un contexte où les impacts possibles sont évolutifs et que les projections d'impacts contiennent une part d'incertitudes. Les principes de base de la gestion adaptative mettent l'accent sur des concepts tels que l'incertitude, la surprise et la résilience. Ces concepts vont à l'encontre des concepts de planification traditionnels de l'ingénierie des systèmes déterministes et des modèles de prédiction (National Research Council, 2004). L'approche appelle à l'examen d'une gamme de résultats possibles plutôt que de chercher à atteindre des conditions précises. Le suivi et l'évaluation des impacts est au cœur de cette approche. Hillman et Brierley (2002) proposent une liste d'informations clés pour promouvoir les discussions dans le cadre d'une approche par gestion adaptative (tableau 1).

---

Collect and present information in light of an agreed vision for the future state of the river.
Collect and make information available in a form that retains integrity across a range of scales in both biophysical and human dimensions.
Ensure that a clear statement of level of uncertainty/validity of data is provided, perhaps as a metadata statement.
Promote proactive involvement of management bodies in determining the type and method of data collection.
Integrate different forms and sources of knowledge, including local knowledge, without loss of rigor.
Present information in a form that recognizes diverse learning styles and promotes institutional learning.
Present information in a form that allows for comparison and tradeoffs between environmental, social, and economic outcomes.

---

Tableau 1. Liste d'informations clés pour la gestion adaptative (source : Hillman et Brierley, 2002)

Selon le National Research Council (2004), « La gestion adaptative peut aider à réduire le blocage de la prise de décision en précisant que les décisions sont provisoires, qu'il n'y a souvent pas de décision de gestion «correcte» ou «erronée» et que des modifications sont attendues. La gestion adaptative devrait

aider les intervenants, les gestionnaires, les élus et les autres décideurs à reconnaître les limites du savoir et la nécessité d'agir en fonction d'une information imparfaite. »

L'approche adaptative est utilisée en Alberta, dans le bassin de la rivière Arthabaska (Lower Athabasca River) sous la forme d'alerte ou « *Triggers* » pour la gestion des impacts cumulés (Harwood *et al.*, 2017). Les alertes sont émises lorsque le débit et/ou les conditions d'utilisation de l'eau sont en dehors de la plage des conditions prévues lors de l'élaboration du cadre. Une révision des règles-cadres est alors réalisée.

L'Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent inclut la promotion de l'approche adaptative dans ces objectifs pour conserver et gérer les ressources en eaux du bassin.

Considérer les cibles évolutives et adaptatives lors de l'établissement des débits environnementaux et les prélèvements sous-entend qu'il y a un processus de réajustement régulier des valeurs initiales choisies en fonction des mesures réalisées lors des suivis et des résultats d'analyse. L'existence de ce processus doit être explicitée et la transparence de celui-ci est nécessaire.

#### **2.2.4 Recommandations : Contexte et objectifs de gestion à favoriser**

Pour le Québec où la gestion intégrée des ressources en eau par bassin versant est déjà implantée, une approche basée sur des objectifs communs à atteindre considérant la notion de services écosystémiques à maintenir dans le temps et le suivi de cibles évolutives à des sites référence et des sites affectés serait plus mobilisatrice qu'une approche imposée dont l'ensemble des objectifs n'ont pas été discutés avec les utilisateurs.

Une approche à deux niveaux pourrait être considérée. Un premier niveau concernerait des objectifs globaux définis pour la province et un second niveau inclurait des objectifs spécifiques aux bassins définis en collaboration avec les gestionnaires et acteurs locaux en fonction de priorités des différents bassins ou régions.

##### **1. Élaboration des objectifs provinciaux :**

Les objectifs provinciaux visent 1) le maintien de la ressource dans le temps et l'espace pour assurer la pérennité des besoins de bases des populations, dont la qualité et la quantité d'eau potable, et 2) en lien avec la priorité précédente, le maintien du bon état du cours d'eau par rapport à des cibles évolutives (« moving targets ») à des sites de référence.

Les objectifs provinciaux précisant les normes environnementales viseraient :

- À définir les conditions permettant de maintenir :
  - La ressource dans le temps afin d'assurer la pérennité des besoins de base des populations, dont la qualité et la quantité d'eau potable. Ceci bien que le contrôle sur la quantité des prélèvements ne garantit pas le « maintien du bon état » puisque d'autres variables liées ou non au débit influence la qualité de l'eau et l'état de l'écosystème.
  - Un bon état du cours d'eau en terme hydrologique, morphologique, écologique et chimique
- À déterminer le réseau de sites référence et le réseau de sites d'évaluation où le suivi de la ressource et de l'état du cours d'eau serait effectué et les résultats seraient comparés.
- À encadrer le processus de sélection des objectifs de gestion durable de l'eau à l'échelle des bassins versants au-delà des normes provinciales.

Puisque les normes environnementales doivent être applicables à tous les cours d'eau des rivières sans qu'il y ait de visite de terrain, une classification basée sur des variables et indices calculés à l'aide d'un ensemble de données existantes et sur la sensibilité aux modifications hydrologiques liées aux prélèvements (laquelle inclut les impacts découlant de ces modifications sur le transport sédimentaire et la connectivité verticale, latérale et longitudinale des écoulements) pourrait être favorisée a priori.

## **2. Élaboration des objectifs spécifiques par bassin versant (et sous-bassins) :**

Les objectifs spécifiques par bassin versant viseraient à prioriser des seuils qui répondent aux enjeux locaux prioritaires. Par exemple les gestionnaires des rivières de la Gaspésie pourraient souhaiter d'établir des normes plus sévères afin d'accentuer le niveau de protection de la ressource pour certaines espèces de poisson afin d'assurer le maintien de la pêche récréative et la qualité des habitats des espèces pêchées (évaluation de la pression sur la ressource)

À cette échelle, il y a nécessité de mobiliser le milieu et d'établir une concertation autour d'objectifs communs à atteindre. La mobilisation du milieu, par le truchement des organismes de bassin versant, par exemple, apparaît essentiel à notre avis pour assurer l'implantation adéquate d'outils de gestion de la ressource en eau qui impliquerait la participation active de différents groupes d'usagers qui prélèvent de l'eau en rivière, les eaux de ruissellement ou la nappe phréatique. Cette concertation doit pouvoir s'appuyer sur le partage d'information, des évaluations de la pression existante sur le milieu et l'état du système. À l'intérieur de ce cadre, les pratiques de conservation, de transparence, d'utilisation responsable de la ressource, de limitation des pertes et de la surconsommation peuvent être communiquées et les résultats évalués. L'amélioration de la compréhension du public en ce qui concerne les services écosystémiques aiderait à valoriser et promouvoir les liens entre la science et la gestion (Palmer *et al.*, 2004). À cette échelle, la notion de services écosystémiques ou services rendus par la ressource et les écosystèmes qui y sont associés (avec une emphase sur leur contribution au bien-être humain) pourraient ainsi être discutée plus efficacement.



Au Québec, le rehaussement des niveaux de protection par l'identification des secteurs à préserver sur une base de leur intérêt écologique, de leur importance pour la population, etc. pourrait être envisagé. Celui-ci servirait à compléter la classification des cours d'eau en fonction de leur sensibilité générale aux

### **3. Sélection d'un régime de référence adaptée aux régions et au contexte:**

La notion de régime naturel comme régime de référence est difficilement applicable pour l'ensemble du territoire québécois. D'une part, à cause des modifications hydrologiques dues aux changements du climat. Et d'autre part, parce que le régime hydrologique des cours d'eau du Québec est affecté de façon différentielle par les activités humaines et les prélèvements associés à différents usages. De façon générale, les cours d'eau de la Montérégie sont plus altérés que les cours d'eau de la Côte Nord. L'utilisation de la notion de régime naturel comme régime de référence ne représente alors pas les mêmes défis.

Certaines régions ou bassins pourraient permettre l'emploi du régime hydrologique naturel parce qu'on y retrouve des cours d'eau peu affectés par des prélèvements. Ceux-ci pourraient alors servir de référence pour d'autres bassins de la même région ou du même groupe (ex : selon la sensibilité). Pour tenir compte des changements du climat, l'application de la notion « cible dynamique ou évolutive » serait conseillée.

Définir une gamme de régimes hydrologiques de référence pour les rivières fortement modifiées en fonction d'un classement basé sur la sensibilité, par exemple, pourrait être une alternative envisageable à l'établissement d'un régime naturel pour toutes les régions du Québec. Une rivière type considérée comme en « bon état écologique » malgré son altération hydrologique actuelle pourrait servir d'étalon pour définir ce régime. Les écarts ou le degré d'altération hydrologique des rivières appartenant à un groupe donné de sensibilité pourrait être calculé par rapport à la rivière type de ce groupe. L'évolution temporelle des deux systèmes serait comparée (« cible dynamique ou évolutive »).

Pour évaluer l'importance relative des prélèvements actuels dans un bassin, la reconstitution des débits à partir des débits mesurés et des registres des prélèvements, comme utilisée par d'autres juridictions, pourrait aussi être envisagée pour certaines rivières, où ces données sont disponibles et de qualité. Cette étape peut être faite dans le cadre de l'évaluation de sensibilité (St-Hilaire *et al.*, 2017).

## 2.3 DÉTERMINATION DES DÉBITS ENVIRONNEMENTAUX

### 2.3.1 Exemples d'approches (débits environnementaux et volumes prélevables)

Plusieurs approches ont été élaborées afin de déterminer les débits environnementaux. Parmi celles-ci les approches hydrologiques sont les plus largement utilisées. Des méthodes variées sont utilisées et s'appuient sur les données historiques (reconstitués ou non) de débits, et dans certains cas des niveaux des nappes souterraines. Parmi ces méthodes, on retrouve la méthode de Tennant, celle du 25% du débit moyen annuel, la méthode du débit médian mensuel, celle des 90 percentiles des débits classés (Q90) et la méthode basée sur l'analyse statistique de la fréquence des étiages. Différents ensembles d'indices ont aussi été déterminés pour décrire au mieux l'amplitude, la fréquence, la durée, la variabilité et l'occurrence des différents régimes hydrologiques. Les méthodes de caractérisation de ces indices hydrologiques développées afin de protéger l'écosystème sont décrites dans de nombreux documents (ex. : Linnansaari *et al.*, 2013; St-Hilaire *et al.*, 2017). Les approches globales, qui font appel à des groupes d'experts, suscitent de plus en plus d'intérêt et leur mise en application s'élargit à travers le monde. Malgré leurs lacunes, l'utilisation d'un seuil hydrologique fixe au-delà duquel les prélèvements sont limités ou interdits continue de dominer le mode de gestion et les liens avec les impacts réels sur les écosystèmes demeurent peu documentés. Plusieurs juridictions modulent ces seuils en fonction de critères de sensibilité du milieu et des saisons qui régissent les périodes clés du cycle de vie de certaines espèces de poisson (voir St-Hilaire *et al.*, 2017).

Nous présentons dans la section ci-dessous, des exemples d'approches adoptées et d'indicateurs utilisés par différentes juridictions.

#### Québec

Le MDDELCC utilise actuellement le débit d'étiage de récurrence de 2 ans sur 7 jours consécutifs (Q2,7 ; une méthode basée sur l'analyse fréquentielle des débits d'étiage) comme indicateur pour définir le débit environnemental dans l'analyse des projets d'approvisionnement en eau de surface <sup>1</sup>. Cet indice est calculé à partir des débits mesurés. Ce débit est aussi employé en Italie dans le bassin de la rivière Arno, notamment (Commission Européenne, 2014).

La méthode favorisée pour l'estimation des débits d'étiage s'appuie sur les séries de débits mesurés sur une période de 10 ans ou plus. Les séries sont considérées comme stationnaires. « *Lorsqu'un nombre suffisant de données est disponible, c'est-à-dire au moins dix ans de données journalières, les débits*

---

<sup>1</sup> Les lignes directrices du MDDELCC pour les projets d'approvisionnement en eau de surface ([Guide de conception MDDELCC](#)) indiquent que le débit pouvant être prélevé d'une source d'eau de surface non régularisée sera évalué en utilisant le débit d'étiage sur sept jours consécutifs ayant une période de récurrence de deux ans (Q2,7). Pour un lac ou un réservoir, on utilisera le Q2,7 à l'émissaire.

*d'étiage sont généralement évalués à partir d'une étude hydrologique dite « classique ». Celle-ci consiste à ajuster une loi statistique aux débits minimaux enregistrés à une station hydrométrique située sur la rivière à l'étude....À la suite de l'analyse des ajustements, basée sur le critère d'adéquation bayésien et sur la représentation graphique, la loi qui décrit le mieux l'échantillon de données est retenue... ».*

Toutefois, selon la Direction de l'expertise hydrique (DEH) du MDDELCC, la plupart des demandes d'étude sur les débits d'étiage concernent des sites où il n'existe aucune donnée hydrométrique. Dans ces cas, l'évaluation des débits d'étiage est effectuée selon d'autres méthodes qui sont brièvement énumérées sur le site <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/>

Au MDDELCC, le Q2,7 (données historiques) est utilisé comme base pour déterminer le volume d'eau maximum pouvant être prélevé. Le seuil choisi pour limiter les volumes prélevables est 15% du Q2,7. Les prélèvements en amont du secteur d'analyse doivent être soustraits de cette valeur. Cet indicateur se distingue de celui qui est décrit dans le règlement sur les habitats fauniques<sup>2</sup> (*l'article 17*), qui stipule que « *Dans un habitat du poisson, une personne ne peut effectuer du pompage d'eau que conformément à l'une ou l'autre des conditions suivantes: 1) dans le cas d'un cours d'eau, le prélèvement ne peut excéder 15% du débit du cours d'eau à l'endroit où le prélèvement est effectué; 2) dans le cas d'une plaine d'inondations, le prélèvement ne peut excéder 45 000 litres par jour; 3) dans le cas d'un lac, le prélèvement ne peut abaisser le niveau de plus de 15 cm.*

Bien que largement utilisé, l'indicateur combinant un pourcentage x d'un débit d'étiage n'a pas fait l'objet de validation pour évaluer leur représentativité et les impacts liés à l'emploi de ce seuil. C'est le cas de la majorité des seuils utilisés par plusieurs juridictions.

### **États-Unis**

Aux États-Unis, la détermination des débits environnementaux varie selon l'état et selon les études spécifiques à certains bassins versants. The [Nature Conservancy's Conservation](#) et le United States Geological Survey (USGS) utilisent une série d'indicateurs d'altération hydrologique, par rapport à un contexte sans perturbation, pour évaluer les impacts des prélèvements sur les écosystèmes aquatiques (Richter *et al.*, 1996). Les indicateurs choisis ont une signification pour le fonctionnement écosystémique. Le système de référence utilisé est variable et peut renvoyer à un état antérieur (ex.: situation avant l'installation d'un barrage) ou à une situation se rapprochant d'un état naturel en retirant les volumes d'eau quotidiens prélevés pour différents usages. Les travaux de Weiskel *et al.* (2010) présentent la technique développée par le USGS (Sustainable Yield Estimator (SYE) et appliquée pour les bassins versants du Massachusetts (dans cet état, les volumes de prélèvements supérieurs à 100 000 gallons par jour sont comptabilisés). Le concept de « sustainable yield » est défini comme « *une mesure de la*

---

<sup>2</sup> [Règlement sur les habitats fauniques](#)

*disponibilité de l'eau qui considère simultanément la disponibilité spatiale et temporelle de l'eau, ainsi que l'interaction complexe entre les demandes en eau variables et concurrentes, telles que les besoins en eau pour les activités humaines et écologiques » (Archfield et al., 2010 citant Allen and Leake, 2004 et Maimone, 2004).*

### **France**

La France utilise le terme Débit d'Objectif d'Étiage (DOE) dans le cadre de la gestion des prélèvements. Ce débit est déterminé à partir des débits naturels reconstitués. Il est défini comme la *valeur de débit à un point nodal (point clé de gestion) au-dessus de laquelle il est considéré qu'à l'aval l'ensemble des usages (activités, prélèvements, rejets, ...) est en équilibre avec le bon fonctionnement du milieu aquatique. Le DOE est le plus souvent défini par référence au débit moyen mensuel minimal de fréquence quinquennale (QMNA5) ou un débit moyen minimal annuel calculé sur 10 ou 30 jours (VCN10 ou 30) de fréquence quinquennale (Therond, 2014). La ressource au-dessus du DOE (QMNA5) est estimée sur les segments des principaux cours d'eau français sur la base de l'analyse comparée des sorties de trois modèles développés par l'IRSTEA. Certaines critiques sont émises concernant le QMNA5. Dans une étude portant sur les enjeux de la gestion quantitative de l'eau en France, Balestrat et Therond (2014) rapportent que certains acteurs institutionnels de la gestion de l'eau considèrent que les estimations de QMNA5 ne sont pas toujours très cohérentes par rapport aux connaissances empiriques et expertes locales.*

Dans le cadre de la gestion des prélèvements, la démarche de détermination des débits biologiques considère l'ensemble des prélèvements modifiant le débit du cours d'eau (y compris en nappe d'accompagnement) et s'applique ainsi à l'ensemble d'un bassin versant (Floury et al., 2013). Elle diffère ainsi en plusieurs points de celle visant à évaluer des débits minimums biologiques uniquement à l'aval d'un ouvrage (tableau 2).

