

CHAPITRE I : METHODES D'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULES

Ce chapitre vise à donner un aperçu des méthodes qui existent pour évaluer les effets (ou impacts) cumulés, ainsi que des questions ou difficultés que ces évaluations peuvent faire émerger. Le champ couvert est plus large que celui des seules retenues*¹, ou même des milieux aquatiques. Les requêtes bibliographiques ont été formulées sur les titres des articles, et étaient basées sur les termes « Cumulative », « Effect(s) ou « Impact(s)» et « Assessment ». Elles ont abouti à une cinquantaine de références pertinentes, provenant pour la grande majorité de la revue Environmental Impact Assessment Review, et issues essentiellement d'Amérique du Nord, en particulier du Canada.

Les premiers articles datent des années 80 (notamment un numéro spécial de Environmental Management sur l'évaluation de l'impact cumulé de la disparition des zones humides ((Bedford et Preston, 1988 ; Preston et Bedford, 1988), mais les concepts commencent à être formalisés et discutés surtout à partir des années 1990. Les articles autres que non nord-américains semblent surtout dater des années 2000, avec la transcription dans les pays membres de la directive sur les études d'impact (85/337/EEC). Une douzaine de références ont été analysées en détail, en privilégiant les articles les plus cités et/ou les plus récents, ainsi que ceux qui portaient sur le milieu aquatique ou des bassins versants.

¹ Les termes signalés par un astérisque *sont définis dans un glossaire en fin de rapport

CHAPITRE I : METHODES D'EVALUATION DES EFFETS CUMULES	1
I.1 CONCEPTS UTILISES POUR L'EVALUATION DES EFFETS CUMULES	4
I.1.1 Quelques définitions.....	4
I.1.2 Importance des métriques ou indicateurs et de l'état initial pour évaluer un effet cumulé	5
<i>I.1.2.a- Choix des indicateurs et métriques pour évaluer un effet sur l'environnement.....</i>	<i>5</i>
<i>I.1.2.b- Etat initial. Etat de référence</i>	<i>7</i>
I.2 ETAT DES LIEUX SUR LA PRATIQUE DE L'EVALUATION D'IMPACT CUMULE.....	8
I.2.1 Un aspect encore peu traité dans les évaluations environnementales	8
I.2.2 Des définitions à stabiliser	9
I.3 METHODES EXISTANTES	11
I.3.1 Approches basées sur les effets (Effect-based) vs approches basées sur les facteurs de stress (Stressor-based)	12
I.3.2 Approches analytiques vs approches de planification	15
I.3.3 Critères d'évaluation	16
I.3.4 Méthodes analytiques.....	17
<i>I.3.4.a- Méthodes d'analyse spatiale</i>	<i>17</i>
<i>I.3.4.b- Méthodes d'analyse de réseau</i>	<i>18</i>
<i>I.3.4.c- Méthodes d'analyses biogéographiques</i>	<i>19</i>
<i>I.3.4.d- Méthodes basées sur des matrices interactives.....</i>	<i>19</i>
<i>I.3.4.e- Méthodes de modélisation écologique</i>	<i>20</i>
<i>I.3.4.f- Méthodes basées sur le dire d'expert</i>	<i>20</i>
I.3.5 Méthodes de planification	20
<i>I.3.5.a- Méthodes basées sur l'évaluation multicritère</i>	<i>20</i>
<i>I.3.5.b- Méthodes basées sur des modèles de programmation (programming model).</i>	<i>20</i>
<i>I.3.5.c- Méthodes d'évaluation d'occupation du sol (Land suitability evaluation)</i>	<i>21</i>
<i>I.3.5.d- Méthodes basées sur le suivi d'une procédure (Process guidelines)</i>	<i>21</i>
<i>I.3.5.e- Retour sur les différents types de méthodes</i>	<i>22</i>
<i>I.3.5.f- Comment passer d'une évaluation d'impact environnemental à une évaluation d'effets cumulés</i>	<i>23</i>
I.4 CAS PARTICULIER DES MILIEUX AQUATIQUES	23

I.5 NOTIONS D'ECHELLE.....	24
I.5.1 Echelle de la zone ou du bassin versant à prendre en compte dans l'évaluation de l'effet cumulé	24
I.5.2 Intérêt d'une démarche en échelles emboîtées/degrés de résolution différents	25
I.5.3 Echelle et gouvernance sont liées	25
I.6 GOUVERNANCE	26
I.6.1 Intérêt d'une instance de planification/évaluation à un niveau stratégique.....	26
I.6.2 Science, technocratie, politique et démocratie	28
I.7 CONCLUSIONS	29
Références bibliographiques	32

I.1 CONCEPTS UTILISES POUR L'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULES

I.1.1 Quelques définitions

Notons que le terme utilisé en général dans la littérature est plutôt celui **d'effet cumulé** que **d'impact cumulé** mais, sans, comme cela a été souligné en introduction, que la nuance entre les deux termes soit clairement explicitée.

Pour (Masden, Fox *et al.*, 2010) qui sont à notre connaissance parmi les seuls auteurs à tenter d'explicitier la différence entre ces deux termes, un **impact** diffère d'un **effet** en ce qu'un impact est le changement ultime dû à un ou plusieurs effets, et l'effet est, dans leur champ d'application (effet du développement de fermes éoliennes sur les oiseaux), la réponse d'un individu à une action. Ils donnent l'exemple de champs d'éoliennes, où le fait que les oiseaux se cognent aux turbines représente un impact direct sur la taille de la population à travers une mortalité accrue. Mais les oiseaux peuvent aussi éviter la zone où un champ d'éoliennes a été construit, l'effet étant ici le déplacement de la zone d'alimentation, et la perte effective d'un habitat. L'impact de la ferme d'éoliennes sera alors une réduction d'abondance locale par le déplacement d'individus vers d'autres zones. Toutefois, ces oiseaux peuvent être déplacés vers des zones déjà occupées, ou des habitats moins propices : le déplacement induira alors des conditions de vie moins favorables, et une baisse de la reproduction ou du taux de survie, et in fine un impact. Une ferme éolienne peut aussi toutefois être perçue comme une barrière par un oiseau, lui demandant une dépense accrue d'énergie pour éviter l'obstacle, là aussi influençant le taux de reproduction et de survie. On voit ici **qu'un effet** (réponse d'évitement) peut contribuer finalement à **un impact** (diminution de la population) ; dans ce contexte les évolutions des populations pourraient constituer une métrique pour l'évaluation d'impact.

Pour (Canter et Kamath, 1995), les effets cumulés peuvent être classés comme **homotypiques** ou **hétérotypiques**. Dans le premier cas, les effets viennent de multiples développements du même type (par exemple des réservoirs multiples dans un bassin versant), alors que dans le deuxième cas, les impacts sont causés par la combinaison de deux ou plusieurs projets ou modifications d'usage des sols différentes (par exemple, la qualité de l'eau d'un cours d'eau peut se dégrader à cause du développement résidentiel, des pratiques agricoles ou forestières et du rejet d'effluents industriels).

Les effets cumulés peuvent se développer de plusieurs façons : selon un processus additif ou incrémental, un processus supra additif (l'effet cumulé est plus important que la somme des effets), ou au contraire infra-additif (l'effet cumulé est moindre que la somme des effets). L'impact total est alors égal à la somme des impacts des projets et des effets d'interaction (négatifs ou positifs selon que les effets soient infra ou supra additifs).

Les effets cumulés peuvent aussi être classés selon qu'ils sont **directs, indirects ou multivariés** : les activités liées au projet (construction, puis mise en œuvre) affectent les ressources à travers des changements dans les variables environnementales (stimuli), qui causent des réponses de l'environnement (positives ou négatives). Les réponses directes se réfèrent à un stimulus ou une relation de réponse simple. Les réponses indirectes sont des relations d'ordre secondaire ou plus élevé, qui agissent à travers un ensemble de stimuli et réponses. Les réponses multivariées sont les réponses à des stimuli multiples avec des inter-relations qui agissent de concert pour induire une réponse. Les réponses directes sont les plus simples à comprendre et gérer. Les réponses indirectes et multivariées sont plus complexes, moins comprises et plus difficiles à quantifier. Une évaluation d'impact cumulé doit aborder ces trois types de réponses (directes, indirectes et multivariées) ; la difficulté est d'évaluer ces effets indirects en même temps que les effets directs.

I.1.2 Importance des métriques ou indicateurs et de l'état initial pour évaluer un effet cumulé

1.1.2.a- Choix des indicateurs et métriques pour évaluer un effet sur l'environnement

Pour être évalué, un effet, simple ou cumulé, doit pouvoir être caractérisé, et confronté à une situation initiale. (Dube, Johnson *et al.*, 2006) définissent l'effet comme un changement, mesuré en comparant états de départ et d'arrivée, pour un **indicateur spécifique**, en fonction d'une gamme de valeurs. S'il n'existe pas de telle gamme, l'exercice n'a à leur sens que peu d'intérêt pour évaluer la qualité environnementale. De la même façon, (Masden, Fox *et al.*, 2010) notent que l'évaluation des impacts cumulés consiste à estimer l'impact d'une action planifiée sur un récepteur, en combinaison avec d'autres actions. Un tel récepteur environnemental est défini comme n'importe quelle caractéristique écologique ou autre qui est sensible à, ou a le potentiel pour être affecté par, une action : **l'identification des récepteurs à risque** pour une action proposée est donc essentielle. Ces récepteurs à risque sont souvent associés à la notion de composante environnementale d'intérêt, **Valued Environmental Component (VEC)** en anglais. Dans le cas de (Masden, Fox *et al.*, 2010), qui abordent l'effet de champs d'éoliennes sur les oiseaux, la désignation des récepteurs à risque se traduit par le choix des guildes, espèces ou individus qui doivent être considérés dans l'évaluation. Le comportement, et la capacité à résister au changement peuvent en effet différer selon les espèces, selon leur durée de vie, leur taux de reproduction, selon qu'elles sont ou non migratrices. L'idéal serait ainsi de considérer une large gamme d'espèces, ce qui est rarement financièrement et logistiquement possible. La sélection des espèces à prendre en compte suppose alors d'affecter une valeur à l'environnement et aux récepteurs qu'il contient (affectation qui dans le cas présent est assurée par la Directive Oiseaux). Pour une espèce donnée, les individus peuvent être plus ou moins sensibles selon leur stade de développement : tous les stades et individus devraient idéalement être pris en compte, ce qui n'est là aussi que rarement possible et conduit à se focaliser sur les plus sensibles. Les auteurs insistent sur la nécessité de **construire un guide à une échelle supérieure à celle concernée par chaque étude d'impact individuelle, pour définir un protocole standard pour choisir espèces, stades et individus à considérer, afin de garantir la cohérence et la répétabilité de la démarche pour des études différentes**. L'abondance est théoriquement la **métrique** idéale (Masden, Fox *et al.*, 2010), mais souvent difficile à mesurer avec assez de précision pour détecter des changements statistiquement significatifs avant qu'il y ait une probabilité réelle d'un changement écologique majeur. Il peut en conséquence être plus pratique de mesurer les effets d'une action sur un processus, qui lui-même pourra influencer l'abondance de(s) espèce(s) concernée(s). Pour ces auteurs, les effets sont plus facilement détectés et quantifiés que les impacts, compte tenu de la distinction qu'ils font entre ces deux termes, mais demandent de comprendre comment les processus sont liés si finalement l'impact doit être estimé via l'évolution de la population. Les auteurs estiment que la valeur des espèces, les niveaux de référence et les niveaux de population acceptables devraient être fixées à un niveau stratégique, et non projet par projet.