Le volume prélevable est défini comme étant *«le volume que le milieu est capable de fournir dans des conditions écologiques satisfaisantes, c'est-à-dire qu'il est compatible avec les orientations fondamentales fixées par le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux et, le cas échéant, avec les objectifs généraux et le règlement du schéma d'aménagement et de gestion des eaux »* ([https://aida.ineris.fr/consultation\\_document/7183](https://aida.ineris.fr/consultation_document/7183)). Il est aussi reconnu que la détermination de ces volumes nécessitera d'engager des études hydrologiques ou hydrogéologiques en vue de préciser le volume total prélevable. Une notion fréquentielle est introduite dans le processus de détermination de ce volume. Celle-ci fixe *une borne au volume prélevable qui doit être tel qu'il permette de respecter statistiquement huit années sur 10 les contraintes identifiées (débits objectifs pour les cours d'eau en liaison hydraulique avec les nappes, zones humides...).*

<b>Démarche études volumes prélevables Débit Biologique</b>	<b>Démarche débit réservé Débit Minimum Biologique</b>
- porte sur l'ensemble des prélèvements impactant le débit du cours d'eau (y compris en nappe d'accompagnement)	- porte uniquement sur les prélèvements et les dérivations issus d'ouvrages en lit mineur
- s'applique au niveau des points stratégiques de référence (incluant les points nodaux du SDAGE), donc intègre l'ensemble des usages amont	- s'applique ponctuellement à l'aval direct d'un ouvrage
- vise les périodes limitantes pour les communautés aquatiques en termes d'hydrologie	- est visé toute l'année
- est visé en moyenne mensuelle	- est visé en débit instantané
- permet de dimensionner les prélèvements admissibles sur un bassin	- permet de réglementer un usage ponctuel
- indicateur moyen mensuel de soutien du bon état au titre du L211-1	- débit réglementaire à respecter au titre du L214-18 (police de l'eau)

Tableau 2. Différences entre l'approche « débits biologiques » au sens des études volumes prélevables, et l'approche « débit minimum biologique » au sens de l'article L214-18 relatif au débit réservé (extrait de Floury *et al.*, 2013)

La description et l'évaluation des impacts des différents scénarios de prélèvements sont faites en comparant la situation actuelle (débits mesurés) par rapport à une situation naturelle (débits reconstitués à partir des débits mesurés et des volumes de prélèvements existants). Un processus de révision et d'actualisation des volumes prélevables est prévu au fur et à mesure qu'il y a une amélioration des connaissances scientifiques de l'hydrométrie et des relations entre les usages et les interactions entre les sources d'eau utilisées.

Des systèmes d'information et des outils de modélisation pour la gestion quantitative de l'eau sont mis en place et évalués dans les secteurs où les enjeux liés aux prélèvements (liés à l'irrigation en milieu agricole notamment) sont les plus importants.

### **Royaume-Uni**

Les courbes des débits classés (naturels et observés) sont utilisées pour définir différents indicateurs de débit environnemental. Le seuil minimal considéré pour évaluer l'état hydrologique du cours d'eau est le débit naturel, QN95, soit le débit moyen qui est dépassé 95% du temps (établi normalement pour des séries de débit de 10 ans et plus de données). Il est considéré que si le Q95 des débits observés est inférieur à QN95, ceux-ci peuvent ne pas supporter un bon état écologique et le cours d'eau est jugé non conforme (UK, 2016).

L'élaboration des normes repose sur des conseils d'experts (utilisation d'ateliers) étant donné que les données de terrain sont insuffisantes pour établir des relations statistiquement significatives entre le degré d'altération hydrologique et le degré d'impact écologique (UK, 2008). Les seuils pour le maintien

d'un bon état écologique et pourcentage admissible d'écart par rapport à l'écoulement naturel sont définis selon une typologie basée sur la sensibilité écologique des rivières aux modifications des débits et niveau d'eau, la période de l'année, la protection du saumon et selon la valeur de débit par rapport à QN95. Sur la base de ce critère, le changement autorisé en pourcentage du débit naturel varie entre 15%, si le débit est supérieur à QN95, à 10% si le débit inférieur à QN95 selon les autres typologies (UK Technical Advisory Group, 2008; UK, 2013).

Les données des suivis (biologiques, hydrologiques, physicochimiques) sont utilisées pour valider et modifier aux besoins les seuils et les résultats de classification. Les impacts des prélèvements d'eau souterraine sur le débit des cours d'eau sont aussi évalués et surveillés.

### **Autriche**

L'Autriche utilise les débits et les variables hydrauliques dans sa définition de débit environnemental. Dans le contexte des prélèvements d'eau, les paramètres pertinents considérés pour qualifier un bon état écologique d'un cours d'eau sont résumés sous le terme «débit minimum écologique». Celui-ci est constitué d'un débit de base<sup>3</sup> et des caractéristiques dynamiques du régime hydrologique et de l'hydraulique incluant la dynamique saisonnière, les profondeurs d'eau (seuils minimums), les vitesses (seuils minimums) et les fluctuations journalières de ces variables et du périmètre mouillé (Commission Européenne, 2014).

Des modules et métriques spécifiques ont été développés afin de pouvoir distinguer les réponses biologiques aux altérations des conditions physico-chimiques de celles dues aux conditions hydrologiques / morphologiques.

Dans le cadre des prélèvements, le débit minimum écologique doit assurer la migration des poissons dans la rivière, garantir des valeurs hydrologiques seuils et des conditions hydrauliques minimales (profondeur de l'eau et de la vitesse d'écoulement).

Les valeurs limites et les valeurs guidant la définition de bon état écologique ont été définies par un comité d'experts regroupant des autorités nationales et régionales et des experts scientifiques. Des données de suivis biologiques et hydromorphologiques ont été mises à profit dans ce processus.

---

<sup>3</sup> Débit de base pour un bon état écologique d'un cours d'eau: le débit naturel journalier minimum (« NQR residual flow »)

- est supérieur au débit naturel journalier minimal le plus bas (« natural lowest daily minimum flow »).
- représente au moins 1/3 du débit naturel minimum moyen annuel  $\Rightarrow$  pour les cours d'eau où le débit naturel journalier minimal le plus bas est inférieur au 1/3 du débit naturel minimum moyen annuel
- représente au moins 1/2 du débit naturel minimum moyen annuel  $\Rightarrow$  pour les cours d'eau où 1) le débit moyen est inférieur à  $1\text{m}^3/\text{s}$  et 2) la valeur pour le débit naturel journalier minimal le plus bas est inférieure à 1/2 du débit naturel journalier minimal le plus bas

Les valeurs limites pour les débits environnementaux ont été définies pour décrire les conditions hydrologiques pour un état d'intégrité écologique élevé. Il est considéré qu'un débit inférieur à 20% du débit naturel quotidien permet de respecter l'ensemble des paramètres et critères de bon état écologique.

Pour les habitats de poisson, des niveaux écologiques minimum sont définis à partir du seuil de 50% du débit minimum annuel moyen naturel. À ce seuil, il est considéré possible d'assurer le respect des valeurs pour les profondeurs minimales et les vitesses d'écoulement minimales, et donc la connectivité de la masse d'eau. Les valeurs minimums de profondeur d'eau sont attribuées pour les rapides et les talwegs et diffèrent en fonction des pentes du cours d'eau et du dynamisme de la rivière pour les cours d'eau de faibles pentes. Une valeur plancher est attribuée pour les vitesses.

### **2.3.2 Reconstitution des débits naturels**

Les exemples présentés mettent en lumière le fait que plusieurs juridictions utilisent le régime hydrologique naturel comme condition de référence. Pour une grande proportion des cas, le régime hydrologique naturel est reconstitué pour une rivière donnée et est utilisé par la suite pour déterminer les pourcentages de prélèvement, pour évaluer les impacts et pour quantifier les modifications hydrologiques associées aux prélèvements.

Différentes méthodes sont utilisées pour réaliser la reconstitution des débits naturels permettant d'évaluer adéquatement la ressource disponible (sans prélèvements):

- Analyse des séries de débits avant la période de fort prélèvement (ex.: avant la mise en oeuvre massive de l'irrigation)
  - Suppose que le climat ait peu changé depuis cette époque
- Reconstitution des débits naturels à partir des séries des débits mesurés et des informations ou hypothèses sur les prélèvements en cours en lien avec les différents usages et les relâchées d'eau, en lien avec les activités de production hydroélectrique et en soutien lors d'étiage
  - Nécessite un bilan des prélèvements et des relâchés existants et une bonne qualité de données liées aux prélèvements sur une échelle temporelle adéquate
- Utilisation d'un modèle pluie/débit
  - Nécessite la calibration et validation d'un modèle à partir de données non influencées pour un même contexte géologique, géomorphologique, etc.
- Reconstitution des débits naturels réalisée par extrapolation du comportement hydrologique d'un bassin estimé similaire au bassin étudié
  - Nécessite des hypothèses de similitude de comportement. Cette méthode est moins fréquemment utilisée compte tenu des nombreuses prémisses qui doivent être énoncées.

Les quatre premières méthodes ont été utilisées notamment dans différents bassins de la France (ex. : Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée) (Balestrat et Therond, 2014). L'emploi de ces techniques dans d'autres juridictions n'a pas été recensé.

La reconstitution des débits naturels à une échelle temporelle et spatiale adéquate nécessite d'une part, la spatialisation des points de prélèvement et leur rattachement à la ressource utilisée (cours d'eau, nappe, retenue) et d'autre part, l'estimation de la dynamique temporelle des prélèvements à une échelle temporelle plus fine que celle généralement disponible. Dans le contexte où le régime naturel est utilisé comme état de référence, cette étape est aussi un prérequis pour définir l'amplitude relative des prélèvements par rapport aux volumes d'eau restant dans le cours d'eau.

### **2.3.3 Évaluation du degré d'altération hydrologique**

L'évaluation du degré d'altération des cours d'eau a pour objectifs de repérer les segments de rivière, les sous-bassins et les bassins altérés, où par exemple, les volumes d'eau prélevés en amont sont trop importants par rapport à la ressource locale compte tenu des besoins écologiques et des usages prioritaires. L'identification de ces segments vise subséquemment à établir une stratégie d'intervention et de restauration.

Il est considéré qu'il n'y a pas d'altération significative du fonctionnement des écosystèmes présents et soutenus par la rivière en dessous d'un certain degré d'altération hydrologique. La question qui se pose alors est dans quelle mesure les attributs fondamentaux du régime hydrologique d'un système fluvial peuvent être altérés avant que les écosystèmes commencent à décliner à cause d'une pression sur le régime? Quel seuil d'altération est tolérable? (Arthington *et al.*, 2006; Arthington, 2015). Une altération globale des débits (estimée comme étant la somme des prélèvements documentés) inférieure à 20 % du débit journalier dit «naturel» est généralement acceptée pour maintenir un bon état écologique (Acreman *et al.*, 2006; Richter *et al.*, 2012). Une altération marquée du régime hydrologique représente une pression majeure pour les écosystèmes, mais aussi pour l'utilisation durable de la ressource. Par exemple, une trop forte réduction des débits en été ou en hiver restreint directement la superficie des habitats et limite la connexion latérale et longitudinale à des habitats et refuges, ralentit l'oxygénation de l'eau et la dilution de contaminant nuisible aux écosystèmes (effets sur la qualité de l'eau) et favorise le colmatage du substrat (Zang *et al.* 2016)

La façon d'évaluer l'altération des débits dans le temps et dans l'espace en lien avec des modifications du cours d'eau est un sujet de discussion notamment pour définir un point de comparaison et l'état de référence discuté précédemment. Des questions telles que : comment les altérations hydrologiques dues aux prélèvements s'harmonisent (ou pas) avec la variabilité naturelle du système (ex.: en périodes



sèches)? La façon dont les prélèvements peuvent exacerber ou non l'état hydrologique naturel en périodes critiques mérite aussi d'être étudiée.

Le logiciel *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA) développé par les chercheurs du The Nature Conservancy (<https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices.../IndicatorsofHydrologicAlteration/>) fournit des statistiques écologiquement pertinentes dérivées de données hydrologiques quotidiennes. Celles-ci sont utilisées pour décrire statistiquement les tendances et comprendre les impacts hydrologiques des activités humaines ou essayer de développer des recommandations sur les débits environnementaux pour les gestionnaires de l'eau.

#### **2.3.4 Processus de consultation et de collaboration**

Le processus de consultation ou le recours à des comités d'experts font partie des outils utilisés par plusieurs juridictions pour définir les objectifs à atteindre, spécifier les besoins, aborder les impacts probables pour les écosystèmes et développer les seuils de débit environnementaux.

En France, l'IRSTEA (« Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture ») utilise la concertation locale et le développement de méthodes participatives pour appuyer les pouvoirs publics. Le développement des techniques d'ingénierie de la concertation est en cours. Ces techniques « *permettent d'organiser la construction d'un futur souhaité. Elles reposent sur des principes fondamentaux. D'abord la discussion première des objectifs communs pour le territoire. En termes de procédure, l'égalité d'opportunité d'expression pour toutes les parties prenantes, la transparence sur les règles de décisions et l'accès libre aux documents. Ensuite, en termes de prise de décision, un débat sans tabou sur les effets économiques et sociaux (partage des coûts et des bénéfices, équité) et environnementaux* » (IRSTEA, 2017, <http://www.irstea.fr/node/5677>).

L'approche utilisée au Royaume-Uni inclut la consultation et la participation d'intervenants et groupes d'intérêt pour définir les objectifs à atteindre et la stratégie de gestion des prélèvements. Les différents groupes font état de leurs besoins en termes d'usages de l'eau et de leur point de vue sur la ressource et sur les approches à favoriser pour sa protection. Ils sont impliqués dans l'évaluation de la durabilité (« sustainability ») de la ressource (UK Environment Agency, 2002). Le Royaume-Uni reconnaît que localement les caractéristiques, les priorités et les problématiques spécifiques à un secteur peuvent conduire à une classification différente de celle énoncée globalement.

Dans leurs recommandations globales concernant le développement des normes environnementales pour les ressources en eau pour le contexte britannique, Acreman *et al.* (2006) suggèrent une implication régulière des experts dans le travail des agences du Royaume-Uni pour être en mesure de bien définir les normes réglementaires. Cette implication est utilisée avec succès en Afrique du Sud où il existe une

interaction continue entre les scientifiques et les gestionnaires et une participation d'experts dans la définition des débits environnementaux dans le cadre d'études de cas réels. Cette implication régulière entre les agences et les experts a permis de comprendre les problèmes et les points de vue de chacun et de bâtir une confiance mutuelle et des normes plus solides (Acreman *et al.*, 2006).

La consultation des groupes locaux se base sur l'idée que les connaissances locales ont une valeur qu'il importe d'intégrer dans le processus décisionnel dès le départ. Dans une étude portant sur la perception des différents acteurs dans le processus d'allocation des prélèvements d'eau dans le sud de l'Australie, Taylor et Loë (2012) soulignent que les participants considèrent que les connaissances locales peuvent apporter une contribution précieuse à un processus de collaboration, mais qu'elles ne peuvent être intégrées à l'aveugle, c'est-à-dire qu'il serait souhaitable d'en faire une évaluation rigoureuse tout comme c'est le cas des données scientifiques.

### **2.3.5 Recommandations pour la sélection des débits environnementaux**

Les recommandations concernant les approches à favoriser pour la détermination des débits environnementaux et les seuils de prélèvements sont énoncées ici et seront reprises au chapitre 4 sous forme d'étapes méthodologiques.

#### **1. Sélection de l'approche hydrologique comme première approche pour définir les débits environnementaux**

L'approche hydrologique est celle qui a été choisie initialement par le MDDELCC pour définir les débits environnementaux. Même si plusieurs autres variables dépendantes s'ajoutent pour préciser le rôle du débit sur les écosystèmes, cette approche est largement utilisée. Ce choix se justifie actuellement par la disponibilité limitée des données autres qu'hydrologiques, le nombre important de cours d'eau et bassins versants à l'échelle de la province, les coûts de réalisation des travaux menant à l'élaboration d'approches plus sophistiquées et les impératifs liés à l'implantation d'outils de gestion de l'eau.

L'élaboration des exigences relatives aux débits environnementaux pourrait s'appuyer dans un premier temps sur la caractérisation des régimes hydrologiques des cours d'eau (utilisation de métriques) et l'identification de la sensibilité des cours d'eau à différentes échelles et en considérant différentes variables (St-Hilaire *et al.*, 2017). Combinée à une approche de suivi qui inclurait la mesure de certains indicateurs écologiques, hydromorphologiques et de qualité de l'eau et des données réelles de l'ensemble des prélèvements (ou au minimum une évaluation plausible de celles-ci), cette approche initiale pourrait être raffinée par la suite. La transition d'une approche vers une autre devrait être mentionnée et reconnue d'emblée afin de favoriser les processus d'adaptation.

## **2. Instauration d'un processus de consultation et de diffusion des informations:**

L'approche qui s'appuie sur la tenue d'ateliers et le développement de méthodes participatives favorisant une concertation locale et les interactions entre les autorités nationales et régionales, les représentants du MDDELCC, les experts scientifiques de différentes disciplines et les gestionnaires est privilégiée pour discuter des objectifs visés par la gestion de la ressource, des besoins des différents groupes, des débits environnementaux et des seuils de prélèvement à établir afin d'assurer notamment le maintien des différents aspects de la qualité du milieu aquatique et de la quantité des habitats. L'implication des participants de différents horizons s'est révélée fructueuse dans plusieurs juridictions. Des données, des outils et des méthodes de travail pour favoriser la concertation participative sont nécessaires pour évaluer différentes facettes des problématiques et pour faire consensus.

Compte tenu de la variété de contexte à l'échelle du Québec, cette approche devrait être envisagée à deux échelles d'application soit à l'échelle régionale pour définir de grandes lignes des différents aspects à considérer et à l'échelle des bassins versants en incluant la participation des acteurs locaux et des comités d'experts régionaux. Pour maximiser les retombées de ces ateliers, une étape de collecte et synthèse de données devrait être réalisée au préalable. La diffusion élargie des informations de synthèse, des indices et des données de base devrait aussi être priorisée. La représentation cartographique des indices, utilisée par exemple au Royaume-Uni et en France, constitue un mode de diffusion souhaitable pour représenter l'état de la ressource à un large public et favoriser les discussions constructives.

## **3. Mise en place de réseau de suivi incluant des sites de référence et de sites d'évaluation:**

Les sites de référence sont établis sur des cours d'eau naturels (quand ceux-ci sont disponibles) ou sur des cours d'eau dont les prélèvements sont faibles par rapport à la ressource en eau et/ou l'état écologique est catégorisé comme bon (voir la recommandation 3 à la page 16). Les sites d'évaluation sont localisés sur des sites affectés par des prélèvements. À ces sites, les indicateurs hydrologiques, hydromorphologiques, biologiques et physico-chimiques devraient être mesurés. Les résultats des comparaisons entre les suivis permettraient d'évaluer la réponse de deux systèmes différenciés principalement par le cumul des prélèvements et d'ajuster les seuils de prélèvements établis à priori. La fréquence des évaluations et la durée des suivis devraient tenir compte du temps de réponse du système. Le suivi devrait être maintenu à long terme. Le maintien à long terme du suivi de ces sites constitue une base d'analyse essentielle dans un contexte de climat en évolution et d'évolution des besoins pour la ressource. Le développement d'outils d'analyse des données de suivi et de diffusion des données est conseillé afin de nourrir les discussions concernant l'efficacité et la révision des seuils utilisés.

Dans le contexte de la gestion intégrée des ressources en eau, adoptée par le Québec et par plusieurs pays, il est primordial d'avoir accès aux données clés permettant de développer une connaissance de plus en plus exhaustive des bilans hydriques à une échelle spatio-temporelle appropriée. L'accès à ces données fait souvent défaut et limite ce développement.

L'identification des méthodes permettant d'atteindre un état d'équilibre entre la ressource en eau, les besoins en termes de qualité et quantité d'eau essentielle pour la vitalité des écosystèmes et les prélèvements pour différents usages est une grande préoccupation. La prémisse d'une gestion viable de la ressource est qu'il est possible de déterminer des conditions limites pour atteindre cet équilibre autant dans l'espace que dans le temps. Ces limites sont toutefois difficiles à définir considérant notamment les conflits entre les usages et les lacunes dans les connaissances.

La ressource en eau et les pressions sur celles-ci sont inégalement réparties dans le temps et dans l'espace et il importe de considérer cette variabilité. Bien que l'état quantitatif de la ressource en eau puisse être satisfaisant à l'échelle d'un bassin, il est possible qu'à d'autres échelles, celles d'un segment sur le cours d'eau principal ou d'un tributaire, cet état puisse être compromis par des conflits d'usages.

Le Royaume-Uni et la France cartographient les territoires sur la base de l'état actuel de la ressource et de sa capacité à répondre aux besoins. La ressource est qualifiée de 1) adéquate et suffisante, 2) déficitaire ou 3) excédentaire. Certaines régions de la France ajoutent aussi 4) bassin en déséquilibre important et 5) affluents en déséquilibre quantitatif, à cette première liste. Une cartographie des principales zones ayant des enjeux est ainsi élaborée. Elle permet de localiser et d'illustrer les contrastes entre sous-bassins et les bassins (exemple: bassin Adour-Garonne) et d'identifier les zones prioritaires. Le USGS a aussi produit ces types d'information à l'échelle de segments de rivière pour les bassins versants en Géorgie et en Floride (Alley *et al.*, 2013). Les données de synthèse caractérisant le bilan de la ressource favorisent le transfert de connaissance entre intervenants et l'adaptation des méthodes de gestion qui tiennent compte de l'état actuel de la ressource. La mise en place de bases de données liées aux prélèvements et à la ressource est nécessaire pour réaliser ces catégorisations à l'échelle du segment, du cours d'eau et du bassin versant. Au Québec, des travaux sont en cours afin de mettre en place un outil géomatique qui cumule les données sur les prélèvements, ce qui serait un premier pas vers un meilleur portrait global de la ressource.

L'équilibre est plus complexe à définir à certains moments de l'année. La fin de la période estivale est particulièrement critique puisque les apports en eau à la rivière et à la nappe sont réduits en lien avec le climat et la croissance de la végétation (déficit des précipitations utiles, soit la portion des précipitations

qui contribue à la recharge des réserves en eau du sol) et le cumul d'une variété des prélèvements estivaux.

### **3.1 ÉVALUATION ET CARACTÉRISATION DE LA RESSOURCE EN EAU (SURFACE ET SOUTERRAINE)**

Le diagnostic de la ressource en eau inclut généralement les eaux souterraines et les eaux superficielles. Ce diagnostic peut se faire à l'échelle régionale, mais également à des échelles plus réduites, par bassin versant et sous bassin, afin d'exposer les variabilités et interdépendances entre ces échelles.

#### **3.1.1 Caractérisation des eaux souterraines**

La caractérisation des eaux souterraines inclut une évaluation de la répartition spatiale des nappes et leur morcellement, de leurs fluctuations saisonnières, de leurs recharges annuelles et de la connexion avec les cours d'eau. Cette caractérisation permet de dresser le portrait de cette ressource, de sa disponibilité et sa sensibilité aux prélèvements (Gleeson et Richter, 2018).

La recharge de la nappe souterraine est un élément dynamique clé de cette ressource. De façon générale, la recharge est très sensible aux variations de précipitations, aux caractéristiques des formations géologiques et des dépôts de surface, à l'utilisation du sol et aux prélèvements directs ou indirects (cours d'eau, interception des écoulements de surface). Une diminution de la recharge des aquifères, par l'augmentation notamment des volumes prélèvements, aurait des effets directs sur le niveau des nappes, le niveau d'étiage des rivières et possiblement sur la qualité de l'eau (Rivard *et al.*, 2003).

Laroque *et al.* (2016) soulignent la nécessité de définir une typologie de la connectivité entre les rivières, les zones humides et les aquifères compte tenu des différences spatiales de celle-ci en lien notamment avec les variations dans le contexte géomorphologique. Brodie *et al.* (2007) proposent aussi, un système de classification de la connectivité eaux de surface et souterraine basé sur la position de la nappe phréatique, la direction dominante de l'infiltration, la capacité du matériau géologique à transmettre l'eau et l'impact de la connectivité sur les cibles de gestion (étude en Australie).

Le Québec a récemment procédé à la caractérisation hydrogéologique dans plusieurs régions (PACES, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/souterraines/programmes/acquisition-connaissance.htm>). Cette caractérisation a permis d'évaluer la disponibilité de l'eau souterraine à l'échelle régionale et d'évaluer globalement leur recharge. Elle a aussi permis d'exposer la variabilité annuelle de la recharge à l'intérieur d'une même région. Ces données contribuent à fournir un portrait de la ressource à l'échelle des bassins versants. Au-delà des projets PACES, le MDDELCC travaille présentement avec quelques universités québécoises

afin de développer des outils qui permettront de faire le lien entre les eaux souterraines et les eaux de surface.

En France, les débits spécifiques des masses d'eau souterraine sont utilisés pour évaluer sommairement les potentialités d'exploitation pour des objectifs agricoles, par exemple ([http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr...RAPPORT\\_ressource\\_en\\_eau](http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr...RAPPORT_ressource_en_eau) ). Les débits spécifiques sont calculés à partir de la modélisation de l'alimentation par les précipitations en prenant en compte un coefficient d'infiltration. Actuellement en France, la contribution des cours d'eau à l'alimentation de la nappe ne fait pas partie de cette évaluation, mais les différentes juridictions régionales reconnaissent que celle-ci devrait être prise en compte pour les aquifères alluviaux afin de ne pas sous-évaluer ces débits.

En France et au Royaume-Uni, les niveaux des nappes souterraines sont suivis à des points de contrôle et analysés. Ils font partie du processus décisionnel lors de l'attribution des autorisations de prélèvements, ceci bien que les interactions entre la nappe et le cours d'eau ne soient pas considérées spécifiquement.

Au Québec, un suivi du niveau de la nappe phréatique, réalisé à différents points, permet de connaître les fluctuations quotidiennes de cette ressource (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/piezo/> ). Cette base de données mériterait d'être mise à profit, particulièrement pour les bassins où cette ressource est fortement exploitée pour différents usages. Le réseau de suivi des eaux souterraines du Québec est composé de 193 stations de suivi des niveaux d'eau ([http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qte-eau-Quelle-situation\\_NappeH2OSouterraine.htm#nappes](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qte-eau-Quelle-situation_NappeH2OSouterraine.htm#nappes)). Les données des stations permettent de voir les variations intra- et interannuelles. Des indices pourraient être développés pour évaluer et projeter l'état de cette ressource compte tenu des utilisations faites de celle-ci et de sa dynamique recharge selon les conditions météo projetées.

### **3.1.2 Caractérisation hydrologique des eaux de surface**

Un éventail de facteurs environnementaux influence la variabilité spatiale des régimes hydrologiques. La classification hydrologique constitue la première étape des nombreuses approches définissant les débits environnementaux et les seuils de prélèvements. Elle est un outil privilégié pour soutenir la gestion de l'eau et la planification des prélèvements. Une série d'indices hydrologiques pertinents pour caractériser l'hydrologie sont disponibles et peuvent être évalués (Richter *et al.*, 2010; St-Hilaire *et al.*, 2017). Puisque ces indices seront étudiés dans le cadre du projet de la doctorante L. Berthot, ces éléments ne seront pas repris dans le cadre de ce rapport. Les questions liées à la représentativité du réseau de stations hydrométriques et l'intégration de la variabilité spatiotemporelle sont plutôt abordées étant donné que ces éléments sont importants en termes de gestion et de modélisation.

### ***3.1.2.1 Réseau de stations hydrométrique***

La caractérisation quantitative des eaux de surface s'appuie sur les mesures de débit (ou niveau d'eau) provenant d'un réseau de stations de jaugeage. La distribution spatiale des stations influence l'évaluation qui est faite du comportement hydrologique à l'échelle régionale et du bassin versant. Un réseau idéal devrait se composer de stations installées dans des bassins versants de différentes tailles, des physiographies variées et bien réparties géographiquement et combiner des stations dans les tributaires et des cours d'eau principaux afin de mieux évaluer les fluctuations dans la contribution réelle de ceux-ci au cours d'eau principal (Pyrce, 2004).

Au Québec comme dans plusieurs autres régions et pays, la répartition des stations ne répond pas nécessairement à des objectifs de caractérisation des écoulements à travers un bassin. Par conséquent les critères énoncés par Pyrce (2004) sont peu respectés. De plus, la longueur de plusieurs des séries de mesure est relativement courte pour de nombreuses stations. Pyrce (2004) a évalué qu'au Canada 20% des stations hydrométriques étaient stratégiquement situées pour documenter les caractéristiques et les processus hydrologiques requis pour comprendre l'hydrologie régionale. Au Québec, la plupart des stations hydrométriques sont situées au sud de la province où les pressions démographiques et économiques sont les plus fortes. Par conséquent, l'adéquation du réseau pour décrire les caractéristiques hydrologiques diminue considérablement au nord. Il en est de même pour le reste du Canada (Pyrce, 2004). La caractérisation hydrologique à l'échelle de bassins versants de petite et moyenne tailles à partir du réseau de base représente donc un enjeu pour plusieurs régions. En termes de gestion de la ressource, il importera d'évaluer les incertitudes qui seront associées aux lacunes dans les données de base lors de l'évaluation de la disponibilité de l'eau. La distribution des stations météorologiques pouvant servir à la modélisation hydrologique souffre aussi de cette problématique de représentativité et il importera aussi d'y intégrer une évaluation des incertitudes.

### **Recommandation concernant la bonification du réseau de stations de suivi**

Des réflexions pourraient être amorcées au sujet de la mise en place d'un réseau de groupes de stations à établir afin de répondre à divers objectifs spécifiques au-delà des objectifs liés par exemple, aux inondations et à la production hydroélectrique. Un groupe de stations pourrait viser à répondre à des questions liées au suivi des impacts cumulés des prélèvements sur les volumes ou hauteurs d'eau dans les cours d'eau affectés. Ce groupe spécifique de stations pourrait inclure des stations dans des cours d'eau de différentes tailles et inclure des stations de mesure de la nappe phréatique. Le déploiement des stations de ce groupe pourrait être initié dans un premier temps pour des bassins fortement affectés par des prélèvements effectués à des points multiples, pour ceux qui sont potentiellement plus sensibles aux prélèvements et sur des cours d'eau témoins. Ce groupe de stations devrait aussi permettre de bien connaître les bilans hydriques et le potentiel d'étiage sévère. L'objectif est de pouvoir rendre compte de la contribution de l'eau de chaque grand bassin versant au prochain bassin aval et de collecter des

informations critiques, par exemple lors les périodes humides et sèches. L'ajout de sonde thermique à certains sites des jaugeages est en cours et constitue un gain d'information pertinent pour le suivi en continu de la qualité de l'eau.

### **3.1.2.2 Intégration de la variabilité spatiotemporelle**

Le choix des débits caractéristiques doit être fait en cohérence avec les dimensions temporelles utilisées pour l'estimation des besoins en eau et des prélèvements, de façon à pouvoir calculer ultérieurement les bilans prélèvements / ressources.

La France cible trois débits caractéristiques : 1) le module moyen interannuel; 2) le QMNA5, débit mensuel minimal de fréquence quinquennale sèche, ou débit « loi sur l'eau »; 3) le débit moyen interannuel du mois de juillet (QMJ). Les volumes disponibles journalièrement ou mensuellement sont évalués à partir de ces seuils. La gestion des prélèvements quotidiens nécessite que le respect des débits minimum soit observé à la même échelle temporelle.

Au Royaume-Uni, la caractérisation des eaux de surface (mais aussi des eaux souterraines) est faite en utilisant la courbe des débits classés. L'évaluation de la ressource et de sa disponibilité pour des prélèvements supplémentaires est calculée pour quatre débits différents, Q95 (faible débit), Q70, Q50 et Q30 (débit élevé) et classifiée en 5 catégories (tableau 3). Généralement, la même disponibilité est appliquée aux eaux de surface et aux eaux souterraines. Dans certains cas, une catégorisation distincte est appliquée pour les eaux souterraines (tableau 4). Ces cas représentent ceux où : 1) les enquêtes ont identifié que les eaux souterraines faisaient l'objet de préoccupations; 2) il existe de meilleures informations sur les principaux aquifères; 3) la ressource est reconnue comme requérant localement une plus grande protection.

La variabilité temporelle peut être considérée à une échelle journalière par l'approche des limites durables ("Sustainable Boundary (SB), Richter et al., 2010; Richter et al., 2012). Cette approche implique de restreindre les modifications hydrologiques à une fourchette basée sur un pourcentage autour de l'hydrogramme interannuel (moyenne ou médiane interannuelle du débit naturel journalier). Généralement des modifications de  $\leq \pm 20\%$  du débit journalier, pour assurer des niveaux de protection écologique «élevés» à «modérés». Le pourcentage peut être variable selon les saisons. Golladay et Hicks (2015) ont utilisé cette approche pour évaluer le niveau de risque de dégradation écologique d'une rivière en raison de l'altération hydrologique.

Tel que proposé par St-Hilaire *et al.* (2017), l'approche des limites durables, ou une variante de cette approche, pourrait être développée pour différentes régions du Québec ou différentes sensibilités de



rivière. L'utilisation d'un pas de temps quotidien pour évaluer la ressource disponible pourrait être envisagée et comparée à d'autres pas de temps (mensuel, hebdomadaire).

<b>Water resource availability</b>	<b>Implication for licensing</b>
-High hydrological regime	-There is more water than required to meet the needs of the environment. However, due to the need to maintain the near pristine nature of the water body, further abstraction is severely restricted.
-Water available for licensing	-There is more water than required to meet the needs of the environment. -New licences can be considered depending on local and downstream impacts.
-Restricted water available for licensing	-Full Licensed flows fall below the EFIs. If all licensed water is abstracted, there will not be enough water left for the needs of the environment. No new consumptive licences would be granted. It may also be appropriate to investigate the possibilities for reducing fully licensed risks. Water may be available if you can 'buy' (known as licence trading) the entitlement to abstract water from an existing licence holder.
-Water not available for licensing	-Recent actual flows are below the EFI. No further consumptive licences will be granted. Water may be available if you can buy (known as licence trading) the amount equivalent to recently abstracted from an existing licence holder.
-Heavily Modified Water Bodies (and /or discharge rich water bodies)	-These water bodies have a modified flow that is influenced by reservoir compensation releases or they have flows that are augmented. These are often known as 'regulated rivers'. They may be managed through an operating agreement, often held by a water company. The availability of water is dependent on these operating agreements. There may be water available for abstraction in discharge rich catchments (you need to contact the Environment Agency to find out more).  -Opportunities for trading will depend on local operating agreements and local management.