(Canter et Atkinson, 2011) notent l'intérêt des indicateurs et indices dans le cadre de l'évaluation ou de la gestion des effets cumulés (souvent désigné dans les articles par CEAM : Cumulated Effect Assessment and Management), en considérant que, s'ils ont été jusqu'à présent utilisés pour des évaluations d'effet environnemental, ils peuvent assez facilement être adaptés aux cas des CEAM pour caractériser les conditions actuelles d'un système par rapport à un état de référence et prédire qualitativement les conséquences cumulatives d'actions multiples. Ils distinguent les indicateurs, les indices, et les modèles d'habitat, auxquels ils attribuent les applications potentielles suivantes dans le cadre des CEAM :

- **Un indicateur** correspondant à une donnée simple (variable) ou une valeur résultant d'un ensemble de données (agrégation de variables) peut être utilisé pour décrire un système ou un processus. Il acquiert alors une signification au-delà de la valeur nominale de ses composants. Il peut communiquer de l'information sur le système ou un processus ;

- Alors qu'un indicateur peut passer par l'agrégation de variables multiples (métrique), **un index ou indice environnemental** peut être perçu comme se référant à une catégorisation numérique ou descriptive d'une grande quantité de données ou d'informations environnementales et impliquer plusieurs métriques. L'objectif premier est de résumer et simplifier ces données et informations de telle sorte que l'information résultante soit utile aux décisionnaires et différentes parties prenantes ;
- Un **modèle d'habitat** est en fait un indice environnemental spécialisé, spécifiquement centré sur des indicateurs agrégés de qualité d'habitat, soit pour les poissons, ou la faune sauvage dans son ensemble, soit pour des espèces spécifiques sur lesquelles porte l'étude des effets environnementaux ou le CEAM.

Le Water Quality Index canadien (Dube, Johnson *et al.*, 2006) est un exemple d'**indice composite**, qui permet d'agréger un grand nombre d'informations en une évaluation unique, et de communiquer les résultats en langage « courant ». Cette approche suppose toutefois que les variables incluses dans l'indice sont bien celles qui permettent de caractériser les processus qui induisent les effets. Les auteurs soulignent que, dans le cas du WQI, cette approche a été largement utilisée pour évaluer les changements au cours du temps à un endroit donné, plutôt que des changements entre des stations différentes : toutes les variables qui le composent n'ont en effet pas de référence. Cet inconvénient pourrait toutefois être contourné en déterminant des valeurs cibles spécifiques au(x) site(s) considéré(s) pour calculer l'indice. (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) soulignent également la nécessité de focaliser l'évaluation d'effet cumulé sur des indicateurs qui sont à la fois utiles pour évaluer le changement au niveau régional, mais également réactifs aux effets induits au niveau des projets individuels. Ils proposent ainsi l'exemple de l'indice d'intégrité biotique, qui repose sur les assemblages de faune (surtout poissons) et dont l'utilisation repose sur le dire d'experts pour évaluer l'effet d'un développement. Les auteurs notent toutefois que ces indices sont standardisés pour les espèces les plus sensibles, qui peuvent ne pas être présentes dans un système donné. Par ailleurs, les effets cumulés peuvent ne pas être identifiés directement par des abondances d'espèces ou indices, en particulier pour ceux qui sont soumis à des effets retard, des interactions non linéaires, ou dont l'expression dépend de la trajectoire d'évolution suivie.

(Canter et Atkinson, 2011) considèrent que comme le corpus de connaissances sur la structure et les fonctions d'écosystèmes aquatiques spécifiques se développe, il est devenu possible d'utiliser ce savoir comme base pour identifier les effets cumulés potentiels de facteurs de perturbation multiples. Les trois types d'outils cités (indicateur, indice environnemental et modèle d'habitat) peuvent être utilisés de plusieurs façons dans les CEAM, que ce soit pour synthétiser et communiquer sur les états passés, actuels ou prévisibles des composantes de l'environnement d'intérêt, identifier leurs caractéristiques pertinentes (cycle de vie, résilience ou susceptibilité au changement à des facteurs de perturbation variés) ou les facteurs de perturbation et leurs contributions relatives aux effets cumulés sur les composantes de valeur d'un écosystème (Valued Ecosystem Components VEC). Ils peuvent également être utiles pour planifier des mesures de compensation et des stratégies de gestion des effets cumulés des échelles locales à régionales, puis évaluer leur efficacité, ainsi que pour planifier le programme de suivi (monitoring) et élaborer les programmes de gestion adaptative. (Duinker et Greig, 2006) insistent également sur le fait que si des indicateurs ne sont pas associés aux VEC, l'évaluation des effets cumulés perd de sa pertinence pour la prise de décision. Ils considèrent que ces indicateurs doivent à la fois être signifiants pour les spécialistes qui pratiquent l'analyse et pour les parties prenantes sous peine d'échouer à remplir leur rôle d'éclairer les conséquences potentielles de scénarios de développement alternatifs. Ils notent par ailleurs que le concept de seuil, permettant de juger de la significativité des effets cumulés constitue le « talon d'Achille » de l'évaluation d'effet cumulé, et que les communautés scientifiques et les pouvoirs publics doivent collaborer pour établir des seuils pertinents pour les conditions acceptables pour les VECs.

Le choix des indicateurs ou indices doit toutefois assurer que ceux-ci soient effectivement applicables sur le site ou la région considéré. Il faut sinon réfléchir à la façon de les adapter à un site différent, voire une composante de l'environnement différente.

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) notent aussi l'utilisation possible de métriques du paysage (taux de conversion anthropique, présence et largeur de la zone riparienne, types d'occupation du sol ...) pour rendre compte du changement. De telles métriques peuvent alors permettre d'établir des corrélations (en particulier des arbres de régression) et renseigner les liens de causalité entre changement cumulé et effet cumulé. Une telle démarche peut permettre d'identifier les variables qui ont le meilleur pouvoir explicatif des effets cumulés. Les auteurs soulignent toutefois que, comme les systèmes naturels sont dynamiques, divers, et uniques, il peut parfois s'avérer impossible de déterminer de telles relations. Ils concluent néanmoins que cela reste la meilleure méthode pour quantifier quelles modifications sur le terrain induisent des changements dans la rivière. Ils insistent également sur l'intérêt de données de suivis, et s'ils admettent que la définition de seuils permettant d'acter l'atteinte d'un effet irréversible est une tâche difficile, à la fois scientifiquement et socialement, ils affirment aussi que l'existence de tels seuils et de courbes effet-réponse, faciliterait la détermination du fait que des impacts cumulés sont trop forts ou pas.

1.1.2.b- Etat initial. Etat de référence

Evaluer l'évolution d'un système suppose de caractériser son état au moment de l'étude, **l'état initial** et, en première étape, de le confronter à un **état de référence**. (Canter et Atkinson, 2011) définissent un site de référence comme un site où les conditions sont telles que le biote y est le produit de processus d'évolution et biogéographiques, en l'absence relative d'effets de l'activité humaine moderne. (Masden, Fox *et al.*, 2010) rappellent que pour (McCold et Saulsbury, 1996), quand les données suffisantes sont disponibles, « l'état de référence pertinent pour évaluer la significativité d'impacts cumulés est la période où la composante environnementale d'intérêt (VEC : Valued Environmental Component) était la plus abondante », bien que cela puisse ne pas toujours être vrai. Il peut advenir qu'il n'existe pas de mesure de référence pour un récepteur, et que son état au moment des évaluations individuelles soit pris comme référence. La non intégration des données historiques est connue comme le syndrome de la référence glissante (shifting baseline syndrome) et peut conduire au fil du temps à une dégradation du récepteur. Toutefois, il est très rare que des chroniques de données suffisamment longues soient disponibles pour établir les références de façon satisfaisante. Des compromis doivent alors être trouvés ; les auteurs citent en exemple la convention Ramsar qui, pour les zones humides, se base sur les 5 dernières années de données de confiance pour déterminer la référence.

Les auteurs soulignent également l'écart qu'il y a entre le degré de connaissance et de données nécessaire pour mener à bien une évaluation d'effets cumulés, et ce qui est effectivement disponible. Une solution peut être de se concentrer sur un nombre réduit de processus ; de façon générale, des connaissances plus fournies sur les effets à long terme des perturbations sur les processus d'intérêt seraient nécessaires. Les auteurs plaident ainsi pour systématiser une approche BACI (Before-After Control-Impact), qui constitue pour eux un cadre sur lequel baser la collecte de données avant et après la construction d'un projet, pour comprendre et quantifier la façon dont une action agit sur le récepteur. Ils notent toutefois que cette approche peut parfois induire des polémiques sur la comparaison des sites de contrôle et d'impact, mais qu'elle reste actuellement la meilleure méthode disponible, et représente une amélioration notable par rapport à nombre de pratiques actuelles. McCold et Saulsbury (1996) constatent par ailleurs qu'inclure les effets présents et passés dans les évaluations d'effets cumulés augmente la probabilité d'identifier des effets cumulés significatifs.

(Therivel et Ross, 2007) s'interrogent sur les actions passées à prendre en compte dans l'état initial : faut-il considérer seulement celles qui ont une relation de cause à effet avec les effets directs ou indirects du projet considéré, ou toutes les actions ? Pour les auteurs, une bonne connaissance des actions passées et de leurs effets cumulés, qui suppose donc une définition pertinente de l'état initial, pourrait être mise à profit pour atténuer les effets cumulés : atténuer les effets des développements présents et passés quand c'est possible (par exemple en diminuant les effluents des émissaires existants) permettrait de donner plus de marge de manœuvre pour les projets examinés.

Pour eux une détermination appropriée du contexte d'une évaluation d'effets cumulés demande ainsi :

- De considérer les tendances issues du passé, ainsi que les activités humaines en cours, en gardant à l'esprit les évolutions possibles pour ces tendances.
- D'utiliser une description de l'état de base qui permet de juger effectivement de l'existence ou non d'un problème cumulé. Il ne s'agit pas seulement de collecter des données, mais aussi de les mettre en perspective pour permettre de comprendre les enjeux, en donnant les tendances, comparant les données à des seuils ou normes, ou à la situation rencontrée dans d'autres zones.
- De comparer la situation initiale à des objectifs qui ont un sens (true « target », ou cibles "concrètes") et, quand de telles cibles n'existent pas, de les créer. Ils citent ainsi l'approche du Quality of Life Assessment¹ qui leur paraît intéressante.
- D'identifier les autres organisations qui doivent être impliquées dans la gestion des effets cumulés.
- De collecter les données de l'état initial, puis les données de suivi après que le projet ait été réalisé ou l'autorisation donnée, en accord avec les protocoles prescrits par les instances règlementaires. **Si les mêmes protocoles étaient utilisés par tous les programmes de suivi de chaque région, alors les données pourraient être partagées pour mieux gérer les effets cumulés**, et permettraient de faire un meilleur usage des données collectées.

I.2 ETAT DES LIEUX SUR LA PRATIQUE DE L'ÉVALUATION D'IMPACT CUMULÉ

I.2.1 Un aspect encore peu traité dans les évaluations environnementales

Les articles traitant spécifiquement de l'évaluation de l'impact cumulé sont relativement rares au regard de l'importance qu'à cette question dans le domaine opérationnel. Ainsi, (Smit et Spaling, 1995) notaient en 1995 qu'au contraire des méthodes d'évaluation d'impact environnemental « simples », les évaluations d'effets cumulés sont majoritairement reportées dans des sources non publiées, et n'ont pas diffusé dans la littérature académique. La situation ne semble pas avoir beaucoup évolué depuis : dans leur analyse de la littérature scientifique consacrée à l'évaluation des effets cumulés depuis les années 2000, (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) soulignent que les articles « académiques » s'appuient largement sur la littérature grise, et que les enseignements qu'ils tirent de leur revue proviennent donc en partie de ce type de source. Ils soulignent également l'abondance de la littérature relevant des sciences sociales dans ce domaine de la pratique de l'évaluation des effets cumulés. Ils déplorent par ailleurs que la littérature accessible ne soit quasiment jamais relative à des CEA menées dans le cadre d'étude d'impact environnemental relative à un projet donné, mais plutôt générale. Ils en déduisent que ces évaluations, aussi pertinentes soient elles, ne trouvent pas leur chemin vers la littérature scientifique, et qu'elles ne diffusent donc pas. Ils citent la possibilité d'utiliser des forums pour porter ces études à connaissance et faire progresser la pratique du CEA.

De plus, force est de constater que dans nombre d'études d'impact, l'évaluation de l'impact cumulé est souvent peu ou pas abordée. Ainsi, (Burriss et Canter, 1997), qui ont analysé 30 évaluations environnementales²

¹ Le Quality of Life Assessment approach (CountrySide Agency, 2004) suppose de convertir toute ressource en services rendus (par exemple pour des espaces ouverts : aménité visuelle et récréative, valeur ajoutée pour les résidences proches ...) et de déterminer alors : pour qui ces bénéfices importent, pourquoi et à quelle échelle ? Comment importent-ils ? Avons-nous suffisamment de cette ressource ? Cette démarche peut servir à identifier des mesures de gestion innovantes qui prendront mieux en compte la façon dont les gens utilisent ces ressources.

² Aux Etats Unis, les évaluations environnementales se réfèrent à des études préliminaires conduites dans le cadre de l'évaluation d'impact environnemental. Elles servent à déterminer l'importance des impacts anticipés des actions proposées. Dans le cas où des impacts

couvrant une large gamme de projets aux Etats Unis notent qu'en général, la question de l'impact cumulé n'est même pas mentionnée, alors qu'elle devrait être traitée. Ainsi, sur les 30 études analysées, seulement 14 mentionnent la notion l'impact cumulé, le plus souvent de façon qualitative, sans définir clairement les limites spatiales ou temporelles de l'étude ou la méthode utilisée. Les auteurs soulignent pourtant que pour certaines évaluations environnementales, c'est justement la question des impacts cumulés qui pourrait induire la nécessité d'aller jusqu'à une étude d'impact environnemental.

Les auteurs analysent ainsi la façon dont les impacts cumulés sont abordés dans les études environnementales, d'abord du point de vue de la documentation associée à l'étude, ensuite du point de vue de l'évaluation des impacts cumulés en elle-même. Pour le premier point, ils considèrent, rejoignant en cela (Cooper et Canter, 1997), que les évaluations des différents types d'impacts cumulés devraient être reportées dans une section distincte de celle des « conséquences » environnementales « classiques », et devraient concerner chaque ressource environnementale considérée comme pertinente. Ils préconisent également qu'un résumé des impacts cumulés soit inclus explicitement. Enfin, pour ce qui concerne les impacts cumulés considérés comme non significatifs, les auteurs considèrent qu'ils devraient malgré tout être explicitement inclus dans le document, en justifiant cette non-significativité.

Pour ce qui concerne l'évaluation des impacts cumulés à proprement parler, les critères pris en compte pour l'analyse concernent le caractère quantitatif ou qualitatif de l'évaluation, le fait que les limites spatiales et temporelles de l'évaluation soient ou non clairement définies, que l'ensemble des projets inclus dans les limites définies soient pris en compte, que d'éventuelles évaluations d'impact cumulés antérieures soient considérées, les méthodes utilisées bien explicitées. Les auteurs, qui classent les études analysées en 4 classes selon qu'ils considèrent l'évaluation d'impact cumulé plus ou moins satisfaisante aboutissent ainsi à une classe « évaluation satisfaisante » vide. De la même façon, (Masden, Fox *et al.*, 2010) notent que dans un article paru en 2002, seules 48% des études d'impact passées en revue par Cooper et Sheate au Royaume Uni mentionnent le terme « d'impact cumulé », et parmi celles-là, seules 18% produisaient effectivement une discussion sur ce thème. Le constat est que l'évaluation d'impact cumulé reste un mystère pour beaucoup des praticiens de l'étude d'impact, et que sa mise en œuvre effective demande une réelle révolution dans la façon de procéder, et pas seulement une évolution dans les pratiques actuelles.

I.2.2 Des définitions à stabiliser

Cette difficulté à mener correctement des évaluations d'impact cumulé peut provenir en partie d'une ambiguïté sur la **définition même d'impact ou d'effet cumulé** (Masden, Fox *et al.*, 2010). Ainsi, les auteurs soulignent qu'au Royaume Uni, la transcription en 1999 de l'Environmental Impact Assessment Directive 85/337/EEC précise dans son article 3 que « les caractéristiques du développement doivent être considérées en regardant, en particulier ... le cumul avec les autres développements » alors que l'article 4 demande une « ... description des effets significatifs probables du développement sur l'environnement, qui devrait couvrir les effets cumulés du développement ». Une confusion est donc introduite ici, l'article 3 conduisant à une notion d'impacts cumulés liée à l'accumulation d'effets en lien avec des développements et projets divers, alors que l'article 4 conduit plutôt à la notion d'effets qui s'accumulent à travers le temps du fait d'un projet donné.

De même, la directive Habitat 92/43/EEC précise que les effets considérés devraient être ceux du plan ou projet considéré, soit seul, soit en combinaison avec les autres plans ou projets déjà menés ou proposés, sur les habitats et espèces d'importance internationale. La directive 2011/42/EC sur la stratégie d'évaluation environnementale, demande quant à elle que l'information soit fournie sur les « effets probablement significatifs... incluant les effets cumulés et synergiques... sur l'environnement ». Le constat est que la législation ne fournit pas de définition appropriée des effets cumulés, ni de guide sur les méthodes

significatifs sont attendus, des études détaillées sont nécessaires et conduisent à une étude d'impact environnemental ; sinon, le processus d'évaluation d'impact environnemental est finalisé.

d'évaluation, et que l'environnement législatif paraît incertain pour les parties prenantes. La seule définition de l'impact cumulé est celle que l'on trouve dans les « recommandations pour l'évaluation des impacts indirects et cumulés et des interactions entre impacts » (Hyder, 1999). Les impacts cumulés y sont définis comme « les impacts qui résultent de changements incrémentaux causés par des actions passées, actuelles ou raisonnablement prévisibles ainsi que du projet considéré ».

Aux Etats Unis, l'impact cumulé est défini comme l'impact sur l'environnement qui résulte de l'effet incrémental d'une action, quand celle-ci s'ajoute aux autres actions passées, présentes et raisonnablement prévisibles, sans tenir compte de quel organisme ou personne entreprend ces autres actions (Council on Environmental Quality (CEQ) regulations. Section 1508.7). Une action est définie comme tout événement qui perturbe un récepteur avec un effet résultant (Masden, Fox *et al.*, 2010). Canter et Kamath (1995) constatent, à l'instar de (Masden, Fox *et al.*, 2010) que cette définition a induit beaucoup de questions sur la portée à considérer pour ces impacts, dans le cas d'une action concrète donnée :

1. Le terme « impact cumulé » est-il relatif aux impacts intégrés dans le temps de l'action proposée sur la ressource environnementale d'intérêt ? (exemple des effets sur la végétation des émissions de dioxyde de soufre sur toute la durée de vie d'une centrale au charbon).
2. Les impacts cumulés se réfèrent-ils à l'intégration dans le temps des impacts de l'action proposée sur toutes les ressources d'environnementales d'intérêt en un point donné ? (exemple des impacts attendus d'un projet d'autoroute sur l'occupation du sol, la qualité de l'air, le bruit, la végétation terrestre à des endroits différents pendant toute la durée de vie du projet).
3. Les impacts cumulés incluent-ils tous les projets existants ou les facteurs susceptibles de provoquer des impacts dans les environs de l'action proposée ? Si oui, quelle zone doit être considérée ? L'analyse doit-elle intégrer tous les projets passés, mêmes ceux qui ne sont plus en cours, mais dont les effets sont encore perceptibles ?
4. Les relations synergiques et antagonistes liées aux effets environnementaux doivent-elles être considérées ? (exemple des effets de potentialisation résultant de la combinaison de fortes concentrations en dioxyde de soufre et de particules dans l'air).

En 2013, (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) ont été chargés par l'Agence Canadienne d'Évaluation Environnementale de réaliser une analyse critique d'un grand nombre de réalisations d'évaluations d'effets cumulés, dans un processus d'amélioration de ses documents d'orientation. Ils soulignent la nécessité que les parties prenantes s'entendent sur ce qui est entendu par « Effets cumulés » et notent que dans les articles récents, les auteurs proposent souvent leur propre définition du terme, comme l'illustre le Tableau 1

Tableau 1 : Définitions des effets cumulés issues d'articles récents (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013). Traduction par les auteurs.

Référence	Texte cité
Brereton <i>et al.</i>, 2008	« Dans le sens le plus large, les impacts cumulés sont les impacts successifs, incrémentaux et combinés, positifs ou négatifs, d'une activité sur la société, l'économie et l'environnement. Pour cette étude, le terme a été utilisé pour désigner l'impact cumulé des opérations locales de la mine de charbon sur la communauté de Muswellbrook au cours du temps »
Brismar, 2004	« Quoiqu'il en soit, certaines propriétés centrales des impacts cumulés ont été reconnues, par ex que les impacts cumulés : (i) peuvent advenir sur n'importe quel type de récepteur environnemental à n'importe quelle échelle, (ii) sont déclenchés par des causes ou facteurs impactant multiples, et (iii) sont générés par des trajectoires d'impact multiples, impliquant en général des causes initiales multiples et des effets d'ordre supérieurs ou inférieurs, reliés par des relations causes-effets »
Franks <i>et al.</i>, 2010	« Dans le sens le plus large, les impacts cumulés sont les impacts successifs, incrémentaux et combinés, positifs ou négatifs, d'une activité sur la société, l'économie et l'environnement. Les impacts cumulés résultent de l'agrégation et des interactions des impacts sur un récepteur et peuvent être le produit d'activités passées, présentes ou futures»
Harriman et Noble, 2008	« Les effets environnementaux cumulés sont les effets d'une nature additive, interactive, synergique ou irrégulière (surprise), causés par des actions individuellement mineures mais collectivement significatives qui s'accumulent dans le temps et l'espace »
Houle <i>et al.</i>, 2010	« Les effets cumulés adviennent quand les effets combinés de structures proches sont plus ou moins importants que l'influence de chacune de ces structures seule. »
Krzyzanowski, 2011	« Les impacts cumulés (ou effets cumulés) sont définis pour les besoins de cette étude comme « les résultats de trajectoires d'influence nombreuses initiées par des interactions entre des activités humaines multiples dans un espace et un temps partagés. Ces résultats peuvent être positifs ou négatifs, additifs ou interactifs, et sont susceptibles d'avoir des implications sociales, économiques ou environnementales »
Piper, 2002	« Le besoin d'une compréhension plus large des effets environnementaux cumulés a émergé de la prise de conscience « d'accumulation » d'effets dans une gamme de situations comme : là où beaucoup de petits impacts, individuellement insignifiants, agissent ensemble sur une ressource, par ex comme le résultat de programmes, réglementations ou plans ; là où plusieurs projets générant des impacts majeurs sont situés dans une même zone (par ex plusieurs mines d'uranium dans le même bassin versant) ; également là où des impacts adviennent de façon répétée dans le temps ou l'espace. »
Ross and McGee, 2006	« Autre est le concept d'impacts cumulés, qui est que les impacts peuvent avoir des effets synergiques dans l'espace ou le temps qui est plus que la somme de leurs parties »
Scherer, 2011	Offre une définition composite basée sur plusieurs auteurs : « les effets cumulés sont l'effet net qu'une ressource subit sous l'effet des influences combinées de pratiques multiples d'aménagement ou d'influences souvent combinées avec des régimes de perturbations naturels, distribués à travers le temps ou l'espace, ou les deux. »
Tricker, 2007	« Les effets cumulés sont les impacts environnementaux qui émergent de plusieurs sources, allant du comportement individuel aux résultats collectifs des réglementations gouvernementales à l'échelle internationale. »

I.3 METHODES EXISTANTES

Une des conséquences du manque de méthodologie générale pour mener l'évaluation des impacts cumulés réside paradoxalement dans le grand nombre de méthodes existantes. Plusieurs classifications ont été proposées, qui diffèrent par l'angle d'entrée adopté : objectifs visés, type d'outils utilisés, données mobilisées (Smit et Spaling, 1995).

Pour l'ensemble de ces méthodes, le cadre conceptuel s'appuie sur un modèle causal comportant trois composantes principales, plus ou moins développées selon la méthode considérée :

1. Les sources des changements environnementaux cumulés (**Cumulative Environmental Change** en anglais : **CEC**), pouvant émaner d'activités simples ou multiples, de nature similaire ou non.

2. Les trajectoires ou processus d'accumulation, qui supposent que les CEC s'accumulent dans le temps et à travers l'espace de façon additive ou interactive.
3. Une typologie des effets cumulés, ce qui implique que les CEC peuvent être distingués, en général en fonction d'attributs spatiaux et temporels.

Quelques grandes classes de méthodes sont présentées dans la suite, pour illustrer la variété des approches existantes, présenter leurs avantages et limites respectifs, et souligner les points communs.