Tableau 3. Disponibilité de la ressource en eau (UK, 2016 : Managing water abstraction)

<b>GWMU resource availability colour</b>	<b>Implication for licensing</b>
-Water available for licensing	-Groundwater unit balance shows groundwater available for licensing. New licences can be considered depending on impacts on other abstractors and on surface water.
-Restricted water available for licensing	-Groundwater unit balance shows more water is licensed than the amount available, but that recent actual abstractions are lower than the amount available <b>OR</b> that there are known local impacts likely to occur on dependent wetlands, groundwater levels or cause saline intrusions but with management options in place.  -In restricted groundwater units no new consumptive licences will be granted. It may also be appropriate to investigate the possibilities for reducing fully licensed risks. Water may be available if you can 'buy' (known as licence trading) the entitlement to abstract water from an existing licence holder.  -In other units there may be restrictions in some areas e.g. in relation to saline intrusion
-Water not available for licensing	-Groundwater unit balance shows more water has been abstracted based on recent amounts than the amount available.  -No further consumptive licences will be granted.

Tableau 4. Niveaux de disponibilité des eaux souterraines (UK, 2016 : Managing water abstraction)

### **Prévisions des débits et niveaux d'eau**

Au Royaume-Uni, des projections des débits des rivières à des sites clés et des niveaux des nappes phréatiques (aquifères clés) sont aussi émises. Les prévisions permettent d'adapter les autorisations de prélèvements. Les prévisions sont faites pour le mois suivant le mois en cours et pour les trois mois à venir (<http://hydoutuk.net/>). Les résultats des prévisions sont représentés à l'échelle nationale et publicisés dans des rapports accessibles sur le web. Ces informations permettent aux usagers de prévoir les situations critiques.

Pour le Québec, des prévisions sont faites à plus court terme (5 jours) pour un certain nombre de stations. Ces prévisions à court terme sont toutefois davantage adaptées à un objectif de gestion des crues et des inondations. L'introduction de prévisions à une échelle mensuelle et/ou saisonnière pourrait être envisagée dans le futur en priorité pour des bassins versants où la ressource et les écosystèmes sont actuellement soumis à une forte pression ou pour les bassins et sous-bassins où les besoins sont en forte croissance.

#### **3.1.3 Évaluer la connectivité entre les eaux de surface et les eaux souterraines**

Comprendre la connectivité entre les eaux de surface et les eaux souterraines est important pour la protection des écosystèmes qui dépendent de ces dernières et pour éviter la double allocation des volumes d'eau. Ces risques sont liés à la gestion autonome des ressources hydriques connexes selon Fullagar *et al.* (2006). La gestion intégrée de l'eau est ainsi nécessaire pour atténuer les impacts de l'exploitation d'une source par les utilisateurs d'une autre source (Ross, 2012). Ross (2012) fait état des conséquences liées à privilégier la gestion d'une seule source, eaux de surface, en isolement d'une autre, eaux souterraines. L'auteur donne l'exemple du bassin Murray–Darling (Australie) où le resserrement des règles concernant l'attribution des autorisations de prélèvement des eaux de surface a entraîné une croissance des prélèvements via la nappe souterraine et a conduit malgré tout à accroître la pression totale sur la ressource. Le fait qu'il y ait un décalage très variable entre l'extraction des eaux souterraines et l'observation des impacts sur les eaux de surface, la dynamique d'interaction entre les deux sources et les milieux environnementaux ne devrait pas limiter la comptabilisation de ce type de prélèvements (Ross, 2012).

*« La connectivité désigne les échanges entre les ressources en eau situées au-dessus du sol et sous terre; Comprendre les connexions permet d'anticiper la façon dont la gestion d'une ressource aura un impact sur l'autre au fil du temps ». (Fullagar et al., 2006).*

À défaut de données utiles pour quantifier adéquatement les échanges, les interactions entre la nappe et la rivière devraient être catégorisées ou alors les segments de rivière où la connectivité et la dynamique temporelle des échanges est rapide devrait être identifiés clairement.

### **Fluctuations du climat : Périodes humides et sèches**

Les périodes sèches et humides en lien avec les oscillations du climat (ex. : AMO (Oscillation Multi-décennale de l'Atlantique)) introduisent les plus fortes variabilités interannuelles. Les prévisions climatiques, saisonnières à interannuelles, sont possibles et prennent souvent la forme de prévisions probabilistes.

L'utilisation d'indicateurs permettant d'évaluer la probabilité d'occurrence d'une période sèche ou humide en fonction des prévisions à moyen terme (saisonnières et annuelles) du climat pourrait être utile pour éviter d'accentuer les impacts liés aux prélèvements lorsque la ressource en eau devient limitante et pour permettre l'exécution des stratégies de gestion adaptée. De telles règles pourraient être énoncées dans les plans de gestion.

*La gestion intégrée des eaux de surface et souterraines peut assurer une utilisation efficace et flexible de l'eau pendant les périodes sèches et humides (Ross, 2012).*

*L'effet d'un réseau de retenues et des prélèvements est d'autant plus important que l'année est sèche (Carluier et al., 2014).*

### **3.2 CARACTÉRISATION DES PRÉLÈVEMENTS D'EAU ET DE LEURS IMPACTS**

Les prélèvements d'eau par extraction ou pompage dans les nappes souterraines ou par dérivation des eaux de surface (lacs, rivières, ruisseau, ruissellement) sont effectués pour l'approvisionnement en eau potable, la production d'hydroélectricité, l'irrigation des cultures maraichères, les activités de loisirs, etc. Selon l'usage qui est fait du prélèvement, et de la source utilisée, les volumes prélevés peuvent être entièrement retournés à la source d'origine (au point de prélèvements ou avec un décalage spatial) ou être partiellement retournés à la source ou à une autre source (cas des prélèvements des eaux souterraines).

La France regroupe les usages nécessitant des retenues en trois classes en fonction du type de consommation d'eau (Carluier *et al.*, 2016):

1. Qui ne consomment pas d'eau, en restituant directement les apports en eau tout au long de l'année (perte par évaporation).
  - Exemples : les usages de loisirs (attrait paysager, baignade, loisirs nautiques, pêche, etc.) ou la pisciculture
2. Qui n'en consomment pas à l'échelle annuelle, mais influencent significativement le régime des débits en stockant et déstockant les flux entrants.
  - Exemples : hydroélectricité, industrie
3. Qui consomment effectivement de l'eau.
  - Exemples : eau potable, irrigation, réalimentation / restitution, fabrication de neige, etc.

La consommation réelle d'eau étant variable selon les usages, la catégorisation sur cette base permet de considérer directement le type d'impacts produits sur la ressource et d'introduire une modulation, à défaut d'avoir des données exhaustives. Le potentiel d'utilisation des volumes d'eau retournés à la source après usage devrait aussi être précisé considérant que la qualité de l'eau peut être réduite et que cela limite leur utilisation pour certains usages (Calianno *et al.*, 2017 citant Erhard-Cassegrain et Margat, 1983).

La fréquence temporelle des prélèvements peut être constante et soutenue annuellement, mais être aussi variable à l'échelle des saisons et des mois, le suivi dans le temps des volumes d'eau prélevés réellement est ainsi primordial pour évaluer les périodes de déséquilibre entre les besoins et l'état de la ressource, particulièrement en période d'étiage. L'échelle temporelle des prélèvements et restitutions est une donnée à préciser. À défaut de documenter cette information aux sites plus difficilement mesurables (ex. milieu agricole), des sites témoins pourraient être choisis temporairement et utilisés comme indicateurs.

La distribution spatiale des points de prélèvements influence inévitablement l'impact qui sera produit sur le cours d'eau et/ou la nappe souterraine. La concentration des prélèvements, incluant ceux dont le volume est inférieur au seuil de déclaration, agit sur l'amplitude locale des impacts sur la source. Une connaissance de l'ensemble des points de prélèvements, sans égard pour les volumes prélevés, est souhaitable particulièrement dans les zones où la pression est forte.

L'évaluation des pressions et impacts des prélèvements sur les différentes ressources implique la collecte exhaustive des informations de base concernant ceux-ci. Cette collecte de données doit permettre la caractérisation des usages faits des prélèvements, la spatialisation de ceux-ci en fonction de la source et la quantification des volumes prélevés (autorisés et réels). La compilation des données dans un GIS et un système de gestion de bases de données relationnelle est essentielle. Cette démarche est initiée par le ministère.

Le Royaume-Uni, utilise un registre des prélèvements pour enregistrer les détails de toutes les licences de prélèvement au fur et à mesure qu'elles sont émises. Les volumes d'eau disponibles sont recalculés et actualisés par la suite.

### **3.2.1 Spatialisation des prélèvements**

Le rattachement de l'ensemble des sites de prélèvements (et de restitution) à la source du prélèvement constitue un point de départ minimal pour mieux analyser les données et gérer les prélèvements en fonction de la disponibilité de la ressource. La distinction de la source et du mode de restitution dans le système importe puisque les impacts produits tant sur la quantité d'eau que sa qualité, diffèrent selon ces caractéristiques.

Le rattachement des sites de prélèvements peut se faire à l'échelle du segment de cours d'eau. La délimitation des segments pourrait être faite en fonction par exemple des tributaires, point d'entrée d'un nouvel apport d'eau. La caractérisation de la connectivité entre la nappe et le cours d'eau devrait aussi être réalisée afin d'inclure les prélèvements qui sont faits dans la nappe et de les attribuer à un segment de rivière particulier. Les prélèvements pourraient être cumulés par la suite le long du cours d'eau. Les calculs d'équilibre entre les apports, les sorties et les besoins en eau pour l'environnement seraient alors calculés à l'échelle des segments de rivière. L'outil en cours de développement au MDDELCC considère actuellement des segments de 2km.

Au Québec, les sites de prélèvements dépassant le seuil de déclaration sont spatialement identifiés et les sources à partir desquelles les volumes d'eau sont prélevés sont documentées. Les ouvrages de retenue installés directement sur le cours d'eau et les réserves d'eau localisées en marge du cours d'eau sont aussi répertoriés et positionnés spatialement. Les prélèvements ayant un volume sous le seuil de déclaration ne sont pas listés ni localisés. Ils peuvent toutefois au cumul représenter un volume important dans certains segments de rivière ou sous bassins. La mise en relation des bases de données des retenues et des prélèvements est souhaitable voir essentielle pour la gestion de la ressource en eau et pour évaluer les impacts sur l'état du milieu.

En France, les ouvrages de retenue constituent une part importante des prélèvements. Il n'existe toutefois pas encore de base de données consolidée à l'échelle nationale bien que certains départements aient fait un inventaire des plans d'eau. La question des impacts cumulés des ouvrages de retenue d'eau sur le milieu aquatique d'un même bassin versant a commencé à être étudiée en 2000. Un nouveau rapport d'expertise rédigé en 2016 (dans le cadre conjoint de la *réforme sur les volumes prélevables et de la réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements*) visait à fournir des éléments permettant d'intégrer la notion de bon état du milieu aquatique dans l'évaluation des impacts cumulés (Carlier *et al.*, 2016).

### **3.2.2 Quantification des volumes de prélèvements**

Les statistiques de 2013 indiquent que les volumes de prélèvements d'eau du Québec étaient estimés à 348 m<sup>3</sup>/habitant, ce qui est supérieur à la valeur nationale de 330 m<sup>3</sup>/habitant ([www.conferenceboard.ca/hcp/provincial-fr/environnement-fr/water-withdrawals-fr.aspx](http://www.conferenceboard.ca/hcp/provincial-fr/environnement-fr/water-withdrawals-fr.aspx)). Les statistiques révèlent aussi qu'au Québec, les prélèvements sont principalement utilisés par les industries (45%). Le secteur résidentiel arrive en deuxième position avec 27%. Tandis que le secteur agricole (irrigation) représente un faible pourcentage des prélèvements (<1%). Le seuil de prélèvements pour la déclaration<sup>4</sup> peut toutefois conduire à une

---

<sup>4</sup> Note : Au Québec, selon le règlement sur la déclaration, le seuil de prélèvements pour la déclaration est de 75 m<sup>3</sup>/jour, calculé sur la base de la quantité mensuelle d'eau prélevée divisée par le nombre de jours de prélèvement dans le mois visé. Tous les préleveurs de 75 m<sup>3</sup> / jour et plus doivent produire une déclaration

sous-estimation du volume total de prélèvements si les faibles volumes effectués à un grand nombre d'endroits ne sont pas intégrés. À l'échelle du Canada, le pourcentage des prélèvements pour le secteur agricole est de 14% et représente le troisième usage. Les volumes exacts qui sont prélevés sont toutefois mal connus puisque ce sont les volumes maximum autorisés qui sont enregistrés dans les registres.

La plupart des juridictions s'appuient sur les volumes de prélèvements autorisés ceci bien que les prélèvements réels sont documentés (Harwood *et al.*, 2017). Harwood *et al.* (2017) suggère de comptabiliser à la fois les volumes autorisés et les volumes déclarés. Au Québec, les données des volumes (mensuels et annuels) maximum autorisés sont enregistrées dans les registres et comptabilisées. Ces volumes peuvent différer des volumes qui ont été réellement prélevés d'où l'importance de pouvoir comparer les données des déclarations qui sont aussi compilées. Ces déclarations sont faites annuellement et concernent les prélèvements de l'année antérieure à l'année courante. Les volumes mensuels et annuels d'eau prélevés sont mesurés (ou estimés) et déclarés. Il n'y a pas de projection faite pour les mois à venir et qui pourrait soutenir la gestion de l'eau pour l'année courante. La quantification exhaustive des volumes de prélèvements à une échelle de temps plus fine de même qu'une projection de l'année courante (ou saisonnière) serait souhaitable puisque les prélèvements peuvent être constants et soutenus annuellement, mais être aussi variables à différentes échelles de temps

Dans le cas des réserves d'eau (étangs ou bassins en marge des cours d'eau), le volume nominal de celles-ci est répertorié, mais leur dynamique de fonctionnement n'est pas documentée. L'article 18.5 du Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau stipule que « *Dans le cas où l'eau est prélevée au moyen d'un étang, d'un bassin ou d'un autre ouvrage de retenue et ayant un lien hydraulique avec les eaux souterraines, la déclaration prévue par l'article 18.4 doit indiquer comme volume de prélèvement le volume nominal de l'étang, du bassin ou de l'ouvrage. Dans un tel cas, le volume de prélèvement d'eau effectué à partir de l'étang, du bassin ou de l'ouvrage n'a pas à être indiqué.* »

Les procédures d'autorisation de nouveaux prélèvements et de réajustement des volumes déjà autorisés doivent pouvoir s'appuyer sur les données d'un registre actualisé régulièrement et validé à l'aide du registre des déclarations des prélèvements et sur une spatialisation adéquate des sites de prélèvement. À ce jour, au Québec, les informations recueillies lors des procédures d'autorisation de prélèvements sont répertoriées, mais ne sont pas encore liées directement aux conditions de débit. Les volumes totaux déjà attribués ne sont pas connus ni par segments de rivière ni par rivière.

Lors de l'attribution de nouvelle autorisation de prélèvement, le Royaume-Uni tient compte des volumes de prélèvements existants à l'échelle des points d'évaluation (AP) de la ressource, généralement situés

---

annuellement sauf les secteurs agricole et piscicole. Pour ceci, qui prélèvent sur le territoire de l'entente égale ou supérieure à 379 m<sup>3</sup> / jour.

sur les cours d'eau majeurs ou des portions de ces rivières (certaines de celles-ci ayant plus d'un point d'évaluation). Une licence ne garantit toutefois pas que l'eau est disponible ou que sa qualité est appropriée à l'utilisation prévue (UK, 2013).

Une partie des données colligées dans les registres détaillés d'autorisation et de déclaration pourraient être exploitées pour créer un registre simplifié regroupant : le nom de la rivière affectée, le segment de rivière touché (obtenu par spatialisation des sites de prélèvement), la catégorie d'usage, la source exploitée, les volumes (journaliers ou mensuels) autorisés et prélevés l'année précédente. De nouvelles informations concernant par exemple le débit et le cumul des prélèvements au segment de cours d'eau et depuis l'amont (somme des prélèvements directs dans le cours d'eau et ceux effectués dans la nappe) pourraient être calculées dans ce registre simplifié. Les besoins prioritaires en aval du segment touché pourraient aussi être associés au segment.

Le registre simplifié servirait de base de données pour les calculs des bilans hydriques et permettrait de cibler les enjeux par segment de rivière, bassins versants et sous-bassins et soutiendrait le processus d'attribution de nouvelles autorisations. Dans l'outil qui est en cours de développement, les prélèvements sont cumulés et le débit au segment de prélèvement est estimé.