I.3.1 Approches basées sur les effets (Effect-based) vs approches basées sur les facteurs de stress (Stressor-based)

(Dube et Munkittrick, 2001) ; (Dube, Johnson *et al.*, 2006) ou (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) distinguent deux approches parmi les méthodes actuellement mises en œuvre au Canada, toutes deux qualifiées de méthodes d'évaluation d'effets cumulés : les méthodes basées sur les effets (effect-based) et les méthodes basées sur les stress ou perturbations (stressor-based). Les auteurs concluent toutefois que c'est bien l'articulation de ces deux approches qui peut constituer une méthode d'évaluation d'impact cumulé complète, et déplorent que cet aspect dual ne soit pour l'instant pas traité dans les études d'impact cumulés.

Les auteurs considèrent que **les approches d'évaluation d'impact cumulé** ont traditionnellement plutôt été **basées sur les facteurs de stress, ou perturbations**. Une telle approche consiste à décrire le projet considéré, identifier les facteurs de stress potentiels associés aux différentes phases du projet, identifier les récepteurs environnementaux ou les composantes de l'écosystème auxquelles on attribue de la valeur (Valued Ecosystem Components : VECs), et identifier enfin les trajectoires d'effet induites par l'interaction entre facteurs de stress et VECs. Cette dernière étape suppose la compilation de données disponibles. Les effets résiduels sont alors déterminés après la prise en compte des éventuelles mesures de compensation, et leur importance comparée à des seuils, le plus souvent définis en fonction d'objectifs d'aménagement du territoire. Cette approche est considérée comme efficace pour identifier les impacts locaux potentiels de projets spécifiques sur les composantes de l'environnement ; elle est toutefois limitée en ce que son application suppose que tous les facteurs de stress associés à un projet spécifique soient connus, et les interactions entre facteurs de stress et composantes de l'écosystème caractérisées, ce qui n'est pas toujours le cas. (Dube et Munkittrick, 2001) pointent ainsi pour un bassin versant du Nord Canadien que des facteurs de stress comme les effluents agricoles ou les rejets de papeterie sont apparus comme significatifs avec la diminution des rejets industriels, qui les masquaient jusque-là : une évaluation antérieure de l'impact cumulé les aurait donc négligés. Cette approche est également limitée en terme de portée spatiale ou temporelle, et peine à considérer des impacts régionaux dus à des effets additifs ou en interaction de projets multiples qui se développent dans une zone donnée au fil du temps. Dans le même sens, (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) soulignent que, bien qu'une démarche stressor-based fournisse une composante prédictive pour l'évaluation des effets cumulés (CEA : Cumulative Effects Assessment), si un projet est complexe ou produit des effets complexes, il sera difficile de prédire des résultats biologiquement avérés. Par ailleurs, ce type de démarche est aussi projet-spécifique et ne tient pas compte des effets d'interactions à une échelle spatiale plus large. De plus, elle n'est a priori pas non plus la plus adaptée pour anticiper les effets de seuil, où une variation minimale d'un facteur de stress, liée à un projet donné, peut induire des effets bien plus importants que ceux prévus par les trajectoires d'effet déterminées sur la base d'observations antérieures. Pour les auteurs, cette approche s'appuie en général sur une collecte de données relativement limitée sur l'état du système, qui ne permet pas d'appréhender correctement son état actuel, ou celui de ses composantes, et notamment de bien évaluer sa variabilité naturelle dans le temps et l'espace. Cette caractérisation est pourtant importante, d'une part pour évaluer la capacité de l'écosystème à assimiler un stress supplémentaire, mais aussi pour permettre de déterminer si des effets sont significatifs, relativement à cette variabilité « naturelle ».

Les approches basées sur les effets ont été développées plus récemment au Canada ((Dube et Munkittrick, 2001) ; (Dube, Johnson *et al.*, 2006) ; (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011)) ; elles visent une échelle plus régionale que les précédentes (plusieurs centaines de milliers de km² dans les exemples), en considérant l'état actuel de l'environnement comme résultant de perturbations antérieures (encore en cours ou passées) et en essayant d'identifier les sources non connues de stress et leurs interactions à une échelle plus large. Une des limites majeures de cette approche est qu'elle ne permet pas de démarche prédictive : une source de stress n'est identifiable qu'après qu'un effet induit ait été mesuré. Elle ne convient donc pas pour l'évaluation d'un projet spécifique, puisque supposerait que le projet soit en place pour observer les effets... Cette approche implique la collecte de données dans le domaine considéré, **1** - pour permettre d'évaluer si les conditions environnementales actuelles diffèrent des conditions de référence pour les composantes environnementales utilisées comme indicateur, **2** – et dans ce cas, pour évaluer si les différences constatées excèdent un seuil écologique, en les confrontant à des critères définissant des différences écologiquement significatives. Pour élaborer ces critères, le plus pertinent quand c'est possible est de se baser sur la variabilité observée sur des sites de référence locaux. L'effet est donc ici le changement (Dube et Munkittrick, 2001), mesuré en comparant points de départ et d'arrivée, pour un indicateur spécifique et relatif à une gamme de magnitude : en l'absence d'une échelle de référence, cette démarche n'aura que peu de valeur pour évaluer la qualité environnementale et son évolution.

Une telle approche ne demande pas une détermination exhaustive des facteurs de stress, et fournit, pour les sites considérés, une base pour appréhender la capacité du système à assimiler des perturbations, ainsi que pour permettre des comparaisons futures dans le cadre d'un suivi post-développement. En revanche, elle suppose une phase de collecte de données bien plus intensive qu'il n'est requis actuellement pour la majorité des évaluations environnementales, processus exigeant en temps et en moyens. Les études citées se déroulent d'ailleurs toutes dans le cadre d'un vaste programme d'étude et de suivi des bassins des rivières Peace, Athabasca et Slave (the Northern River Basins Study), amorcé dès 1991 et concernant 580 000 km². Celui-ci a permis l'acquisition d'un large ensemble de données, couvrant une période assez longue pour permettre de juger de la variabilité temporelle des variables environnementales et d'observer l'effet d'actions mises en œuvre pour améliorer l'état du milieu aquatique.

Sur le bassin de la rivière Athabasca, (Squires et Dube, 2013) mettent en œuvre une méthode basée sur les effets pour établir l'état de référence, y confronter l'état actuel du bassin, et ainsi permettre de prédire des impacts futurs en établissant des seuils spécifiques à la région considérée. La démarche utilisée permet notamment d'identifier et de quantifier des facteurs de perturbation spécifiques –Sodium dissous, chlorure, sulfate-, qui pourront être utilisés pour évaluer des projets ou des solutions d'atténuation futurs

Ces approches fournissent donc une base pour permettre de prédire ensuite les effets futurs, mais ne permettent pas en elles-mêmes cette prédiction. (Dube et Munkittrick, 2001) donnent ainsi l'exemple, hypothétique, d'une évaluation effect-based qui montrerait que le recrutement de poissons dans une zone pressentie pour un développement est moitié moindre qu'à un site de référence, avant même de tenir compte du développement prévu : une évaluation rétrospective pourrait alors mettre en évidence les facteurs de stress en jeu (naturels ou anthropiques) -bien que cette évaluation puisse être difficile dans le cas de systèmes soumis à des perturbations multiples-. La mise en évidence de ce point critique pour ce site pourrait alors être utilisée pour focaliser l'évaluation du risque associé au projet, et développer une stratégie pertinente de compensation des facteurs de stress.

L'apport principal d'une telle approche effect-based est ainsi l'identification des seuils qui ont déjà été franchis et la capacité de l'environnement récepteur à être soumis à des stress anthropiques supplémentaires. Ainsi, la comparaison entre la référence et les conditions observées, c'est-à-dire l'état initial, permet de :

- Mieux focaliser le processus d'évaluation sur les facteurs de stress associés aux effets constatés sur les indicateurs considérés.

- D'alimenter un cadre de décision qui permettra de trancher si les modifications déjà observées sont considérées comme acceptables, et si on estime des développements additionnels possibles.

Pour (Dube et Munkittrick, 2001) ou (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011), les deux approches ne sont donc pas exclusives l'une de l'autre, mais complémentaires, l'approche basée sur les effets devant précéder celle basée sur les facteurs de perturbation, celle-ci devant être suivie, dans le cas où un projet est effectivement mis en œuvre, par une campagne de suivi permettant d'évaluer si les effets constatés sont conformes aux prédictions. La fin de chacune de ces étapes doit donner lieu à un processus de prise de décision, s'appuyant sur ses résultats, comme illustré sur la Figure 1.

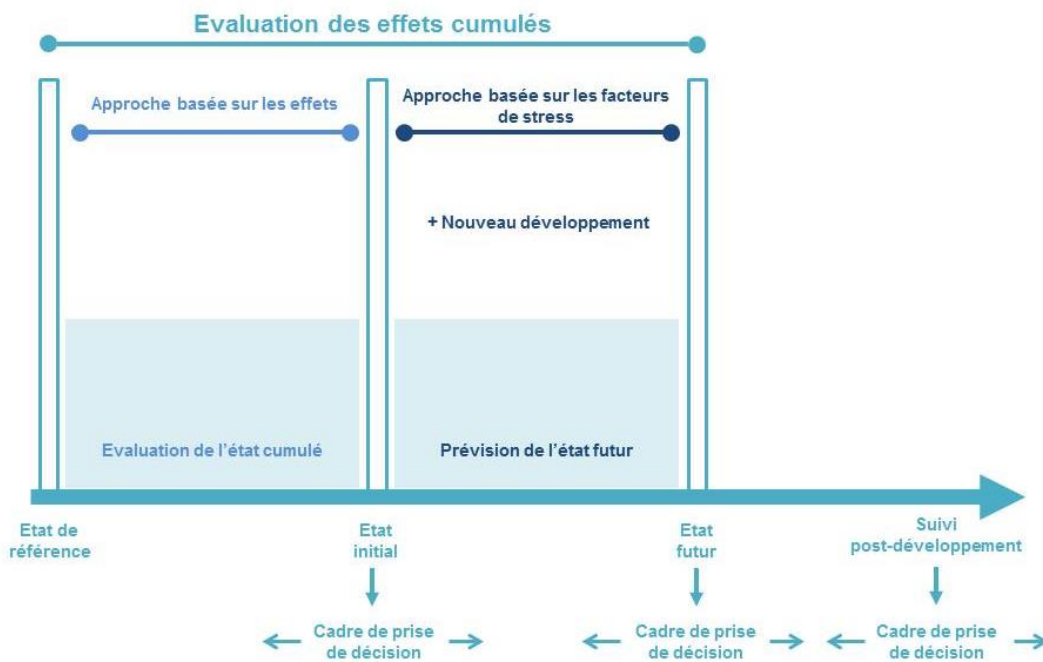


Figure 1 : Une proposition pour l'évaluation d'effets cumulés intégrant des évaluations effets-based et stressor-based, des cadres de prise de décision (DMF = Decision Making Framework) et un suivi post-développement (Dube et Munkittrick, 2001). « Reference condition » désigne ici l'état de référence abordé dans le paragraphe sur la définition des états initial et de référence, et « Existing condition » l'état initial. « Future condition » est l'état résultant du projet, prédit par l'approche basée sur les effets, puis observé par le suivi post-projet.

Pour ce qui concerne la mise en œuvre concrète d'une telle démarche, les auteurs soulignent que dans la pratique courante, la collecte de grands volumes de données au niveau régional par un pétitionnaire peut ne pas être réaliste. Ils concluent toutefois que si les pétitionnaires collectaient l'information au niveau local de leur projet de développement, **en utilisant un modèle et une démarche scientifique similaires**, l'information ainsi accumulée pourrait servir : à bâtir une base de données régionale, utile à chacune des étapes de la démarche en trois phases.

(Masden, Fox *et al.*, 2010) proposent une méthode qui permet de réunir les deux approches, en utilisant une équation qui formalise les interactions entre effets, facteurs de perturbation et impacts cumulés.