### ***3.2.2.1 Usages des prélèvements***

Au Québec, l'usage des prélèvements est catégorisé selon les codes SCIAN. Une approche s'inspirant de celle utilisée en France (voir p. 34) pourrait être envisagée afin de mieux discriminer les impacts potentiels des prélèvements sur la ressource. Il serait souhaitable aussi de catégoriser les usages des prélèvements lorsque les eaux souterraines sont exploitées.

L'inventaire et la caractérisation des usages permettent d'une part d'évaluer ceux qui sont en croissance et les situations (observé, possible, projeté) de conflits. Dans une perspective de planification future, les besoins pourraient être évalués en estimant quels sont et seront les usages en croissance au niveau du nombre de demandes d'autorisation et des volumes de prélèvements. D'autre part, ils permettent d'établir une estimation des périodes actives de prélèvement lorsque les données à cet effet sont parcellaires. ....

### **3.2.3 Évaluation des impacts cumulés des prélèvements**

Les méthodes d'évaluation des impacts cumulés des prélèvements sont peu élaborées et documentées actuellement dans la littérature et s'appuient sur un nombre limité de mesures. Les approches existantes considèrent l'ensemble ou une partie des éléments suivants : l'état courant de la ressource, la sensibilité du plan d'eau en période d'étiage (période estivale principalement) et les seuils de débits écologiques en fonction d'espèces aquatiques spécifiques et/ou des périodes de l'année. L'état courant réel de la

ressource est documenté et utilisé principalement en Europe (Royaume-Uni et France, par exemple). L'analyse des impacts cumulés est plus largement intégrée dans les processus de révision des seuils.

### **Évaluation des impacts lors du processus d'autorisation**

Certaines juridictions telles que l'état du Michigan, permettent d'évaluer à priori le niveau de risque d'effets indésirables qu'auront les volumes de prélèvements souhaités sur la ressource (cas rapportés par Harwood *et al.*, 2017). L'évaluation peut être faite via un outil accessible sur le web, le Michigan Water Withdrawal Assessment Tool ([http://www.deq.state.mi.us/wwat/\(S\(asncv4hjitnccpvorbjaovrn\)\)/Default.aspx](http://www.deq.state.mi.us/wwat/(S(asncv4hjitnccpvorbjaovrn))/Default.aspx)). L'évaluation prend en compte la source du prélèvement, le volume journalier d'eau à prélever, les paramètres de pompage (incluant le type de nappe souterraine) et la cédule de pompage annuel et journalier. L'évaluation considère par la suite ces spécifications en fonction de la thermie du plan d'eau et des espèces de poissons potentiellement présentes (ex. poisson d'eau chaude), du type de substrat des débits estivaux, des caractéristiques du bassin (taille, topographie, géologie, utilisation du sol) et de l'alimentation en eau souterraine. Le processus d'évaluation des prélèvements d'eau combine des modèles hydrologiques et écologiques et contient des éléments représentant les valeurs sociétales subjectives ayant fait consensus localement (Hamilton et Seelbach, 2011). L'outil calcule la réduction du débit en lien avec le prélèvement souhaité et détermine si celle-ci est inférieure à la quantité d'eau pouvant être prélevée de manière responsable pour respecter l'écologie du milieu (Hamilton et Seelbach, 2011). L'évaluation finale du prélèvement indique dans quelle zone se situe le risque d'impact : La zone « A », le prélèvement a réussi le processus de sélection et n'est pas susceptible de provoquer un impact négatif sur les ressources tandis que les zones « C » et « D » indiquent que le prélèvement proposé a échoué le processus de sélection et qu'il y a un risque d'avoir un impact négatif sur les ressources. L'évaluation est ainsi faite sur la base d'une classification en termes de sensibilité des plans d'eau (lacs, rivière, eau souterraine). L'outil ne considère pas explicitement les prélèvements existants. Ainsi dans les bassins où le volume des prélèvements est élevé, l'outil peut indiquer que la ressource est disponible alors que tout le volume d'eau disponible est attribué (Northcott, 2010).

Plusieurs juridictions s'appuient sur les recommandations de groupes de travail créés pour analyser les différentes facettes des impacts potentiels liés aux prélèvements de l'eau pour l'ensemble des écosystèmes fluviaux. La quantité de données disponibles pour appuyer les réflexions est variable. Certaines juridictions disposent de données de modélisation. Dans le bassin de la rivière St. Johns (Floride) par exemple, les groupes de travail s'appuient sur des données exhaustives caractérisant l'hydrologie, la qualité de l'eau et la biologie et des modèles prédictifs élaborés à partir de celles-ci (Lowe *et al.*, 2012). Ces modèles servent à évaluer la réponse du système à différents scénarios de prélèvement, différentes conditions d'utilisation du sol et modifications du niveau de base (conditions limites à la sortie du système). Les impacts hydrauliques des prélèvements sont analysés à partir des mesures du débit, des niveaux d'eau, des temps de résidence et de la salinité. Du point de vue des



impacts écologiques, l'intensité, la diversité et la persistance des impacts sont évalués. Différents scénarios (climat, hydrologie, prélèvements) peuvent ainsi être analysés en fonction de conditions de référence pour fixer les seuils de prélèvement. La figure 1 montre les résultats d'un de ces scénarios. Bien que moins élaboré que ce dernier cas, le Michigan a aussi un processus d'évaluation à priori des impacts écologiques de différents volumes de prélèvements (non cumulés) via son outil web utilisé lors de la procédure de préautorisation des prélèvements (description à la page 38).

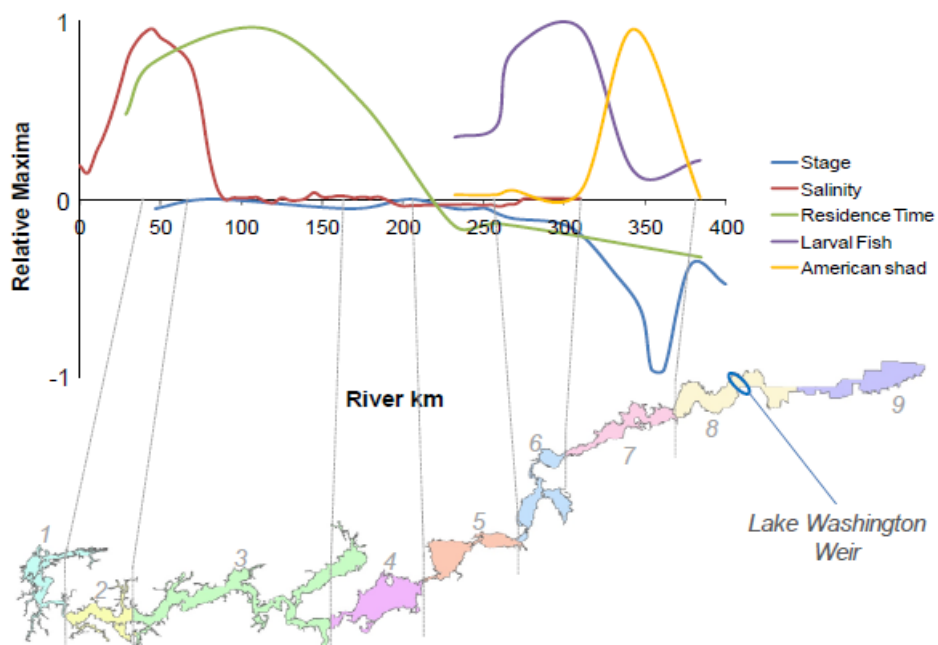
Il serait souhaitable que l'outil à développer puisse éventuellement permettre l'accès aux résultats comparés des données des suivis et à un niveau d'interprétation utilisable pour gérer les autorisations des futurs prélèvements.

### **Évaluation des impacts lors du processus de gestion et de révision des autorisations**

Harwood *et al.* (2017) rapportent que les juridictions qui gèrent les impacts cumulatifs utilisent un programme de jaugeage qui suit les débits des rivières, au moins dans certains bassins hydrographiques, et permet de prendre des décisions de gestion en temps quasi réel (ex. : Alberta, Colorado, France).

Lors des processus de révision des critères et seuils utilisés pour la gestion des prélèvements, certaines juridictions (ex. : Royaume-Uni) s'appuient sur les données provenant des évaluations ponctuelles des impacts hydrologiques, biologiques, hydromorphologiques et physico-chimiques de l'eau dans le cadre de suivi. Une série d'indicateurs écologiques permettant d'évaluer les impacts des prélèvements sont résumés dans le rapport de St-Hilaire *et al.* (2017). Les résultats de ces évaluations sont mis en rapport avec des conditions de références choisies (voir discussion au chapitre 2).

L'appréciation du niveau de la confiance dans l'évaluation des impacts à partir des sites d'évaluation et de référence serait souhaitable.



Variation in fraction of maximum deviation from the baseline condition (Base1995NN) for maximum monthly median stage, 7-d maximum salinity, and residence time (as indicated by the 90<sup>th</sup> percentile for water age in the middle and lower St. Johns River and the 90<sup>th</sup> percentile for residence time in the upper St. Johns River) and the potential for entrainment and impingement effects as indicated by the relative maximum densities of planktonic stages for all fish and for American shad.

Figure 1. Résultats de modélisation pour un scénario donné de prélèvement. Cas de la rivière St.Johns, Floride (Lowe *et al.*, 2012; [ftp://secure.sirwmd.com/technicalreports/TP/SJ2012-1\\_Chapter02.pdf](http://secure.sirwmd.com/technicalreports/TP/SJ2012-1_Chapter02.pdf)).

### 3.2.3.1 Échelles spatiale et temporelle des impacts des prélèvements

L'échelle spatiale utilisée pour mesurer des impacts cumulatifs varie entre le segment de cours d'eau et le bassin versant, selon les documents consultés et les juridictions analysées par Harwood *et al.* (2017). L'Australie, par exemple, mesure les impacts cumulatifs à diverses échelles, y compris celle des 22 sous-bassins versants, et donne la priorité à ceux qui sont soumis à de fortes pressions pour la mise en place de plan de surveillance. Les auteurs mentionnent que la plupart des juridictions accordent la priorité aux zones à risque élevé et donc sensibles aux prélèvements.

Au Québec comme dans les autres juridictions, les volumes de prélèvements sous les seuils d'autorisation ne sont pas comptabilisés. Dans le contexte où un segment de rivière ou une rivière est déjà soumis à une forte pression à cause des prélèvements et que de nombreuses caractéristiques écologiques sont déjà fragilisées et proches des seuils critiques, les faibles volumes non comptabilisés

pourraient entraîner des impacts cumulatifs significatifs et plus importants qu'anticipés. Ces aspects ont été discutés dans le rapport portant sur la sensibilité des cours d'eau (St-Hilaire *et al.*, 2017). En comparaison, l'Ontario utilise le seuil de 50 m<sup>3</sup>/jour et le Royaume-Uni (où la pression est forte) utilise un seuil relativement faible, soit 20 m<sup>3</sup>/jour (UK, 2016), ce qui permet de tenir compte d'un plus large éventail de volume et de minimiser les risques de sous-estimation des impacts.

Harwood *et al.* (2017) indique que «*La majorité des juridictions calculent des prélèvements cumulatifs d'eau et prennent des décisions concernant l'allocation de l'eau sur la base de licences d'extraction et / ou de données sur le débit des cours d'eau* ». Si au Royaume-Uni, on considère effectivement les autorisations existantes avant d'en attribuer de nouvelles, il n'est pas certain que ce soit le cas dans plusieurs juridictions (ex. Michigan). Peu d'entre elles considèrent explicitement les impacts cumulés des prélèvements sur d'autres paramètres que les débits lors de l'attribution des licences selon Harwood *et al.* (2017).

Tel que mentionné précédemment, il importe de développer une stratégie de communication qui valorise la représentation des données mesurées afin d'appuyer les décisions lors de l'analyse et de la révision des autorisations de prélèvement. Dans cette optique, la France développe différents outils pour présenter les informations pertinentes concernant les prélèvements et les impacts associés à ceux-ci notamment en terme hydrologique. À titre d'exemple, la représentation longitudinale des débits médians naturels et avec prélèvements permet, à l'échelle du cours d'eau, d'identifier les secteurs où l'impact hydrologique des prélèvements sur l'hydrologie des cours d'eau s'accroît (figure 2).

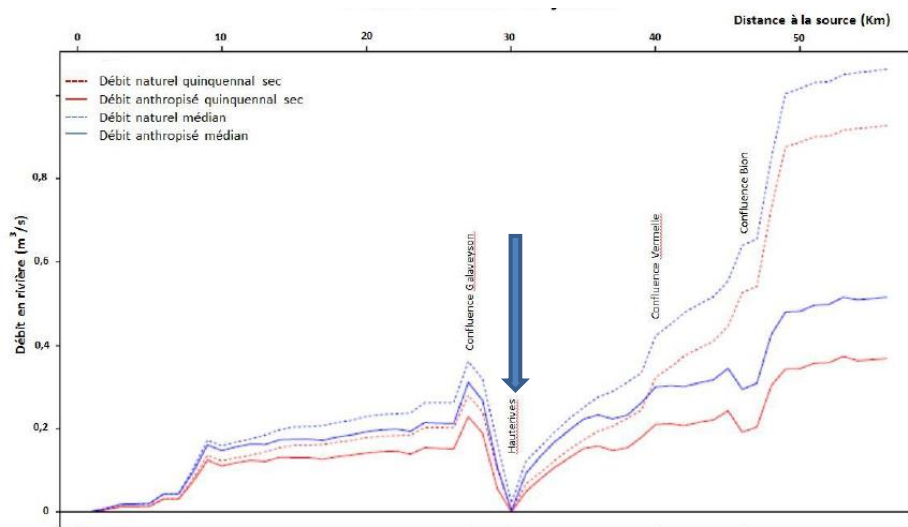


Figure 2. Exemple d'augmentation amont - aval des impacts hydrologiques des prélèvements, cas rivière Galaure, France. (Extrait de Flourey *et al.*, 2013. Source : étude volume prélevable de la Galaure (26) Artelia, 2012). (Remarque: la diminution importante des débits au niveau de Hauterive (flèche bleue) est due à un assec naturel par infiltration).

## 4 RECOMMANDATIONS GLOBALES

---

Les recommandations énoncées dans ce chapitre s'appuient sur les éléments de la littérature rapportés dans les chapitres précédents de ce rapport et du rapport conjoint portant sur la sensibilité des cours d'eau (St-Hilaire *et al.*, 2017). Pour faciliter les discussions, elles sont regroupées en deux blocs. Le premier bloc présente les recommandations pour lesquelles une séquence de mise en application est proposée. Alors que le second bloc rassemble, de façon non séquentielle, les recommandations d'ordre plus général dont la réalisation est à la fois un prérequis à certaines recommandations du bloc précédent et essentielle pour mettre en place les outils de support pour les processus de gestion des prélèvements.

### 4.1 RECOMMANDATIONS : SÉQUENCE DE MISE EN APPLICATION

#### 1. Instaurer un processus de consultation

- L'instauration d'un processus de consultation et concertation est un prérequis à l'élaboration des objectifs spécifiques par bassin versant. Des comités de consultation à l'échelle des bassins versants devraient être créés et des techniques d'ingénierie de la concertation devraient être développées afin de bien établir le processus de transfert d'information entre les participants et définir les règles de décision. Les OBV devraient être mis à profit dans ce processus où ils ont établi des liens entre les différents groupes locaux.
- La formation de comités interdisciplinaires d'experts est recommandée pour guider les comités de bassin, évaluer les indicateurs de débit environnementaux, contribuer à l'élaboration d'un plan de suivis et procéder aux révisions. Ces comités seraient composés d'experts de différentes sciences (hydrologue, biologistes, géomorphologues, etc.) et de représentants gouvernementaux et seraient formés dans chacune des différentes régions.
- Les comités locaux de consultation formés dans chaque bassin versant travailleraient conjointement avec le comité d'experts de leur région respective.

#### 2. Classifier les cours d'eau en termes de sensibilité

- La classification de la sensibilité des cours d'eau à l'échelle du Québec méridional fait partie des chantiers de travail élaborés par le MDDELCC, cette approche est recommandée afin d'adapter le choix des indicateurs et seuils de prélèvement et de servir de base lors des discussions menant à l'élaboration des objectifs spécifiques. Des outils de communications efficaces devraient être

développés afin de transférer ces informations entre les comités d'experts et les comités locaux de consultation.

- L'évaluation de la sensibilité des cours d'eau devrait être faite à différentes échelles et selon différents critères en tenant compte de la résistance intrinsèque des ceux-ci et compte tenu des pressions actuelles qui s'exercent sur les ressources en eau (voir St-Hilaire *et al.*, 2017 pour détails et recommandations). Cette recommandation inclut donc une qualification de pression actuelle en lien avec les prélèvements ou une quantification de celle-ci là où les données concernant les prélèvements peuvent être évaluées. Une comparaison entre le bilan des volumes prélevés par rapport à la ressource devrait être réalisée.
- Un classement de l'état écologique, ou du potentiel écologique (utilisée ici pour désigner les habitats et leur capacité à accueillir une diversité écologique), pourrait être fait en fonction des données qui sont actuellement disponibles et des indicateurs hydromorphologiques, physico-chimiques et biologiques.

### **3. Préciser les objectifs poursuivis par la gestion des prélèvements**

- Les objectifs de gestion des prélèvements pourraient combiner des objectifs provinciaux et régionaux, de même que des objectifs spécifiques par bassin versant.

Les objectifs provinciaux élaborés préciseraient les normes environnementales permettant: 1) le maintien de la ressource dans le temps et l'espace pour assurer la pérennité des besoins de base des populations dont la qualité et la quantité d'eau potable. 2) en lien avec la priorité précédente, le maintien du bon état du cours d'eau par rapport à des cibles évolutives (« moving targets ») à des sites de référence en assurant le maintien des processus et les relations clés. Par exemple, les trajectoires temporelles des liens entre les indicateurs hydromorphologiques, physico-chimiques et biologiques et les indicateurs du climat et du débit à des sites d'évaluation pourraient être comparées à ces sites pour évaluer si la diversité spécifique et les populations de poisson évoluent de façon similaire ou si elles subissent une détérioration supérieure. 3) encadrer le processus de sélection des objectifs à l'échelle des bassins versants via les comités d'experts régionaux.

Les objectifs spécifiques par bassin versant répondraient aux enjeux locaux prioritaires et pourraient contribuer à rehausser le niveau de protection des plans d'eau ou à prioriser des approches de suivi du milieu compte tenu des enjeux locaux. Par exemple, les gestionnaires des rivières de la Gaspésie pourraient souhaiter établir des normes plus sévères permettant d'accentuer le niveau de protection de la ressource pour certaines espèces de poisson afin d'assurer le maintien de la pêche récréative et la qualité des habitats des espèces pêchées (évaluation de la pression sur la ressource). Tandis que sur d'autres bassins, soumis à de fortes pressions en lien avec les volumes actuels de prélèvements,

on pourrait élaborer un suivi plus exhaustif des concentrations de polluant en lien avec les volumes d'eau prélevés.

À cette échelle, la notion de services écosystémiques ou services rendus par la ressource et les écosystèmes associés (contribution au bien-être humain) pourrait aussi être incluse dans la discussion traitant des objectifs poursuivis.

#### 4. Définir les conditions de référence

- L'application de la notion « cible dynamique ou évolutive » est conseillée. Ce choix est favorisé étant donné que la notion de régime naturel comme régime de référence est plus difficilement applicable dans un contexte visant à inclure les changements climatiques dans le processus décisionnel.
- À cette étape, des sites de référence devront être choisis et couvrir une variété de contextes et de sensibilités. Les sites choisis n'ont pas à être à l'état naturel et peuvent donc être affectés par des prélèvements. Toutefois, les prélèvements devront représenter un faible volume par rapport à la ressource en eau existante et/ou l'état écologique devrait être catégorisé comme bon. Les volumes prélevés devraient être connus et maintenus relativement constants dans le temps. Ces sites serviraient de référence pour mieux distinguer les impacts dus aux changements climatiques de ceux dus aux prélèvements *vice versa*, ceci bien que la quantité d'eau ne soit pas la seule variable pouvant affecter l'état du système.

Les sites de référence serviraient de balises de suivi pour évaluer si les modifications temporelles de l'état d'un cours d'eau X (d'une même région et sensibilité) est :

- a) comparable : la modification des indicateurs du site X est similaire celle du site de référence et est principalement due aux CC. Aucune mesure d'ajustements des prélèvements n'est nécessaire.
- b) supérieure : la modification des indicateurs du site X est supérieure à celle du site de référence et l'augmentation des prélèvements a contribué fortement à accroître les impacts des CC et à dégrader le milieu. Des mesures pourraient être prises pour réajuster la gestion de l'eau.

La comparaison des tendances et relations clés avec les sites de références permettrait ainsi de définir un certain nombre d'exigences qui seraient requises pour limiter la détérioration de l'état du cours d'eau malgré l'impact des CC.

## 5. Déterminer les débits environnementaux et les seuils de prélèvement

- Considérant la disponibilité actuelle des données, la détermination des indicateurs pourrait s'appuyer, dans un premier temps, sur les méthodes hydrologiques et hydrauliques. Il est toutefois recommandé de procéder à une analyse comparative des approches hydrologiques et hydrauliques afin de pouvoir sélectionner des indicateurs qui puissent différer selon la sensibilité des rivières, les échelles spatiales, les saisons. Dans ce contexte, des comparaisons du Q2-7 (utilisé par le MDDELCC et MFFP) avec d'autres métriques utilisées pour estimer les débits environnementaux selon ces différents critères et dans un contexte de changement climatique seront réalisées dans le cadre d'un projet de doctorat (Laureline Berthot). L'un des buts est de fournir des fondements scientifiques à cet indicateur afin de valider ce choix ou de le réviser.
- Des méthodes hydrologiques, l'approche des limites durables (« Sustainable Boundaries ») ou une variante de cette approche qui permet d'établir des seuils minimum et maximum qui varient selon la saison et dans l'espace pourrait être développée pour chaque région.
- Déterminer des seuils initiaux pour évaluer les volumes prélevables en s'appuyant sur la sensibilité a priori des rivières (St-Hilaire *et al.*, 2017), les données hydrologiques et les objectifs globaux et spécifiques discutés et choisis pour les bassins versants lors des ateliers de concertation (recommandations 1 et 2).

Un processus scientifique faisant appel aux connaissances et expériences des experts et intervenants locaux est recommandé pour la sélection initiale des indicateurs et des seuils et lors de la révision de ceux-ci.

- Prévoir l'actualisation des seuils lorsque les données de suivi seront acquises. Mettre à jour les seuils si des conflits d'usage sont observés et si les objectifs établis ne sont pas atteints.
- Les indicateurs hydromorphologiques, biologiques et de qualité de l'eau devraient faire objet de suivi à des sites d'évaluation choisis afin de colliger des données (peu disponibles actuellement) qui permettront de valider et réviser les choix d'indicateur et les seuils. Le MDDELCC devrait considérer le développement à plus long terme de certains indicateurs biologiques (l'indice d'intégrité biologique, IIB, par exemple) et de qualité de l'eau (température de l'eau, par exemple) afin de favoriser une acquisition soutenue des connaissances et permettre une évaluation plus globale des impacts possibles des prélèvements lors d'éventuels renouvellements. Ces données pourraient servir à réviser les normes établies à une fréquence régulière.
- Prévoir des outils de gestion pour les périodes critiques (ex.: étiage sévère) afin de pouvoir limiter les prélèvements (à l'exemple du « Hands off flow » au Royaume-Uni), adopter une stratégie de priorités d'usage ou de préservation prudente des écosystèmes. Examiner la nécessité d'adopter une approche fondée sur le risque pour aider à identifier la gestion des priorités.

- Le développement d'une méthodologie basée sur les impacts des prélèvements sur les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de soutien pourraient être envisagé. Des indicateurs représentant ces services pourraient être choisis. Par exemple, le savoir ancestrale des communautés autochtones pourrait permettre d'énoncer les besoins d'ordre culturel et spirituel qui sont liés au cours d'eau et par la suite choisir et évaluer des indicateurs représentant ceux-ci et estimer les impacts des prélèvements sur l'état actuel de ces indicateurs.

#### **6. Choisir des bassins cibles pour une phase test du processus d'implantation du système de gestion des prélèvements**

- Présélectionner des bassins cibles dans des environnements contrastés afin de cerner un éventail de problématiques pouvant être liées à l'implantation des seuils.
- Prévoir une phase de discussion avec les gestionnaires et groupes locaux des bassins ciblés pour préciser notamment le niveau de participation et d'implication demandé et les exigences associées. Cette phase s'appuie sur les discussions préalables précisant les objectifs spécifiques du bassin (recommandation 3).
- Choisir le(s) bassin(s) pilote(s) à l'issue des discussions avec les gestionnaires et groupes locaux.
- Établir conjointement avec les OBV et groupes locaux une liste ordonnée des bassins où seront appliqués successivement la méthode et un échéancier d'application.

#### **7. Appliquer les protocoles de suivi des prélèvements, quantité d'eau et variables hydromorphologiques, biologiques et physico-chimiques sur le bassin cible.**

- Maintenir un partenariat avec les gestionnaires et groupes locaux au cours du déploiement du nouveau système de gestion sur le(s) bassin(s) cible(s) et des phases subséquentes.
- Assurer le partage des données.

#### **8. Prévoir une phase d'analyse (succès, échecs, difficultés rencontrées) du processus d'implantation des seuils et des protocoles de suivi dans le bassin cible et des résultats**



## 4.2 RECOMMANDATIONS NON SÉQUENTIELLES

### 9. Bonifier le réseau de collecte de données

- Investir dans la sélection et mise en place d'un réseau de nouveaux sites d'évaluation et de site de référence pour le suivi de la ressource en eau et des impacts des prélèvements. Les sites d'évaluation serviront de réseau de base pour mesurer les variables nécessaires à la caractérisation de l'état écologique du cours d'eau.

Mettre en place un plan de collecte à ces sites pour quantifier 1) les volumes réels des prélèvements (en catégorisant les usages en fonction de leurs impacts réels sur les volumes d'eau (voir p.31)); 2) les débits (eau surface) et hauteur d'eau (eau souterraine) et 3) les indicateurs hydromorphologiques, physico-chimiques et biologiques clés pour caractériser l'état écologique du cours d'eau. Il est l'impératif d'encadrer et définir les programmes de surveillance par rapport à la dynamique de la rivière et des segments de rivière à l'étude (Brierley *et al.*, 2010).

Les données des suivis pourraient être estimées ou comptabilisées pour des segments de rivière. La délimitation pourrait être faite en fonction de la position des tributaires qui fournissent un apport d'eau relativement important (à définir).

- Évaluer la possibilité d'inclure les sites de prélèvements dont le volume est inférieur au seuil d'autorisation et déclaration dans la base de données des prélèvements.

### 10. Optimiser l'arrimage des bases de données existantes et créer de nouvelles bases de données

- Développer une base de données simplifiée pour les prélèvements (volume permis, volume réel prélevé, volume consommé) ou évaluer l'efficacité de la BD existante pour répondre aux besoins du système gestion des prélèvements.
- Associer (ou mettre en place) les bases de données journalières pour les débits (ou niveau d'eau) en rivière, les niveaux d'eau de la nappe souterraine, le registre simplifié des volumes de prélèvements et les besoins pour les écosystèmes. La structure des bases de données (BD) devrait favoriser et faciliter la combinaison et les échanges d'information entre BD et les liens avec un SIG.

L'arrimage des bases de données devrait être établi de façon à être prêt pour l'application (par exemple pour l'application à l'échelle pilote ou à grande échelle)

- Centraliser les données relatives au milieu aquatique et favoriser les échanges de données entre les ministères et directions. Il y aurait avantage à relier les bases de données des prélèvements cumulés, des débits, des piézomètres, de suivi du poisson, de qualité de l'habitat (paramètre physico-chimique incluant température), de suivi de la santé du benthos, etc. Les liens entre les bases de données

devraient permettre de visualiser les données existantes qui sont rattachées à un segment de cours d'eau ou un cours d'eau et de les utiliser de façon opérationnelle. Une représentation sous forme de tendance pourrait être utile.

- Élaborer des outils de gestion de l'eau de surface et de l'eau souterraine qui permettent et facilitent l'intégration des données au fil du temps, ainsi que dans l'espace. Plusieurs juridictions ont mis en place un système de gestion de la ressource en eau et des prélèvements qui combine des outils de modélisation un système d'information géographique et des bases de données.

## **11. Implanter (ou adapter) des outils de modélisation et d'analyse**

- Développer ou adapter des outils de modélisation pour reconstituer des débits pour les rivières sans jaugeage en évaluant la nécessité et la possibilité d'inclure des bassins de faibles superficies (<500km<sup>2</sup>, seuil utilisé pour le choix des bassins de l'Atlas hydroclimatique du Québec).
- Évaluer le degré d'altération hydrologique (quantification des prélèvements totaux) lorsque les données sont disponibles et que la pression sur le système est forte.
- Étudier la faisabilité de créer un outil permettant d'évaluer les risques associés à l'ajout d'un prélèvement compte tenu de ces caractéristiques en utilisant l'ensemble des données pertinentes provenant des bases de données liées.
- Dans une phase de gestion opérationnelle où les prélèvements déjà autorisés pourraient être modulés en fonction de conditions actuelles ou prévisibles du régime hydrique, le développement ou l'adaptation des outils de modélisation pourraient être considérés dès maintenant:
  - Développer ou adapter les outils de modélisation pour les projections spatio-temporelles de la ressource en eau à l'échelle mensuelle ou saisonnière. Le modèle hydrologique Hydrotel fait une prévision à court et moyen terme des débits. Les questions de gestion des ressources en eau dans un contexte de changements climatiques peuvent être étudiées en utilisant les projections climatique et hydrologique.
  - Envisager la possibilité de prévoir à l'avance les tendances hydroclimatiques (année humide, sèche ou normale) pour l'année ou la saison à venir. L'analyse des tendances à moyen et long terme d'indices hydrologiques et climatiques pourrait être utilisée. Cette prévision pourrait faciliter l'anticipation des problématiques qui pourraient survenir sur le court terme

## **12. Analyser régulièrement les données et prévisions**

- Mettre en place un plan d'analyse des données afin d'alimenter la production des cartes et autres outils de communication des résultats d'analyse.

- Intégrer les projections spatio-temporelles de la ressource en eau à l'échelle mensuelle ou saisonnière, des besoins pour les écosystèmes et des prélèvements afin de catégoriser de l'état de la ressource. Ceci implique la sélection des modèles permettant de réaliser ces projections.
  - La prévision à moyen terme (de 1 mois à 3 mois) de l'état la ressource en eau et des prélèvements compte tenu du climat et des caractéristiques des bassins est un outil de gestion pertinent qui est utilisé notamment en Europe (ex. France et Royaume-Uni), dans certains états américains et en Australie. Plusieurs juridictions (ex. : Royaume-Uni et en France) établissent ainsi une limite de prélèvement et les nouvelles autorisations de prélèvement, en fonction des projections de l'état de la ressource et de l'estimation de la disponibilité de la ressource considérant les volumes de prélèvements associés aux licences existantes. Ces résultats sont utilisés pour préciser les conditions lors de l'attribution de nouvelles licences et limiter les prélèvements lors des périodes critiques.

### **13. Communiquer les résultats d'analyse et des projections**

- Développer et mettre en place des outils de communication des résultats d'analyse afin de favoriser une compréhension commune de l'état de la ressource et une collaboration entre différents utilisateurs et juridiction. L'amélioration de la communication entre les parties prenantes telles que les utilisateurs de l'eau, les gestionnaires, les scientifiques, les modélisateurs et les décideurs est reconnue comme une priorité par plusieurs. La production cartographique des résultats d'analyse et des projections réalisées en France et au Royaume-Uni est intéressante comme exemple pour répondre à cet objectif de communication.

### **14. Définir les étapes de gestion des prélèvements (autorisation, révision, restriction)**

- S'assurer de la transparence du processus décisionnel menant aux autorisations et révisions et des règles du système d'alerte pouvant restreindre les prélèvements.
- Intégrer les concepts flexibles d'«apprentissage par la pratique» de la gestion adaptative en planifiant les révisions des plans de gestion en fonction des observations des suivis et de l'acquisition de nouvelles données et connaissances. Le système d'allocation de l'eau lui-même doit être flexible afin de répondre aux changements tant dans le climat que dans les besoins pour différents usages ou pour les écosystèmes (Neuman, 2001). La gestion adaptative prévoit que les règles et les stratégies de gestion doivent souvent changer en réponse à un flux continu de nouvelles informations scientifiques et de données.

Au Québec, le système actuel est flexible et permet cette révision. Il y a peut-être lieu de voir si le niveau de flexibilité décrit est en accord avec les recommandations faites précédemment.

## 5 RÉFÉRENCES

---

- Acreman M.C., M.H. Dunbar, J. Hannaford, O.M. Bragg, A.R. Black, J.S. Rowan et J. King, 2006. Development of environmental standards (water resources): final report. Project WFD48. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER): Edinburgh.
- Acreman, M.C., I.C. Overton, J. King, P.J. Wood, I.G. Cowx, M.J. Dunbar, E. Kendy & W.J. Young, 2014. The changing role of ecohydrological science in guiding environmental flows, *Hydrological Sciences Journal*, 59:3-4, 433-450, DOI: 10.1080/02626667.2014.886019.
- Acreman M.C., 2016. Environmental flows basics for novices. *WIREs Water* 2016, 3:622–628. doi: 10.1002/wat2.1160.
- Alley, W.M., Evenson, E.J., Barber, N.L., Bruce, B.W., Dennehy, K.F., Freeman, M.C., Freeman, W.O., Fischer, J.M., Hughes, W.B., Kennen, J.G., Kiang, J.E., Maloney, K.O., Musgrove, MaryLynn, Ralston, Barbara, Tessler, Steven, and Verdin, J.P., 2013, Progress toward establishing a national assessment of water availability and use: U.S. Geological Survey Circular 1384, 34 p.
- Archfield, S.A., R.M. Vogel, P.A. Steeves, S.L. Brandt, P.K. Weiskel, et S. P. Garabedian, 2010. The Massachusetts Sustainable-Yield Estimator: A decision-support tool to assess water availability at ungaged stream locations in Massachusetts. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5227, 41 p.
- Arthington, A.H., S. E. Bunn, N.L. Poff, and R.J. Naiman, 2006, The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16: 1311–1318. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2
- Arthington, A.H., 2015. Environmental flows: a scientific resource and policy framework for river conservation and restoration. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 25: 155–161. doi: 10.1002/aqc.2560.
- Australia 2007 An Adaptive Management Framework for Connected Groundwater-Surface Water Resources in Australia
- Balestrat, M. et O. Therond, 2014. Enjeux de la gestion quantitative de l'eau en France. Quels données et outils de modélisation pour les institutions publiques en charge de la gestion des étiages? Rapport d'étude ONEMA-INRA, 75 pp.
- Bouleau, G. et D. Pont, 2015. Did You Say Reference Conditions? Ecological and Socio-economic Perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy*, Elsevier, 47, pp.32-41. <10.1016/j.envsci.2014.10.012>.