Si on note $I(A_i; R_j; x; t)$ l'impact de la $i^{\text{ème}}$ action (A_i) (par exemple ici une ferme éolienne) sur le récepteur R_j (par ex la population d'aigles royaux juvéniles), à la position x et au temps t , alors on peut écrire l'impact cumulé d'un ensemble d'actions (A) sur un ensemble de récepteurs (R) –par ex aigles royaux adultes et juvéniles- sur une période de temps définie incluant le passé, le présent et le futur par :

$$CI = \sum_{i \in A} \sum_{j \in R} \int_{\mathbf{x} \in \Omega} \left(\int_{t_0}^{t_c} I(A_i, R_j, \mathbf{x}, t) dt + \int_{t_c}^{t_1} I(A_i, R_j, \mathbf{x}, t) dt \right) d\mathbf{x}$$

Ici les actions (A_i) et récepteurs (R_j) sont des valeurs discrètes prises dans des ensembles A et R . Ces ensembles doivent être définis de telle façon qu'ils contiennent toutes les actions et récepteurs pertinents. L'espace (Ω) doit également être défini et le temps est ici divisé en deux périodes, du passé t_0 au présent t_c , et du présent à un point situé dans le futur t_1 . Cette prise en compte des effets passés évite le syndrome de décalage de l'état de référence (shifting baseline syndrome) déjà évoqué ; la projection dans le futur doit être réalisée pour des horizons temporels cohérents avec la durée de vie de l'action prévue et de l'écologie du récepteur considéré.

On peut noter qu'une telle équation considère que les effets sont additifs, et ne permet pas de rendre compte des interactions entre récepteurs ou actions : les auteurs citent en exemple le comportement grégaire de certaines espèces, dont le comportement de masse dépendra de quelques individus clés ; les perturbations de certaines espèces peuvent aussi conduire à des effets de seuils et des impacts finaux disproportionnés au vu de la perturbation, minime mais perdurant longtemps.

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) notent qu'au Canada, le Strategic Environmental Assessment propose une conceptualisation de l'évaluation d'effet cumulé basée sur le constat qu'opposer ou diviser les approches stressor-based et effects-based est contreproductif. Ils distinguent par ailleurs les approches pilotées dans une perspective d'évaluation impact environnementale, où l'accent est mis sur les effets de développements individuels ou multiples, sur de larges échelles spatio-temporelle, de celles où la perspective est plus stratégique, plus orientées vers la prise de décision, et où l'accent est alors mis sur les objectifs globaux visés. (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) notent que les approches basées sur les effets semblent plus adaptées aux évaluations à l'échelle régionale, les approches basées sur les facteurs de perturbation étant plutôt caractéristiques des études d'impact à l'échelle d'un projet spécifique.

I.3.2 Approches analytiques vs approches de planification

Si l'on abandonne maintenant cette distinction effect-based / stressor-based, en actant que les deux approches doivent être articulées pour permettre à la fois de caractériser et évaluer l'état actuel du système, d'identifier les facteurs de perturbation les plus pertinents, d'évaluer la capacité du système à subir de nouvelles perturbations, et de prédire les effets attendus, une nouvelle classification peut être proposée, qui distingue cette fois **approches analytiques et approches de planification** (Smit et Spaling, 1995). Pour les premières, l'évaluation des effets cumulés est une activité qui génère essentiellement de l'information, en se basant sur une analyse et une démarche scientifiques, pour générer un flux d'information vers les décideurs, afin qu'ils puissent prendre des décisions fondées. Pour les deuxièmes, les principes de planification sont utilisés pour déterminer une hiérarchie dans un choix d'allocation de ressources. Le choix final est dans ce cas basé sur des normes sociales explicites, qui fondent les règles de décision pour comparer et hiérarchiser des scénarios alternatifs, et aboutir à un compromis entre objectifs environnementaux, économiques et sociaux. Ici l'évaluation des impacts cumulés est vue comme un corollaire de la planification régionale ou globale ; elle va donc plus loin que la fonction analytique de collecte d'information, analyse et interprétation, pour inclure également une évaluation quantitative des critères considérés, une orientation multi-objectif et une prise de décision participative. Une telle démarche suppose en parallèle une évaluation normative des situations, qui reste en dehors du champ des approches analytiques. (Senner, 2011) considère, aux Etats Unis, que l'évaluation des effets cumulés basée sur une approche de planification représente une démarche utile pour évaluer et comparer des alternatives de développement du point de vue de leur durabilité, de leur contribution probable à des tendances de long terme affectant des composantes importantes de l'environnement (VECs).

(Smit et Spaling, 1995) proposent ainsi une classification qui distingue les méthodes à la fois en fonction de leur orientation analytique / planification et en fonction de leur outil ou structure principal(e) d'analyse, comme illustré sur la Figure 2.

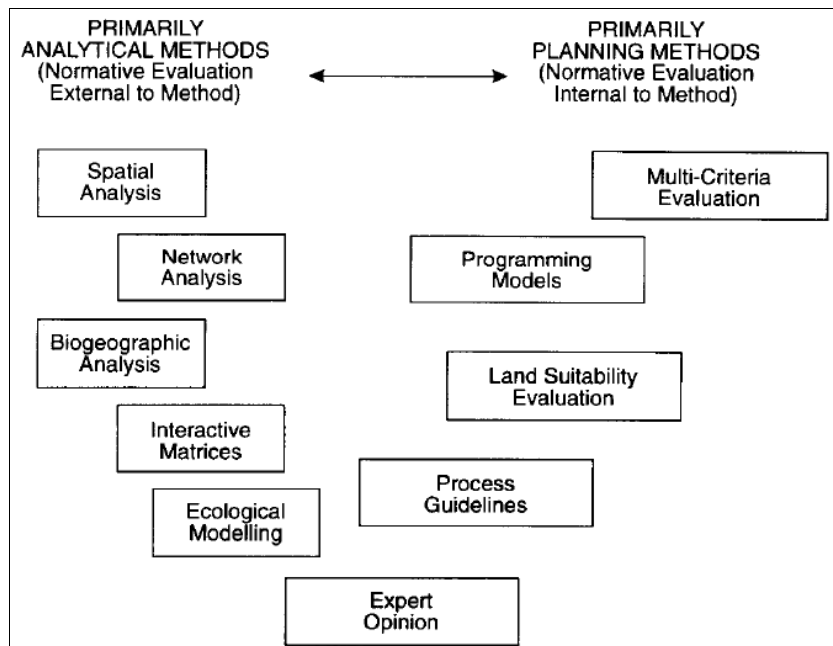


Figure 2 : Classification schématique des méthodes pour l'évaluation d'effets cumulés (Smit et Spaling, 1995).

I.3.3 Critères d'évaluation

(Smit et Spaling, 1995) proposent 6 critères pour évaluer ces principales classes de méthodes. Ceux-ci sont basés sur la capacité des méthodes à traiter les trois composantes du modèle conceptuel présenté plus haut (I.3 METHODES EXISTANTES) : source multiples de changements ; processus d'accumulation additifs ou interactifs ; effets cumulés de natures diverses. Bien que l'article date de 1995, ces critères semblent toujours pertinents, et les grandes classes de méthodes n'ont pas fondamentalement évolué, les articles consultés rendant compte de la mise en œuvre de méthodes relevant d'une ou plusieurs de ces classes :

1. **L'accumulation temporelle** des effets advient quand l'intervalle entre une perturbation et les suivantes est trop court pour que le système, une de ses composantes ou un processus en jeu puisse assimiler ou récupérer de cette perturbation. Le respect de ce critère suppose donc que la méthode d'évaluation puisse considérer à la fois la durée et la fréquence de la perturbation. Elle devrait aussi pouvoir intégrer un horizon de temps long pour détecter les changements induits à long terme, ou les effets retard.
2. **L'accumulation spatiale** des effets se produit quand la distance spatiale entre perturbations est plus petite que la distance requise pour supprimer ou disperser les perturbations. Une méthode d'évaluation doit pouvoir rendre compte de l'échelle géographique à laquelle se manifestent les perturbations, permettre de définir les limites spatiales de l'étude en cohérence, et permettre de représenter la façon dont les perturbations et leurs effets sont différenciés dans l'espace. Elle doit aussi pouvoir prendre en compte à la fois les flux/mouvements à travers les frontières à la même échelle (par ex intrarégionale) tout comme entre les différentes échelles (local à régional puis global). La capacité à considérer la distribution spatiale, notamment surfacique est particulièrement importante, parce que l'évaluation des effets cumulés est souvent menée dans un contexte régional. Certaines méthodes sont orientées vers un type de distribution spatiale plutôt qu'un autre (ponctuel, linéaire, surfacique).
3. Le critère « **type de perturbation** » se réfère à la capacité de la méthode à tenir compte de perturbations de types divers ou non. La méthode doit permettre de prendre en compte des perturbations qui proviennent de sources multiples, tout comme de perturbations provenant de la

même source, répétée dans le temps ou l'espace. Une méthode doit aussi être capable de tenir compte d'actions qui stimulent ou propagent des changements qui déclencheront eux-mêmes d'autres types de perturbation.

4. **Les processus d'accumulation** résultent des relations qui lient cause et effet. Une méthode doit pouvoir rendre compte de processus spécifiques d'évolution. Elle doit par ailleurs différencier processus additionnels et interactifs, et intégrer une technique qui agrège l'effet de chacun.
5. **Les effets fonctionnels** renvoient à l'altération des processus (flux d'énergie, cycle de nutriments, succession) ou aux modifications des propriétés fonctionnelles (par ex : capacité d'assimilation, de transport, seuils). Une méthode doit pouvoir identifier, analyser et évaluer le changement fonctionnel dans un système environnemental, un processus ou une de ses composantes. Ce critère implique en général de pouvoir prendre en compte des changements évolutifs dans le temps, d'accumulation dans le temps, des effets retard ou des effets liés à des seuils de déclenchement.
6. **Les effets structurels** incluent les changements de populations, la modification d'habitat, et les altérations des ressources géophysiques (air, eau, sol). Comme pour les effets fonctionnels, une méthode doit être capable d'identifier, d'analyser et d'évaluer les changements structurels dans le système environnemental, une de ses composantes ou processus. Ce type de changement est perçu comme essentiellement spatial ; il suppose de pouvoir prendre en compte l'accumulation spatiale, les effets de fragmentation ou les flux entre frontières.

L'évaluation proposée par Smit et Spaling met surtout l'accent sur la dimension analytique des méthodes, notamment la phase d'analyse des effets cumulés, plutôt que sur la considération des options de gestion ou de planification. Les résultats sont résumés dans le Tableau 2.

Method	Evaluation Criteria						Reference
	Temporal Accumulation	Spatial Accumulation	Type of Perturbation	Process of Accumulation	Functional Change	Structural Change	
Geographic information system	S	S	S	X	P	S	Johnston et al. (1988) Cocklin et al. (1992b)
Loop analysis	X	X	S	S	X	X	Lane et al. (1988)
Landscape analysis	S	S	S	S	P	S	Gosselink & Lee (1989)
Argonne multiple matrix	X	P	S	S	X	X	Bain et al. (1986)
Simulation modeling	S	S	S	S	S	S	Ziemer et al. (1991)
Cause-effect diagramming	X	X	S	S	X	X	Williamson et al. (1987)
Multi-attribute tradeoff analysis	X	P	S	X	X	X	Jourdonnais et al. (1990)
Linear programming	P	S	S	P	P	S	Stakhiv (1988, 1991)
Land disturbance target	S	S	P	P	S	S	Dickert and Tuttle (1985)
CEA Reference Guide	S	S	S	P	S	S	Lane et al (1988)

Abréviations : S : respecte les critères de façon satisfaisante ; P : respecte partiellement les critères ; X : ne respecte pas les critères

Tableau 2 : Evaluation résumée des méthodes d'évaluation d'effets cumulés sélectionnées (Smit et Spaling, 1995).

I.3.4 Méthodes analytiques

I.3.4.a- Méthodes d'analyse spatiale

Elles sont basées sur l'analyse d'évolution de cartes dans le temps, au sein de Systèmes d'Information Géographique. Ces techniques font l'hypothèse fondamentale que l'importance des effets environnementaux dépend, entre autres, des distributions spatiales de l'action proposée et des récepteurs affectés dans la zone d'étude (Balakrishna Reddy et Blah, 2009). Leur intérêt est évident pour intégrer explicitement la dimension spatiale, à des échelles variées, qui dépendent de la résolution des données.