- Bouleau, G. et D. Pont, 2014. Les conditions de référence de la directive cadre européenne sur l'eau face à la dynamique des hydrosystèmes et des usages. *Natures Sciences Sociétés*, EDP Sciences, 22 (1), 3-14. <10.1051/nss/2014016>.
- Bobée, B. *et al.*, 2008. Hyfran-Plus version 2.2 (logiciel hydrologique : Chaire en hydrologie statistique CRNSG/Hydro-Québec), INRS-Eau, Terre Environnement, Université du Québec, Québec.
- Boulton, A.J., 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* (1999) 41, 469-479.
- Breau, C. R. A. Cunjak, J. Bremset. 2007. Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. *Journal of Fish Biology* 71 (4): 1179–1191 Brierley et Fryirs (2015).
- Brierley, G., H. Reid, K. Fryirs, N. Trahan, 2010. What are we monitoring and why? Using geomorphic principles to frame ecohydrological assessments of river condition. *Sci Total Environ.*, 408(9):2025-33. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.01.038.
- British Columbia's Water Act Modernization Technical Background Report. 92 pp.
- Brodie, R., B. Sundaram, R. Tottenham, S. Hostetler, et T. Ransley, 2007. An adaptive management framework for connected groundwater-surface water resources in Australia. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Buisson, L. et G. Grenouillet, 2009. Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) (2009) 15, 613–626.
- Bunn, S.E. et A.H. Arthington 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ Manage.*, 30(4):492-507.
- Canada. 2004. Menaces pour la disponibilité de l'eau au Canada
- Carluer, N., B.M., J. Belliard, I. Bernez, D. Burger-Leenhardt, J.M. Dorioz, O. Douez, S. Dufour, C. Grimaldi, F. Habets, Y. Le Bissonnais, J. Molénat, A.J. Rollet, V. Rosset, S. Sauvage, P. Usseglio-Polatera, B. Leblanc, 2016. Impact cumule des retenues d'eau sur le milieu aquatique, Expertise scientifique collective. Rapport complet, 325 pp + annexes.
- Calianno, M., E. Reynard, M. Milano et A. Buchs, 2017. Quantifier les usages de l'eau : une clarification terminologique et conceptuelle pour lever les confusions. *VertigO*, 17, 1.
- CIEEM, 2016. Guidelines for Ecological Impact Assessment in the UK and Ireland: Terrestrial, Freshwater and Coastal
- Commission Européenne, 2014. Ecological Flows in the implementation of the Water Framework Directive - compilation of case studies referenced in CIS guidance document n°31

- Commission Européenne, 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, Technical report 2015 – 086, Guidance Document No. 31, 108 pp.
- Curran, D., S. Mascher, 2016. Adaptive Management in Water Law: Evaluating Australian (New South Wales) and Canadian (British Columbia) Law Reform Initiatives. *McGill International Journal of Sustainable Development Law & Policy*. 12(2), Forthcoming.
- Daily, G.C. (ed), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Déclaration de Brisbane, 2007. The 10th International River symposium and International Environmental Flows Conference, Brisbane, Australia.
- Defra, 2007. *An introductory guide to valuing ecosystem services*, UK Department for Environment, Food and Rural Affairs. London.
- Dufour, S. et H. Piégay, 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Res. Applic.*, 25: 568–581. doi:10.1002/rra.1239 European Commission.
- Dufour, S., X. Arnauld de Sartre, M. Castro, J. Oszwald et A.J. Rollet, 2016. Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 25. DOI : 10.4000/vertigo.17435.
- Floury, C.L. Navarro, S. Stroffek, J. Dupre La Tour, et N. Lamouroux, 2013. Mieux gérer les prélèvements d'eau l'évaluation préalable des débits biologiques dans les cours d'eau. Note du secrétariat technique du SDAGE.
- Gilvear, D.J., C.J. Spray et R. Casas-Mulet, 2013. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management*, 126, 30-43. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.026.
- Gleeson, T. et B. Richter, 2018. How much groundwater can we pump and protect environmental flow through time? Presumptive standards for conjunctive management of aquifers and rivers. *River Research and Applications* 34: 83-92.
- Golladay, S.W. et D.W. Hicks, 2015. Using the Sustainable Boundary Approach. (SBA) to assess and develop flow guidelines: the Flint River, Georgia. In: R. J.. McDowell, C. A. Pruitt, and R. Bahn (eds.). *Proceedings of the 2015 Georgia Water Resources Conference*, held April 28-29, 2015, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Georgia. <http://www.gwri.gatech.edu/node/4070>.
- Gopal, B. (ed.), 2014. Methodologies for the Assessment of Environmental Flows, *Environmental flows: An introduction for water resources manager*, 129–182. New Delhi: National Institute of Ecology.

- Grizzetti, B., C. Liqueste, P. Antunes, L. Carvalho, N. Geamănă, R. Giucă, M. Leone, S. McConnell, E. Preda, R. Santos, F. Turkelboom, A. Vădineanu, H. Woods, 2016. Ecosystem services for water policy: insights across Europe. *Environmental Science & Policy*, 66. 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.006>
- Hamilton, D.A., et P.W. Seelbach, 2011. Michigan's Water Withdrawal Assessment Process and Internet Screening Tool. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 55, Lansing.
- Harwood, A., S. Johnson, I. Girard, S. Richard, J. Wick, A. Locke, G. Wendling, and T. Hatfield 2017. Guidance on Assessing and Reporting Cumulative Impacts of Water Withdrawal on Environmental Flow Needs. Consultant's report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment by Ecofish Research Ltd., GW Solutions Inc. and Locke and Associates, February 27, 2017.
- Hiers J.K., R.J. Mitchell, A. Barnett, J.R. Walters, M. Mack, B. Williams, and R. Sutter, 2012. The Dynamic Reference Concept: Measuring Restoration Success in a Rapidly Changing No-Analogue Future. *Ecological Rest.* March 2012 30:27-36;
- Hillman, M. et G. Brierley, 2002. Information Needs for Environmental-Flow Allocation: A Case Study from the Lachlan River, New South Wales, Australia. *Annals of the Association of American Geographers*, 92: 617–630. doi:10.1111/1467-8306.00307
- IRSTEA, actualités, août 2017 et Newsletter n°58, septembre 2017. <http://www.irstea.fr/node/5677>.
- King, J., C. Brown, et H. Sabet, 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Res. Applic.*, 19: 619–639. doi:10.1002/rra.709
- Lamouroux, N., B. Augeard, P. Baran, H. Capra, Y. Le Coarer, V. Girard, V. Gouraud, L. Navarro, O. Prost, 2016. Débits écologiques : la place des modèles d'habitat hydraulique dans une démarche intégrée. *Hydroécologie Appliquée*, EDP Sciences, DOI: 10.1051/hydro/2016004
- Larocque, M., P.M. Biron, T. Buffin-Bélanger, M. Needelman, C.-A. Cloutier, et J.M. McKenzie, 2016. Role of the geomorphic setting in controlling groundwater–surface water exchanges in riverine wetlands: A case study from two southern Québec rivers (Canada). *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, pp. 1-15.
- Linnansaari, T., W.A. Monk, D.J. Baird et R.A. Curry, 2013. Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039. vii + 75 p.
- Lowe, E., L. Battoe, P. Sucsy, D. Dobberfuhr, M. Cullum, T. Cera, J. Higman, M. Coveney, D. Curtis, L. Keenan, P. Kinser, R. Mattson et S. Miller (2012). Review of the St. Johns River Water Supply Impact Study, Chapter 2. Comprehensive integrated assessment.

- Martin, D.M., D. Harrison-Atlas, N.A. Sutfin et N.L. Poff, 2014. A Social-Ecological Framework to Integrate Multiple Objectives for Environmental Flows Management. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 153: 49–58. doi:10.1111/j.1936-704X.2014.03179.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2001. *Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios*.  
<http://www.millenniumassessment.org/fr/index.html>.
- Moss, B. 2008. The Water Framework Directive: total environment or political compromise?. *Sci Total Environ.*, 400(1-3):32-41. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.029.
- Naiman, R. J., S. E. Bunn, C. Nilsson, G. E. Petts, G. Pinay, and L. C. Thompson, 2002. Legitimizing fluvial systems as users of water: an overview. *Environmental Management* 30:455-467.
- National Research Council, 2004. *Adaptive Management for Water Resources Project Planning*.
- National Research Council, 2012. *Review of the St. Johns River Water Supply Impact Study: Final Report*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/13314>
- Neuman, J.C., 2001. Adaptive Management: How Water Law Needs to Change, *Environmental Law Report*, 31, 11432.
- Northcott, W. 2010. Michigan water use regulations, Natural Resources Conservation Service, [https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs141p2\\_023893.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs141p2_023893.pdf)
- Paavola, J. et K.Hubacek, 2013. Ecosystem Services, Governance, and Stakeholder Participation: an Introduction, *Ecology and Society*: 18(4): art 42.
- Pahl-Wostl, C., J. Sendzimir, P. Jeffrey, J. Aerts, G. Berkamp, et K. Cross, 2007. Managing change toward adaptive water management through social learning. *Ecology and Society* 12(2): 30.
- Pahl-Wostl, C., A. Arthington, J. Bogardi, S. Bunn, H. Hoff, L. Lebel, E. Nikitina, M. Palmer, L.N. Poff, K. Richards, M. Schlüter, R. Schulze, A. St-Hilaire, R. Tharme, K. Tockner et D. Tsegai, 2013. Environmental flows and water governance: managing sustainable water uses. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 341–351.
- Palmer M., E. Bernhardt, E. Chornesky, S. Collins, A. Dobson, C. Duke, B. Gold, R. Jacobson, S. Kingsland, R. Kranz, M. Mappin, M.L. Martinez, F. Micheli, J. Morse, M. Pace, M. Pascual, S. Palumbi, O.J. Reichman, A. Simons, A. Townsend, M. Turner, 2004. Ecology for a crowded planet. *Science*. 2004 May 28;304(5675):1251-2.
- Palmer, M.A., E.S. Bernhardt, J.D. Allan, P.S. Lake , G. Alexander, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C.N. Dahm, J. Follstad Shah, D.L. Galat, S.G. Loss, P. Goodwin, D.D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, G.M. Kondolf, R. Lave, J.L. Meyer, T.K. O'Donnell, L. Pagano and E. Sudduth, 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42: 208–217. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01004.



- Poff N.L., B.D. Richter, A.H. Arthington, S.E. Bunn, R.J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B.P. Bledsoe, M.C. Freeman, J. Henrikse, R. B. Jacobson, J.G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O’Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme et A. Warner et al., 2010. The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshw Biol*, 55:147-170.
- Poff, N.L. et J.H. Matthews, 2013. Environmental flows in the Anthropocene past progress and future prospects, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5. 10.1016/j.cosust.2013.11.006.
- Poff, N. L. et J. K. H. Zimmerman, 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02272.
- Poff N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks et J.C. Stromberg , 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47, 769–784.
- Puckridge, J.T., F. Sheldon, K.F. Walker et A.J. Boulton, 1998. Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research*, 49, 55-72. doi:10.1071/MF94161.
- Pyrce, R.S., 2004. Review and Analysis of Stream Gauge Networks for the Ontario Stream Gauge Rehabilitation Project. Watershed Science Centre. Trent University. Prepared for, and with the support of the Ontario Ministry of Natural Resources, Water Resources Section (Peterborough, Ontario).WSC Report No. 01-2004.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, J. Powell et D.P. Braun, 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10: 1163–1174. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.
- Richter, B.D., J.R. Baumgartner, R. Wigington et D. Braun, 1997. How much water does a river need?. *Freshwater Biology*, 37: 231–249. doi:10.1046/j.1365-2427.1997.00153.
- Richter, B.D., R. Mathews, D.L. Harrison et R. Wigington, 2003. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications*, 13: 206–224. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0206:ESWMMR]2.0.CO;2.
- Richter, B.D., 2010. Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *Rivers Research and Applications* 25, 1–12.
- Richter, B.D., M.M. Davis, C. Apse et C. Konrad, 2012. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Res. Applic.*, 28: 1312–1321. doi:10.1002/rra.1511.

- Rivard, C., J. Marion, Y. Michaud, S. Benhammane, A. Morin, R. Lefebvre, A. Rivera, 2003: Étude de l'impact potentiel des changements climatiques sur les ressources en eau souterraine dans l'Est du Canada, Commission géologique du Canada, dossier public 1577, 39 pp. et annexes.
- Ross, A., 2012. Easy to Say Hard to Do, Integrated Surface Water and Groundwater Management in the Murray Darling Basin. *Water Policy* 14 (4), 709-724.
- Stanford, J.A., J.V. Ward, W.J. Liss, C.A. Frissell, R.N. Williams, J.A. Lichatowich et C.C. Coutant, 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 12: 391–413. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<391::AID-RRR436>3.0.CO;2-4
- St-Hilaire, A., C. Boyer, L. Parelle et C. Côté-Tardif. 2017. Critères de sensibilité aux prélèvements d'eau de surface. INRS-ETE, Rapport Scientifique #R1764, rédigé pour le ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte aux changements climatiques du Québec. iii + 39 pages, 1 annexe.
- Stoddard, J.L., D.P. Larsen, C.P. Hawkins, R.K. Johnson et R.H. Norris, 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16: 1267–1276. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2
- Taylor, B. et R. De Loë. 2012. Conceptualizations of local knowledge in collaborative environmental governance. *Geoforum*. 43:1207-17.
- Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res. Applic.*, 19: 397–441. doi:10.1002/rra.736.
- Therond, O., 2014. Outils pour la gestion « territoriale » des étiages, Quels fonctionnalités attendues, outils existants et développements nécessaires - Outils pour la gestion des étiages. Rapport d'étude ONEMA-INRA, 38 pp.
- UK Environment Agency, 2002. Managing Water Abstraction, The Catchment Abstraction Management Strategy process, 52p.
- UK Environment Agency. 2016. Managing water abstraction. 25p.
- UK Environment Agency, 2013. Environmental Flow Indicator. 4p.
- UK Environment Agency, 2013. Broadland Abstraction Licensing. 38p.
- UK, 2007 Postnote March 2007, 281, Ecosystem services. 4p.
- UK, SNIFFER research reports, 2012. Ecological indicators of the effects of abstraction and flow regulation and optimisation of flow releases from water storage reservoirs. 261p.

UK Technical Advisory Group, 2008. UK environmental standards and conditions. Report of the UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. 73p.

Vörösmarty, C.J., P. Green, J. Salisbury, R.B. Lammers, 2000. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289 (5477): 284-288. DOI: 10.1126/science.289.5477.284.

Ward, J.V. et J.A. Stanford, 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 10: 159–168. doi:10.1002/rrr.3450100211.

Weiskel, P.K., S.L. Brandt, L.A. DeSimone, L.J. Ostiguy, S.A. Archfield, 2010, Indicators of Streamflow Alteration, Habitat Fragmentation, Impervious Cover and Water Quality for Massachusetts Stream Basins: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5272, 70p.

Yarnell, S.M., G.E. Petts, J.C. Schmidt, A.A. Whipple, E.E. Beller, C.N. Dahm, P. Goodwin, J. H. Viers, 2015. Functional flows in Modified Riverscapes Hydrographs Habitats and Opportunities. *BioScience*, 65, 10, 963–972, doi.org/10.1093/biosci/biv102.

**6.1 LOIS ET RÉGLEMENTATIONS LIÉS AUX PRÉLÈVEMENTS ET À LA GESTION DE L'EAU (QUÉBEC) : EXTRAITS**

***Règlement sur la déclaration des prélèvements d'eau :***

*Ce « règlement a pour objet d'assurer une meilleure connaissance et une meilleure protection de l'environnement en permettant au gouvernement, par la déclaration de la quantité des prélèvements d'eau, d'évaluer la répercussion de ces prélèvements sur les ressources en eau et sur les écosystèmes et de lui permettre d'établir les moyens de prévenir les conflits d'usage de cette ressource. »*

Ce règlement ne s'applique toutefois pas pour les volumes moyens de prélèvement inférieurs à 75 m<sup>3</sup> par jour.

***Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à Renforcer leur protection (chapitre c-6.2)***

CONSIDÉRANT que l'eau est indispensable à la vie et qu'elle est une ressource vulnérable et épuisable; CONSIDÉRANT que l'eau est une ressource faisant partie du patrimoine commun de la nation québécoise et qu'il importe de la préserver et d'en améliorer la gestion pour répondre aux besoins des générations actuelles et futures;

CONSIDÉRANT que l'usage de l'eau est commun à tous et que chacun doit pouvoir accéder à une eau dont la qualité et la quantité permettent de satisfaire ses besoins essentiels; CONSIDÉRANT que l'État, en tant que gardien des intérêts de la nation dans la ressource eau, se doit d'être investi des pouvoirs nécessaires pour en assurer la protection et la gestion;

CONSIDÉRANT que l'État doit aussi disposer des fonds nécessaires à la gouvernance de l'eau, notamment par l'établissement de redevances liées à la gestion, à l'utilisation et à l'assainissement de l'eau;

CONSIDÉRANT que le Québec, l'Ontario et les huit États américains riverains des Grands Lacs ont, le 13 décembre 2005, signé l'Entente sur les ressources en eaux durables du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, laquelle a été approuvée par l'Assemblée nationale le 30 novembre 2006, et qu'il importe de modifier la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) afin d'en assurer la mise en oeuvre;

## **Loi sur qualité de l'environnement :**

Extraits de la SECTION V : PROTECTION ET GESTION DES RESSOURCES EN EAU:

**31.74.** Dans la présente section, «prélèvement d'eau» s'entend de toute action de prendre de l'eau de surface ou de l'eau souterraine par quelque moyen que ce soit. Sauf pour l'application des articles 31.85 et 31.86 ainsi que des sous-sections 2 et 3, cette définition exclut les prélèvements d'eau effectués au moyen de l'un ou l'autre des ouvrages suivants:

1. un ouvrage destiné à retenir l'eau;
2. un ouvrage destiné à dériver l'eau pour fins de production d'énergie hydroélectrique;
3. tout autre ouvrage destiné à produire de l'énergie hydroélectrique.

**31.75.** Tout prélèvement d'eau est subordonné à l'autorisation du ministre ou, dans les cas prévus par règlement pris en vertu de l'article 31.9, du gouvernement. Sont cependant soustraits à cette autorisation les prélèvements suivants:

un prélèvement dont le débit maximum est inférieur à 75 000 litres par jour, sauf dans les cas mentionnés ci-après:

- a) l'eau prélevée est destinée à alimenter le nombre de personnes que détermine le gouvernement par règlement;
- b) l'eau prélevée est destinée à être vendue ou distribuée comme eau de source ou eau minérale ou à entrer, comme telle, dans la fabrication, la conservation ou le traitement de produits au sens de la Loi sur les produits alimentaires (chapitre P-29);
- c) l'eau est prélevée dans le bassin du fleuve Saint-Laurent pour être transférée hors de ce bassin conformément aux dispositions de la sous-section 2;

un prélèvement, temporaire et non récurrent, qui est effectué dans une situation d'urgence ou à des fins humanitaires ou de sécurité civile;

tout autre prélèvement déterminé par règlement du gouvernement.

**31.76.** Le pouvoir d'autorisation dévolu au ministre par la présente sous-section doit être exercé de manière à assurer la protection des ressources en eau, notamment en favorisant une gestion durable, équitable et efficace de ces ressources ainsi qu'en prenant en compte le principe de précaution et les effets du changement climatique.

En outre, toute décision que prend le ministre dans l'exercice de ce pouvoir doit viser à satisfaire en priorité les besoins de la population en matière de santé, de salubrité, de sécurité civile et d'alimentation en eau potable. Elle doit également viser à concilier les besoins:

1. des écosystèmes aquatiques, à des fins de protection;
2. de l'agriculture, de l'aquaculture, de l'industrie, de la production d'énergie et des autres activités humaines, dont celles liées aux loisirs et au tourisme

**31.77.** Lorsqu'il prend une décision dans l'exercice des pouvoirs que lui attribue la présente sous-section, le ministre tient compte, outre des impacts proprement environnementaux du prélèvement d'eau visé par sa décision, des conséquences:

1. sur les droits d'utilisation d'autres personnes ou municipalités, à court, moyen et long terme;
2. sur la disponibilité et la répartition des ressources en eau, dans le but de satisfaire ou concilier les besoins actuels ou futurs des différents usages de l'eau;
3. sur l'évolution prévisible du milieu rural et du milieu urbain, en lien notamment avec les objectifs du schéma d'aménagement et de développement de toute municipalité régionale de comté ou communauté métropolitaine concernée par le prélèvement, ainsi que sur l'équilibre à assurer entre les différents usages de l'eau;
4. sur le développement économique d'une région ou d'une municipalité.

Le ministre doit également prendre en considération les observations que le public lui a communiquées relativement à ce prélèvement d'eau.

**31.78.** Les dispositions des articles 31.76 et 31.77 s'appliquent au gouvernement, compte tenu des adaptations nécessaires, lorsqu'il exerce le pouvoir d'autorisation que lui attribuent les articles 31.5 et 31.6 au regard d'un prélèvement d'eau soumis à la procédure d'évaluation environnementale prévue à la section IV.1 du présent chapitre.

En outre, lorsqu'il autorise un tel prélèvement d'eau, le gouvernement peut, s'il le juge nécessaire pour assurer une protection accrue de l'environnement, notamment des écosystèmes aquatiques ou des milieux humides, prescrire des exigences différentes de celles prescrites par règlement du gouvernement.

Un prélèvement d'eau autorisé par le gouvernement est soustrait à l'autorisation du ministre prévue à l'article 31.75.

**31.79.** Lorsqu'il délivre, renouvelle ou modifie une autorisation de prélèvement d'eau, le ministre peut, pour les fins mentionnées à l'article 31.76 et après avoir considéré les éléments énumérés à l'article 31.77, prescrire toute condition, restriction ou interdiction qu'il estime indiqué. Celle-ci peut être différente de celles prescrites par règlement du gouvernement si le ministre l'estime nécessaire pour assurer une protection accrue de l'environnement, notamment des écosystèmes aquatiques ou des milieux humides.

Le ministre peut également refuser la délivrance ou le renouvellement d'une autorisation de prélèvement, ou en modifier les conditions de sa propre initiative, s'il est d'avis que ce refus ou cette modification sert l'intérêt public. Toutefois, avant de prendre une décision visée au premier ou au deuxième alinéa, le ministre doit donner à l'intéressé un avis de son intention et des motifs qui la sous-tendent ainsi que l'occasion de présenter ses observations.

**31.80.** Une condition, restriction ou interdiction visée à l'article 31.79 peut notamment porter sur:

1. la provenance et la quantité de l'eau qui peut être prélevée ainsi que la quantité et la qualité de l'eau qui doit être retournée au milieu après usage;
2. les installations, ouvrages ou travaux liés au prélèvement;
3. l'utilisation de l'eau prélevée;
4. les moyens propres à prévenir, limiter ou corriger les atteintes à l'environnement;
5. le contrôle et le suivi des incidences du prélèvement sur l'environnement;
6. les moyens propres à assurer la conservation de l'eau prélevée et son utilisation efficace ainsi qu'une réduction de la quantité d'eau consommée, perdue ou non retournée au milieu après usage, en tenant compte notamment des meilleures pratiques ou technologies économiquement accessibles ainsi que des particularités des équipements, installations ou procédés concernés;
7. les moyens propres à prévenir, limiter ou corriger toute atteinte aux droits d'utilisation d'autres personnes ou municipalités;
8. les rapports qui doivent être faits au ministre afin, notamment, de mieux connaître les impacts réels ou potentiels du prélèvement ou de la consommation d'eau et les résultats obtenus par les mesures prescrites en vertu des paragraphes 6° et 7°.

**31.81.** La période de validité d'une autorisation de prélèvement d'eau délivrée par le ministre est de 10 ans. Le ministre peut toutefois délivrer ou renouveler une autorisation de prélèvement pour une période inférieure ou supérieure s'il estime qu'une telle période sert l'intérêt public, ou dans les cas prévus par règlement du gouvernement. S'il entend fixer une période inférieure à 10 ans, le ministre doit donner à l'intéressé un avis de son intention et des motifs qui la sous-tendent ainsi que l'occasion de présenter ses observations.

Les dispositions du présent article ne s'appliquent pas à une autorisation de prélèvement visant l'alimentation en eau potable d'un système d'aqueduc exploité par une municipalité.

**31.85.** Lorsque le ministre est d'avis qu'un prélèvement d'eau autorisé en vertu de la présente loi ou de toute autre loi présente un risque sérieux pour la santé publique ou pour les écosystèmes aquatiques en raison d'informations nouvelles ou complémentaires devenues disponibles après cette autorisation, ou par suite d'une réévaluation des informations existantes sur la base de connaissances scientifiques nouvelles ou complémentaires, il peut ordonner la cessation ou la limitation de ce prélèvement, aux conditions qu'il fixe, pour une période d'au plus 30 jours.

Toutefois, dans le cas d'un prélèvement d'eau autorisé par le ministre, l'ordonnance peut également viser à en modifier les conditions de façon permanente ou à le faire cesser définitivement. Avant de prendre une ordonnance, le ministre doit donner à l'intéressé un avis de son intention et des motifs qui la sous-tendent ainsi que l'occasion de présenter ses observations. Cependant, dans un contexte d'urgence, le ministre est soustrait à ces obligations préalables, auquel cas l'intéressé peut, dans le délai indiqué, présenter ses observations pour une révision de la décision.

Les informations sur lesquelles est fondée l'ordonnance du ministre sont rendues accessibles au public.

Une ordonnance prise en vertu du présent article ne donne lieu à aucune indemnité de la part de l'État et prévaut sur toute disposition inconciliable d'une loi, d'un règlement ou d'un décret.

**31.101.** Le ministre peut mettre en oeuvre des programmes sur l'utilisation efficace et la conservation de l'eau qui prennent appui sur les objectifs fixés par le Conseil régional des ressources en eaux des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent pour:

1. améliorer les eaux du bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent ainsi que les ressources naturelles qui en dépendent;
2. protéger et restaurer l'intégrité hydrologique et écosystémique de ce bassin;
3. conserver la quantité d'eau présente dans les eaux de surface et les eaux souterraines;
4. assurer une utilisation durable des eaux;
5. promouvoir une utilisation efficace de l'eau.

Ces programmes visent, notamment:

1. à promouvoir une gestion durable de tous les prélèvements d'eau dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, en particulier les prélèvements nouveaux ou augmentés visés à l'article 31.95 et qui impliquent une quantité ou consommation moyenne d'eau de 379 000 litres ou plus par jour, ou une quantité ou consommation déterminée par règlement du gouvernement;
2. à s'assurer de l'application des dispositions des articles 31.91 à 31.95 qui établissent les conditions applicables aux transferts d'eau hors bassin ainsi qu'aux prélèvements nouveaux ou augmentés dans le bassin;
3. à s'assurer que les mesures prescrites ou préconisées pour l'utilisation efficace et la conservation de l'eau auprès de tous les utilisateurs des eaux du bassin du fleuve Saint-Laurent soient régulièrement révisées et mises à jour pour tenir compte de l'évolution des impacts, réels ou potentiels, sur l'écosystème de ce bassin, de l'ensemble des prélèvements ou consommations d'eau, tant passés et présents que ceux raisonnablement prévisibles dans le futur, ainsi que du changement climatique.

Le ministre effectue annuellement une évaluation des résultats atteints par les programmes qu'il a mis en oeuvre en vertu du présent article. Il transmet au Conseil, le 1er septembre 2012 et, par la suite, à tous les cinq ans, un rapport faisant état de ces programmes et des résultats obtenus.

**31.102.** Le ministre est tenu de réaliser, en conformité avec les exigences de l'Entente, une évaluation des impacts cumulatifs des prélèvements ou consommations d'eau dans le bassin du fleuve Saint-Laurent sur l'écosystème de ce bassin, en particulier sur les eaux et les ressources naturelles qui en dépendent. Cette évaluation doit en outre être réalisée en coordination avec celles que les autres parties à l'Entente sont tenues de réaliser dans le bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent.

Cette évaluation doit prendre en compte les principes de prévention et de précaution de même que les effets des prélèvements ou consommations passés et de ceux qui seront vraisemblablement effectués



dans le futur, ainsi que les effets du changement climatique et de toute autre situation susceptible de porter atteinte de façon significative aux écosystèmes aquatiques du bassin.

L'évaluation que prescrit le présent article doit être faite à tous les cinq ans. Elle doit également être faite chaque fois que survient dans le bassin des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent une perte moyenne de 190 millions de litres d'eau par jour, par rapport aux quantités consommées lors de l'évaluation précédente, ou encore lorsque l'une ou plusieurs des parties à l'Entente en font la demande.

...

**46.** Le gouvernement peut adopter des règlements pour:

a) classer les eaux;

b) définir des normes de qualité physique, chimique et biologique de l'eau selon ses différents usages pour l'ensemble ou une partie du territoire du Québec;

c) déterminer, pour toute catégorie de contaminant ou de source de contamination, la quantité ou la concentration maximale dont le rejet est permis dans l'eau soit pour l'ensemble du territoire, soit pour une région, un cours d'eau à débit régulier ou intermittent, un lac, un étang, un marais, un marécage, une tourbière ou une étendue d'eau souterraine;

d) déterminer des normes de qualité pour toute source d'alimentation en eau et des normes d'exploitation pour tout service d'aqueduc, d'égout ou de traitement des eaux;

e) (paragraphe abrogé);

...

s) régir tout prélèvement effectué dans les eaux de surface ou les eaux souterraines, notamment en fonction des différents usages, y compris le captage d'eaux souterraines dont l'utilisation ou la distribution est régie par la Loi sur les produits alimentaires (chapitre P-29). Les règlements peuvent notamment:

1. déterminer, pour les fins du paragraphe 1° de l'article 31.75, le nombre de personnes à partir duquel un prélèvement d'eau servant à leur alimentation est subordonné à l'autorisation du ministre malgré le fait que son débit maximum journalier soit inférieur à 75 000 litres par jour;
2. soustraire, dans les cas et conditions indiqués, tout prélèvement d'eau à l'application de la totalité ou d'une partie des dispositions de la sous-section 1 de la présente section ou des règlements pris en vertu du présent paragraphe;
  - 2.1° subordonner, dans les cas et conditions indiqués, tout prélèvement d'eau soustrait à l'autorisation du ministre à la délivrance d'un permis par la municipalité où est situé le site de prélèvement;

2.2° interdire, pour l'ensemble ou pour une partie du territoire du Québec, tout prélèvement destiné à satisfaire les besoins en eau d'une ou plusieurs catégories d'usage qu'indiquent les règlements, et prévoir qu'une telle interdiction a effet même à l'égard des demandes d'autorisation qui, présentées avant la date d'entrée en vigueur de l'interdiction, n'ont pas encore fait l'objet, à cette date, d'une décision du ministre ou du gouvernement, selon le cas;

2.3° déterminer, pour l'application des dispositions des sous-sections 1 et 2 de la présente section, les cas et conditions dans lesquels plusieurs prélèvements d'eau, existants ou projetés, sont réputés constituer un seul et même prélèvement compte tenu notamment du lien hydrologique entre les eaux visées par les prélèvements, de la distance entre les sites de prélèvement ou de l'usage auquel sont destinées les eaux prélevées;

2.4° prescrire des normes sur la qualité de l'eau ou sur la quantité d'eau qui peut être prélevée dans les eaux de surface ou les eaux souterraines, ou qui doit être retournée au milieu après usage et sur les conditions de ce retour, sur l'utilisation de l'eau prélevée ainsi que sur la préservation des écosystèmes aquatiques ou des milieux humides;

## 6.2 REFERENCE CONDITION APPROACH (EXTRAITS DE BAILEY ET AL. 2004)

### *Reference Condition Approach (RCA)*

*“The RCA measures the variability in biota among sites in ‘Reference Condition’. These reference sites are minimally exposed to human stressors such as effluent discharges or land use changes that often degrade ecosystems. The RCA then uses empirical modeling to explain as much of the variability in the biota of reference sites as possible, based on the environmental characteristics of the sites. The resulting model then predicts the biota that could be expected at a test site, were the site in Reference Condition. In contrast to the reference sites, the test site is exposed to some degree to stressors, and it is the effect of the stressors on the biota that is of interest in the assessment.”*

*The RCA differs from traditional impact assessment by employing designs and analysis that avoid many of the statistical and resource constraints of more traditional ANOVA designs making it broadly applicable in many contexts.*

*Key features of RCA:*

- 1. Empirically quantifies a “healthy” or “acceptable” ecosystem by sampling a number of sites that are minimally exposed to the stressor(s) and measures variation among biota.*
- 2. Healthy ecosystems vary in their biota and environmental features at a wide range of spatial and temporal scales. Explains variation among healthy ecosystems by assessing correlations with environmental attributes measurable at a wide range of spatial and temporal scales construction of predictive models. Predictive models can measure an ecosystem’s deviation from Reference Condition,*
- 3. Allows ecosystem characteristics measured at a test site to be compared to those from ecosystems in Reference Condition. Differences can be considered either: an impact as a result of stressor(s) or an indication of an ecologically significant site if deviation is in a positive direction from Reference Condition (i.e. greater diversity than expected).*