Leur limite majeure réside dans leur incapacité à intégrer les processus d'accumulation : les relations cause-effet ne sont pas identifiées ou analysées, mais dérivées de l'association spatiale. Il n'y a ainsi pas de différence entre processus additifs ou interactifs : l'évolution dans le temps d'une variable environnementale spatialisée est vue comme le résultat du même processus agissant sur cette variable au fil du temps. Toutefois, ces processus et d'autres interactions complexes (synergie notamment) pourraient être représentés par des modèles additionnels, qui pourraient être adossés au SIG.

Ces méthodes constituent donc des outils puissants pour mener une analyse spatiale des Changements Environnementaux Cumulés (CEC), à condition de disposer des données requises. Elles permettent de cartographier les facteurs de perturbation et les effets cumulés, avec toutefois une application limitée pour l'analyse causale des évolutions. (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) insistent également sur le caractère incontournable des SIG dans les démarches de CEA.

1.3.4.b- Méthodes d'analyse de réseau

Ces méthodes se basent sur la conceptualisation d'un modèle, ou réseau, qui décrit les liens et les rétroactions entre composantes et variables du système en une série de diagrammes, comme illustré sur la Figure 3 pour le réseau trophique d'un herbier de Posidonies (Giakoumi, Halpern *et al.*, 2015). Ce réseau est alors utilisé pour déterminer les effets d'une perturbation des variables décrivant le système, leurs interactions, et identifier les composantes et états les plus sensibles aux perturbations. Cette analyse peut permettre de sélectionner les relations sur lesquelles mener une modélisation quantitative plus détaillée.

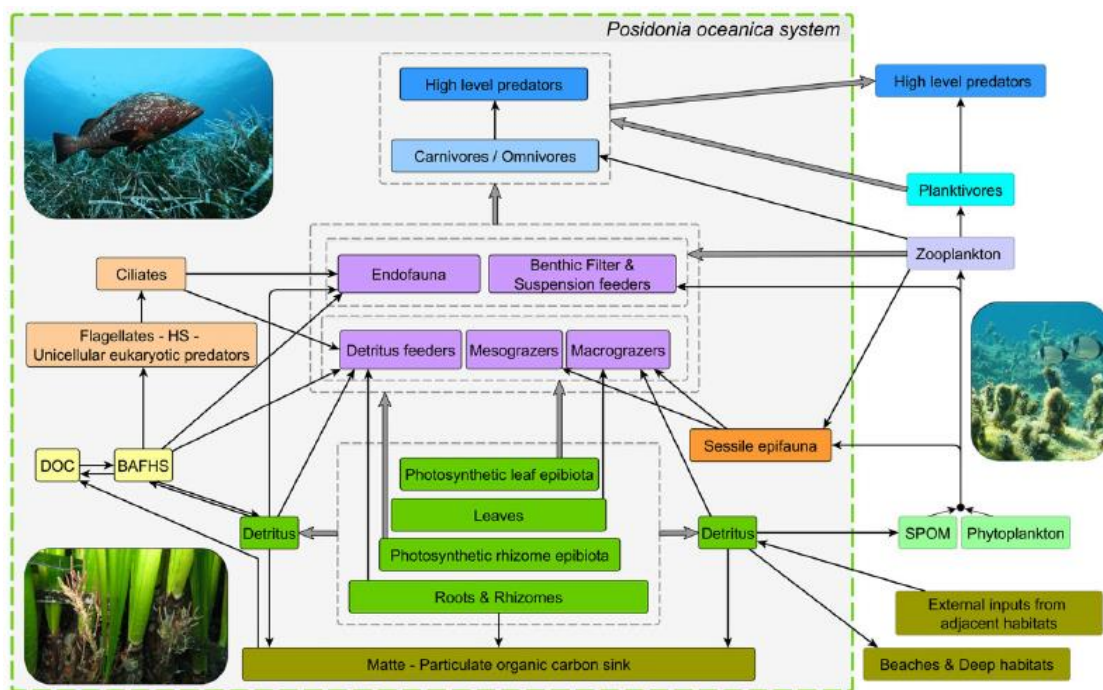


Figure 3 : Réseau trophique conceptuel d'un herbier de posidonies (Giakoumi, Halpern *et al.*, 2015).

Ces méthodes sont adaptées pour analyser les relations causales, et traiter des processus d'accumulation. Elles sont par contre par essence non spatiales. Elles ne tiennent pas compte des temps longs, et ne permettent pas de différencier événements discrets et continus. Cette faible résolution spatiale et temporelle limite l'analyse fonctionnelle et structurale des changements.

Ces méthodes paraissent donc adaptées pour conceptualiser les relations en jeu dans un système dans une évaluation d'effet cumulé, mais semblent plutôt à utiliser dans un objectif heuristique.

1.3.4.c- Méthodes d'analyses biogéographiques

Ces méthodes sont basées sur les principes de la biogéographie et de l'écologie du paysage, qui mettent l'accent sur la distribution spatiale des composantes et processus écologiques dans une portion donnée de l'espace, en général un bassin versant ou une autre zone spatialement limitée.

Des indicateurs spécifiques qui relient des attributs structurels et fonctionnels des unités du paysage sont utilisés pour mesurer le CEC. Des changements dans ces indicateurs rendent compte des effets cumulés sur l'intégrité du paysage. Ces méthodes respectent les critères spatiaux et temporels, mais ne permettent pas de rendre compte des flux ou processus advenant entre les unités du système, aux limites clairement définies. Nombre de remarques faites pour les méthodes d'analyse spatiale s'appliquent également à ces méthodes. Les auteurs concluent qu'elles représentent un outil prometteur, mais que leur application suppose un inventaire régional intensif de données relatives aux composantes et processus écologiques à l'échelle du paysage.

1.3.4.d- Méthodes basées sur des matrices interactives

Ces méthodes permettent d'analyser les effets additifs et interactifs de scénarios différents mettant en œuvre des configurations de projets multiples. L'effet cumulé total d'un scénario donné est supposé être la somme des effets spécifiques à chaque projet impliqué, corrigé des interactions entre les projets et leurs effets. Le dire d'expert est ici utilisé pour établir 3 types d'information : les scores qui définissent l'intensité d'effet de chaque projet sur les composantes environnementales d'intérêt, les coefficients de pondération qui reflètent la valeur relative de chaque composante, les coefficients d'interaction qui rendent compte de l'effet de chaque paire de projets sur chaque composante. Ces informations sont alors intégrées dans des matrices qui sont croisées pour aboutir à un score total indiquant l'effet cumulé de chaque configuration de projets.

Ces méthodes distinguent les effets additifs et interactifs, et pourraient être appliquées pour des projets multiples et de types différents. Les dimensions spatiales et temporelles sont considérées par les experts via les valeurs des coefficients mais ne sont pas spécifiquement prises en compte dans la structure de la matrice : les matrices sont établies pour une période de temps donnée, et ne permettent pas de rendre compte des effets retard. La prise en compte des dimensions spatiales et temporelles est très limitée. Ces méthodes s'appuient fortement sur le dire d'experts, et utilisent une échelle adimensionnelle (score effet cumulé) qui ne permet pas de distinguer par la nature des effets (structure ou fonction).

En Nouvelle Zélande, (Dixon et Montz, 1995) considèrent quant à eux que des méthodes développées pour les études d'effet environnemental peuvent également être appliquées pour intégrer des effets d'ordre secondaire, tertiaire ou plus, ainsi que pour identifier les sens et amplitudes d'effets additifs ou interactifs. Ils jugent que bien que ces méthodes ne permettent pas de prédiction quantitative, elles permettent néanmoins d'aborder l'effet cumulé de projets ou décisions multiples. Ils citent notamment les réseaux, tout comme les matrices interactives, comme des méthodes utiles en ce sens. Une méthode similaire a également été appliquée en Slovaquie par (Pavlickova et Vyskupova, 2015), pour évaluer les effets cumulés d'un ensemble d'aménagements dans la zone de Malacky, près de Bratislava : développement de structures de stockage industrielles, voies ferrées, centres commerciaux, usines de ciment... Les auteurs ont articulé évaluation qualitative de la stabilité écologique du paysage, débouchant sur des indicateurs de vulnérabilité environnementaux et socio-économiques pour les récepteurs principaux, et évaluation quantitative des effets cumulés et de l'importance globale des effets via des matrices. Ils considèrent que cette démarche améliore significativement la procédure, bien qu'elle soit par ailleurs basée sur des méthodes partielles.

1.3.4.e- Méthodes de modélisation écologique

Ces modèles permettent la représentation simplifiée de systèmes dynamiques complexes, et permettent de simuler le comportement d'un système environnemental ou d'une de ses composantes. La précision des simulations dépend fortement de la validité des relations causales incluses dans le modèle et de la qualité des données utilisées pour déterminer les contraintes et paramètres du modèle. Ces méthodes peuvent considérer plusieurs types de perturbations. Par contre, elles ne sont applicables que quand l'organisation du système et son comportement sont raisonnablement bien compris.

Outre la disponibilité des données, l'applicabilité de ce type de méthode dépend de la validation du modèle utilisé, ainsi que des ressources disponibles : temps, moyens, technologie et expertise. Cette limite mise à part, ce type de méthode respecte potentiellement tous les critères d'évaluation. (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) Nombre d'auteurs (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) considèrent la modélisation comme un outil particulièrement puissant pour développer une approche prédictive des impacts. Sans remettre en question l'intérêt de démarches de modélisation qualitative, qui ont souvent permis de développer une compréhension des impacts, ils considèrent qu'une démarche quantitative peut permettre de vérifier la perception que l'on a du système et de la prévision des impacts qui en découle, ainsi que de guider l'acquisition de données sur le terrain pour réduire les incertitudes.

1.3.4.f- Méthodes basées sur le dire d'expert

Le dire d'expert est sollicité dans quasiment toutes les méthodes, mais certaines méthodes se basent exclusivement dessus. Ces méthodes sont très liées à celle de l'analyse de réseau et donc a-spatiales et atemporelles.

Elles s'avèrent surtout utiles dans un but heuristique, en permettant de construire un cadre d'organisation pour des analyses plus empiriques.

1.3.5 Méthodes de planification

1.3.5.a- Méthodes basées sur l'évaluation multicritère

Ces méthodes utilisent des critères a priori pour évaluer des alternatives, ou scénarios de projets, qui peuvent varier tant dans la nature de l'effet environnemental induit que dans l'intensité d'un effet donné. Elles permettent un processus systématique pour l'aide à la décision. Le dire d'expert est ici mobilisé pour déterminer les poids et valeurs des impacts ; les indices individuels sont alors sommés pour refléter les effets cumulés liés à chaque scénario. Ces méthodes orientées vers la planification utilisent l'information sur l'impact cumulé plus qu'elles n'en produisent, et ne respectent guère les critères d'évaluation.

1.3.5.b- Méthodes basées sur des modèles de programmation (programming model)

Ces méthodes sont basées sur l'optimisation de fonctions sous contrainte : il s'agit d'identifier les configurations d'allocation de ressources réalisables compte tenu des conditions environnementales et de données autres (contraintes), et de sélectionner alors une allocation « optimale » basée sur une règle de décision spécifiée (fonction objectif).

Ces méthodes sont souvent utilisées pour explorer les processus, estimer l'influence d'évolution de certaines conditions, et prédire les conséquences de scénarios donnés. Dans une démarche de planification, les fonctions utilisées, et parfois les contraintes, sont spécifiées pour refléter un rôle ou une valeur sociale, et les évaluations ont alors un rôle similaire aux évaluations multicritères. Elles paraissent en revanche plus riches que celles-ci et peuvent aborder des types et nombres de perturbations diverses, et considérer des composantes environnementales différentes. Les processus d'accumulation sont essentiels dans ces démarches pour spécifier les liens entre les activités possibles, les composantes environnementales (contraintes), les variables. Toutefois ces méthodes n'estiment pas ces valeurs, qui doivent être prescrites.

Ces méthodes respectent en partie les critères relatifs aux effets structuraux, effets de fragmentation ou changements fonctionnels. Ces méthodes offrent une approche de planification a priori intéressante pour investiguer et gérer des problèmes environnementaux cumulés.

1.3.5.c- Méthodes d'évaluation d'occupation du sol (Land suitability evaluation)

Ces méthodes consistent à sélectionner un indicateur de qualité environnementale, décider d'une gamme de valeurs autorisée ou d'un seuil pour cet indicateur, qui est alors utilisé comme critère de décision pour évaluer les effets cumulés de développements existants et futurs dans une zone donnée : le critère est utilisé pour identifier les zones où l'occupation du sol prévue conduit à excéder ou non les gammes de perturbation autorisées.

L'analyse spatiale est une composante de base de ce type de méthodes, qui ne tiennent pas compte explicitement des effets cumulés, mais permettent de considérer les changements fonctionnel et structurel. Elles n'intègrent souvent qu'un type d'activité et qu'un seul indicateur de changement. Une limite est qu'elles reposent sur l'hypothèse que les tendances observées, qu'il s'agisse de l'évolution des usages des sols ou des réponses environnementales restent valides.

Ces approches sont particulièrement adaptées pour la planification au niveau local ou régional, pour évaluer et gérer les effets cumulés à ces échelles.

1.3.5.d- Méthodes basées sur le suivi d'une procédure (Process guidelines)

Il ne s'agit pas ici de méthodes distinctes à proprement parler, mais plutôt d'un ensemble d'étapes séquentielles pour organiser et conduire une évaluation d'effet cumulé. La mise en œuvre de ces méthodes passe souvent par l'organisation de workshops, le recours au dire d'expert et un ensemble de techniques analytiques ou d'évaluation comme celles vues plus haut. L'exemple illustré par Smit et Spaling est celui du guide de référence de l'évaluation des effets cumulés développé par (Lane, Wallace *et al.*, 1988), qui se base sur trois étapes principales :

1. La première s'appuie sur un arbre de décision pour évaluer s'il est réellement nécessaire d'établir une évaluation de l'effet cumulé pour un problème donné. Cette décision prend en considération le type, l'importance et le nombre de projets, ainsi que les échelles spatiales et temporelles des effets anticipés.
2. La deuxième suppose de décider entre deux approches possibles pour l'analyse des effets cumulés, dont la nature a été déterminée à l'étape précédente : l'analyse ex-ante pour identifier et analyser les changements environnementaux cumulés dans le futur, ou la nature ex-post, utilisée quand des effets

cumulés sont déjà observés, mais que la causalité et leur origine ne sont pas connues. On retrouve ici la classification effect-based et stressor-based du paragraphe précédent.

3. La troisième implique d'évaluer des scénarios de développement, le degré d'acceptabilité de l'état du système auquel conduirait leur réalisation, ainsi que les mesures de gestion envisageable. Cette étape mobilise l'expertise interdisciplinaire, les parties prenantes, et s'appuie fréquemment sur des workshops.

Cette procédure est très flexible, ce qui lui permet de respecter à peu près tous les critères ; elle manque en retour de spécificité. Elle semble donc plus adaptée comme un cadre d'organisation dans lequel mener une évaluation d'effets cumulé que comme méthode en elle-même, et sa mise en œuvre suppose la sélection et l'application de méthodes et techniques plus rigoureuses.

A l'issue de l'examen qu'ils font d'un ensemble d'évaluations d'impact cumulé, Canter et Kamath (1995) identifient plusieurs caractéristiques qui leur paraissent essentielles pour mener une évaluation pertinente (Irving, 1986), et qui les conduisent à proposer une check list détaillée, présentée sous forme de questionnaire, qui s'apparente également à un guide tel que celui cité par Smit et Spaling (1995).

1.3.5.e- Retour sur les différents types de méthodes

Les méthodes varient en fonction des aspects sur lesquels elles mettent l'accent : certaines sont orientées vers les projets et mettent en exergue la source d'évolution de l'environnement, d'autres insistent sur les processus et trajectoires d'accumulation ; d'autres encore soulignent un type d'effet cumulé particulier. L'approche de modélisation est capable de considérer les trois aspects, mais demande des données et connaissances fournies par d'autres méthodes. Cette diversité des outils méthodologiques permet une grande diversité d'applications. En général, les méthodes appréhendent mieux la dimension spatiale que la dimension temporelle. Ceci est en partie lié à la disponibilité limitée de données antérieures, mais reflète surtout une difficulté inhérente à prendre en compte des processus variant dans le temps. Par ailleurs, la nature variable et aléatoire des processus complique leur intégration dans nombre de méthodes. Ceci suggère que les développements futurs soient plutôt orientés vers des méthodes capables d'analyser et évaluer les trajectoires d'accumulation.

Les grandes classes de méthodes présentées plus haut peuvent être combinées pour chaque cas particulier, en fonction de la nature du problème considéré, de l'objectif de l'évaluation, de l'accès aux données et de leur qualité, des ressources disponibles. Il semble en effet nécessaire, pour dérouler une évaluation de l'impact cumulé complète, d'articuler plusieurs méthodes pour à la fois analyser et évaluer les causes, trajectoires et effets. Les méthodes s'appuyant sur les systèmes d'information géographique et les simulations numériques semblent toutefois se développer de plus en plus (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013).

Ainsi un CEA peut commencer par une compréhension conceptuelle du fonctionnement du système (diagramme cause-effet), suivies d'approches l'analyse de paysage ou modélisation numérique. Les résultats de ces investigations analytiques peuvent alors être inclus dans une évaluation normative (évaluation multi critère, land suitability evaluation) qui alimentent la prise de décision. L'application d'une gamme variée d'outils est nécessaire pour analyser et évaluer les sources de perturbations, les trajectoires d'évolution, puis gérer les effets cumulés. Canter et Kamath (1995) concluent de la même façon, de l'analyse qu'ils font de plusieurs évaluations d'impact cumulés (dont ils soulignent qu'elles ont essentiellement été menées dans un contexte scientifique) qu'il n'y a pas de méthode universelle pour mener ces études, qu'il est préférable d'utiliser une méthode qui permette d'intégrer à la fois des informations qualitatives et quantitatives, et que la qualité des données disponibles est essentielle, qu'il s'agisse de caractériser l'état de base du système ou les impacts potentiels.

I.3.5.f- Comment passer d'une évaluation d'impact environnemental à une évaluation d'effets cumulés

(Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) ont récemment analysé un large ensemble d'articles scientifiques et de rapports d'étude portant sur l'évaluation des effets cumulés. Cette revue leur permet de mettre en exergue les points auxquels il faut porter attention en passant d'une évaluation d'impact environnemental « simple » pour un projet particulier à une évaluation d'effets cumulés, notamment :

- La définition des autres projets –passés, en cours ou futurs- à considérer pour la CEA, les polémiques émergeant le plus souvent sur ce point sur ce qu'il convient de considérer comme projets futurs « raisonnablement prévisibles ».
- L'établissement des limites spatiales et temporelles à considérer.
- L'élaboration ou le choix des seuils pour évaluer la significativité des impacts. Malgré leur importance, ces seuils restent difficiles à définir, notamment pour ce qui concerne la biologie ou les valeurs sociales. Si des seuils réglementaires doivent être fixés, ils doivent l'être en se basant sur la connaissance de seuils écologiques qui ont un sens.
- L'utilisation de méthodes pour la prédiction des impacts. Cela suppose d'effectuer un choix entre approches qualitatives et quantitatives, de disposer de données, de comprendre les relations gouvernant le système, et d'estimer le degré de sophistication nécessaire.
- La conciliation des approches basées sur les effets et des approches basées sur les facteurs de perturbation : les études d'impact environnemental focalisent en général sur les facteurs de perturbation potentiels, alors que les CEA portent l'attention sur les composantes de l'environnement auxquelles on attribue de la valeur (VECs) comme récepteurs de facteurs de stress multiples.
- Le développement de nouvelles techniques de mesures afin que la construction de bases de données exhaustives à l'échelle régionale devienne plus facile et moins onéreuse.

I.4 CAS PARTICULIER DES MILIEUX AQUATIQUES

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) notent que bien que les évaluations d'effets cumulés soient obligatoires au niveau fédéral au Canada, les approches actuelles ne sont pas adaptées au cas des réseaux hydrographiques. Ils l'attribuent en grande partie à une déconnexion entre théorie et pratique de l'évaluation d'effet cumulé, avec des difficultés exacerbées dans le cas des milieux aquatiques pour la quantification des interactions cumulées, la prise en compte des problèmes d'échelles spatio-temporelles variées, des trajectoires d'accumulation hydrologiques et écologiques multiples, par suite du manque d'analyse prédictive des effets induits. Toujours au Canada, (Ball, Somers *et al.*, 2013) considèrent par ailleurs que le manque de données de long terme, ou des problèmes de cohérences des données, freinent également le développement et l'application de méthodes pour aborder l'évaluation des effets cumulés sur un bassin versant.

Les effets environnementaux sur les systèmes rivière sont cumulatifs par nature, causés par des actions individuellement mineures mais collectivement significatives qui s'accumulent dans le temps et l'espace, à travers des interactions additives ou synergiques. (Ball, Somers *et al.*, 2013) constatent que presque toutes les activités se déroulant sur le bassin versant altèrent directement les paramètres environnementaux, qu'il s'agisse du sol, de la topographie ou de la végétation. Ceci en retour modifie les transferts d'eau, de sédiments, de matière organique et de polluants jusqu'au cours d'eau : l'état de celui-ci est largement fonction des types d'interaction et des processus qui adviennent dans l'ensemble du territoire délimité par le bassin versant.

La diversité des processus biologiques et physiques en jeu et de leurs interactions, qui influencent les impacts de l'utilisation des sols, complique la démarche d'évaluation des effets cumulés. Les zones de perturbation du fonctionnement du bassin versant, comme la production agricole (source de pesticides et d'azote), le drainage

des zones humides, ou l'imperméabilisation des surfaces, influencent le transfert la qualité de l'eau sur le BV, même quand les transferts ne se font pas en surface. Beaucoup d'interactions adviennent simultanément à travers le temps et l'espace, ce qui induit une difficulté supplémentaire pour la démarche d'évaluation. Les auteurs citent en exemple la déforestation, qui altère la structure, la fonction et la composition de l'écosystème, affecte les processus physiques, chimiques et biologiques qui s'y déroulent, ainsi que les flux d'énergie, d'eau, de nutriments et de sédiments dans les rivières. Face à cette complexité, (Ball, Somers *et al.*, 2013) soulignent le besoin de bien identifier les liens entre les facteurs de perturbation et certaines composantes mesurables du milieu aquatique, ainsi que la nécessité de décider des mesures à effectuer pour caractériser tant les facteurs de perturbation que leurs effets dans le milieu aquatique, ainsi qu'à quelle échelle, et à quelle référence confronter les mesures.

Dans le cas des milieux aquatiques de surface, il est donc nécessaire de prendre en compte les mécanismes de transport, les interactions multiples, les processus sources et puits pour les différents éléments, les trajectoires d'évolution pour les espèces, les processus de récupération.

Malgré les spécificités énoncées par (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011), les quelques articles qui abordent spécifiquement des rivières le font pour des cours d'eau importants dans des bassins versants de plusieurs centaines de milliers de km² ((Dube et Munkittrick, 2001) ; (Dube, Johnson *et al.*, 2006) ; (Seitz, Westbrook *et al.*, 2011)). En conséquence, dans ces études, le cours d'eau est vu d'assez loin, et les notions de trajectoires de transfert ou de migration énoncées plus haut ne sont guère abordées, le bassin versant étant essentiellement décrit via des pourcentages d'occupation du sol. (Kristensen, Noble *et al.*, 2013) considèrent toutefois que l'échelle du bassin versant est la plus appropriée pour évaluer et gérer les effets cumulés sur ces écosystèmes complexes, et qu'un des freins pour avancer sur cette question a été la multiplications de structures organisées autour de limites politiques, conduisant à une fragmentation du point de vue juridique, et un manque de leadership à l'échelle appropriée.

(Westbrook et Noble, 2013) ont identifié, pour le cas des zones humides, les domaines sur lesquels il est nécessaire de progresser pour améliorer la démarche d'évaluation des effets cumulés : (1) comprendre le fonctionnement des zones humides ; (2) identifier les drivers primaires de perturbation, naturels et anthropiques ; (3) développer des méthodes pour relier les drivers aux changements du fonctionnement des zones humides de façon à la fois synergique, cumulée et interactive. Ces considérations peuvent être transposées à tout système aquatique, et même plus largement et montrent la nécessité à la fois de renforcer la connaissance du fonctionnement « normal » des systèmes étudiés et celle de l'évolution de leurs composantes face aux perturbations.

I.5 NOTIONS D'ECHELLE

I.5.1 Echelle de la zone ou du bassin versant à prendre en compte dans l'évaluation de l'effet cumulé

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) affirment que la question de l'échelle à considérer constitue le défi le plus important et le plus persistant pour les évaluations d'effets cumulés. Les effets cumulés sont en effet le résultat d'activités multiples dans l'espace, qui persistent dans le temps. Pourtant, assez fréquemment, l'évaluation d'effet cumulé est menée à l'échelle spatiale du projet individuel, à l'instar des évaluations d'impact environnemental basées sur des projets. Or ceci n'est souvent pas pertinent pour les évaluations d'effets cumulés, dans la mesure où les projets individuels peuvent ne contribuer que pour une faible part aux effets cumulés sur les ressources considérées, induits par l'interaction de perturbations multiples. A l'inverse, une autre difficulté est liée au fait que quand l'échelle considérée croît, des problèmes locaux (c'est-à-dire projet-spécifique) peuvent s'estomper et d'autres devenir plus importants (perturbations à l'échelle du paysage).

Dans le cas particulier des rivières, l'ensemble des processus du bassin versant ne s'expriment pas à la même échelle spatiale.

Pour (Masden, Fox *et al.*, 2010) dans leur exemple basé sur le développement de fermes éoliennes, l'échelle spatiale doit permettre de tenir compte de l'ensemble de la vie des espèces considérées : routes migratoires (ainsi que zones source et destination), type de migration (en front ou sur des lignes prédéfinies), possibilité que des populations basculent dans la zone impactée parce que la contrainte de densité a été relâchée par la mortalité des individus qui s'y trouvaient... L'échelle à utiliser est donc idéalement celle qui couvre l'ensemble de la population, pour les différents stades du développement. Pour ce qui concerne l'échelle de temps, elle doit être appropriée à la fois aux perturbations induites, à l'écologie des espèces, mais aussi aux données disponibles pour caractériser l'état actuel du système. Il faut tenir compte par ailleurs du fait que les effets peuvent être décalés dans le temps ou cycliques (biologie de la croissance/reproduction, saison, âge de la maturité) et intégrer ce point dans la définition de la période et de la résolution temporelle considérées. **Le programme de suivi** qui doit suivre la mise en œuvre d'un projet doit également tenir compte de ces considérations.

I.5.2 Intérêt d'une démarche en échelles emboîtées/degrés de résolution différents

Les limites géographiques du domaine sur lequel porte une évaluation devraient donc être définies en se basant sur les processus qui contrôlent les sources de perturbation, pour s'assurer que l'échelle spatiale est adaptée et permet d'englober l'ensemble des processus en jeu.

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) considèrent qu'une approche multi-échelle serait utile dans ce contexte. Elle permettrait de revisiter les processus ou évolutions considérés quand et là où cela est pertinent, sans pour autant impliquer la mise en œuvre de démarches d'évaluation très détaillées sur l'ensemble du domaine, mais en abordant des échelles spatiales différentes.

(Therivel et Ross, 2007) soulignent de la même façon que la directive SEA (Strategic Environmental Assessment) demande que des informations soient fournies à la fois sur « les aspects pertinents de l'état actuel de l'environnement » et « les caractéristiques environnementales des régions les plus susceptibles d'être significativement affectées » : ceci suppose un focus sur les zones les plus affectées pour y donner des informations plus détaillées, et à l'inverse une attention moindre aux composantes de l'environnement non affectées. Là aussi la question de l'échelle est donc importante et implique d'articuler différentes résolutions spatiales / degrés de précision dans la démarche mise en œuvre.

Canter et Kamath (1995) considèrent également que la démarche adoptée doit permettre des niveaux de résolution différents, c'est-à-dire que la méthode doit ainsi à la fois permettre une analyse extensive des impacts cumulés de l'ensemble des projets, développements ou pratiques en cours, mais aussi permettre une analyse plus intensive sur un site ou pour un projet spécifique.

I.5.3 Echelle et gouvernance sont liées

La notion d'échelle est étroitement liée à celle de la gouvernance de l'évaluation d'impact cumulé. Ainsi, (Therivel et Ross, 2007) qui se basent sur des études menées à la fois aux Etats Unis et au Royaume Uni constatent qu'il y a essentiellement deux façons de gérer de multiples effets minimes : soit interdire les activités humaines qui pourraient conduire à ces effets, même si les effets associés à chaque projet individuel sont minimes, soit atténuer ces effets apparemment non significatifs (ce qui est plus facile à faire pour les projets futurs que pour ceux qui sont déjà réalisés ou autorisés). Si c'est la stratégie visée, il faut alors que

l'évaluation d'effet cumulé soit réalisée à une échelle qui permet d'identifier les solutions possibles pour cet objectif. Les auteurs soulignent qu'il est en ce sens plus facile pour les services de l'Etat d'avoir une approche stratégique, à plus grande échelle, que pour les proposant de projets individuels.

Une telle échelle donne par ailleurs accès à une plus grande gamme de mesures de gestion au niveau stratégique au niveau :

- du type de mesure à mettre en œuvre elle-même,
- de la localisation des projets à réaliser : les autoriser à certains endroits plutôt qu'à d'autres,
- de l'élaboration de mesures inter-projets, pour lesquelles les pétitionnaires des projets individuels pourraient contribuer à un fond commun permettant de mettre en œuvre ces mesures,
- de mesures contribuant à diminuer la demande à l'origine des projets, ou d'autres mesures visant à induire le changement de comportement des individus (l'exemple pris est celui du trafic routier et des actions qui peuvent être menées pour diminuer la propension des gens à utiliser leur véhicule).

Les auteurs soulignent par ailleurs que de telles démarches sont plus faciles à mettre en place quand des niveaux cibles ou des normes préexistent, pour permettre d'asseoir les choix et décisions faits.

Ils remarquent qu'à l'inverse, il est plus facile de demander des mesures de gestion pour des projets seuls que pour de plans ou programmes multi-projets. La plupart des projets qui sont assez importants pour causer à eux seuls des effets cumulés significatifs seront soumis à un régime d'autorisation, de telle sorte que l'autorisation peut être conditionnée à des mesures de gestion des effets. Au niveau d'un plan ou d'un programme, la gestion des effets cumulés devra être volontaire, à moins que des normes ou seuils n'aient été imposés de l'extérieur, ce qui la rend moins probable. L'échelle paraît donc essentielle pour la capacité à gérer les effets cumulés, et plus globalement intimement liée à la gouvernance de l'évaluation des effets cumulés.

I.6 GOUVERNANCE

I.6.1 Intérêt d'une instance de planification/évaluation à un niveau stratégique

(Seitz, Westbrook *et al.*, 2011) remarquent que pour les petits projets, les évaluations sont trop réduites, à la fois en terme de temps et de moyens alloués pour pouvoir appliquer effectivement une démarche en accord avec la théorie des évaluations d'effets cumulés. Les auteurs notent par ailleurs que l'objectif des proposant est que leur projet soit accepté, et que l'évaluation est donc menée de telle façon que ce soit le cas. Ils concluent donc, dans le cas particulier des études d'effets cumulés appliquées à des bassins versants, au Canada, que les pouvoirs publics devraient assurer le pilotage de ces démarches, en établissant les objectifs et fixant les seuils sur la base de considérations scientifiques, en s'assurant que les évaluations d'impact environnemental spécifiques à des projets soient pertinentes pour évaluer et suivre les effets cumulés à l'échelle plus large du bassin. **Elles devraient fournir des guides pour ces évaluations projet ou site-spécifiques, basées sur les connaissances acquises à des échelles plus larges.** Les auteurs soulignent que les pétitionnaires pourraient avoir à payer un coût additionnel, en remplissant non seulement leurs obligations d'évaluation d'impact environnemental, mais aussi en contribuant à des programmes de suivi à plus grande échelle.

Ces auteurs pointent également la nécessité que les scientifiques continuent en parallèle à développer des métriques et des outils pour mieux évaluer et prédire les effets cumulés. Ils notent enfin la **nécessaire collaboration entre scientifiques, pétitionnaires et pouvoirs publics** pour que les connaissances soient intégrées dans la pratique de l'évaluation d'impact cumulé de telle façon qu'elle assure la durabilité des bassins versants et des cours d'eau. Ils insistent également sur l'intérêt du suivi, en s'interrogeant pour savoir à qui

revient la responsabilité de cette acquisition de données : autant il paraît naturel que ce soit au pétitionnaire pour les effets liés à un projet donné, autant la question reste ouverte pour les effets cumulés.

De la même façon, Canter et Kamath considéraient en 1995 que si la question des impacts cumulés n'avait été prise en compte que de façon marginale aux USA, c'était en partie parce que : (i) il n'existait pas de système de planification coordonnée de l'aménagement du territoire, (ii) à la fois les méthodologies et la réglementation associées à la question des impacts cumulés n'étaient pas assez développées (Ma, Becker *et al.*, 2012), (iii) que les études se heurtaient à des contraintes de temps et d'argent, et (iv) que les agences fédérales n'étaient pas assez moteur. Une difficulté supplémentaire à leur sens résidait dans le manque de guide clair quant à la définition des limites spatiales et temporelles à adopter pour une étude donnée. (Hegmann et Yarranton, 2011) soulignent également que l'évolution de l'évaluation d'effet cumulé vers un outil plus efficace passe par l'évolution du processus de décision associé.

(Masden, Fox *et al.*, 2010) ; (Johnson, Lalonde *et al.*, 2011) ; (Noble et Basnet, 2015) plaident également pour que les évaluations d'effets cumulés soient menées à un niveau stratégique, en constatant notamment qu'il est difficile pour un pétitionnaire d'acquiescer des données auprès de ses concurrents. Ce niveau de pilotage, pourvu d'un mandat clair, permettrait d'assurer la durabilité des évaluations d'effets cumulés, au niveau de la gestion des données, de la coordination des différents intervenants, mais aussi des ressources à mettre en œuvre, sur le long terme, ou des moyens réglementaires pour la mise en œuvre cette démarche.

Au Royaume Uni, (Masden, Fox *et al.*, 2010) considèrent encore que, dans la mesure où il n'est pas possible dans une évaluation d'impact cumulé de prendre en compte les actions pouvant avoir un effet sur un récepteur donné de façon exhaustive (ils citent en exemple les fermes éoliennes, mais aussi les lignes de haute tension, grands immeubles, fenêtres, voitures, chats, oranges... comme pouvant avoir un effet sur les passereaux), le choix des actions à inclure doit reposer sur le dire d'expert. Dans ce cadre, pour assurer la cohérence de la prise de décision, les évaluations d'impacts cumulés devraient à leur sens être traitées une seule fois à un niveau stratégique plutôt que plusieurs fois par des pétitionnaires différents pour des évaluations d'impact environnemental basées sur des projets individuels.

De la même façon, en s'appuyant sur l'exemple d'un bassin versant canadien qui dépasse des frontières administratives, (Sheelanere, Noble *et al.*, 2013) considèrent que si la théorie de l'évaluation des effets cumulés progresse au niveau des aspects théoriques, les progrès sont bien moindres au niveau du respect des besoins institutionnels pour implémenter puis gérer une évaluation d'impact cumulé à l'échelle du bassin versant. Ils concluent qu'une démarche efficace demande un leadership institutionnel pour passer d'une démarche centrée sur l'approbation de projets à une prise en compte de l'ensemble des effets à l'échelle d'un BV, la mise en place de programmes de suivis complémentaires à l'échelle des projets et du bassin versant, ainsi qu'un cadre de planification emboîté, pour coordonner les objectifs de planification à l'échelle du bassin avec l'évaluation et la prise de décision à l'échelle du ou des projets individuels. A l'issue de leur revue d'un grand nombre d'articles et d'études d'impact, (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) insistent aussi sur le consensus qui existe sur le fait que l'évaluation d'effets cumulés a tout son sens au niveau régional ou stratégique, plus qu'au niveau d'un projet spécifique. L'intérêt principal pour eux d'un CEA projet-spécifique est que le processus d'acceptation des projets est mieux défini à ce niveau qu'il ne l'est au niveau régional ou supra pour les activités humaines, ce qui plaiderait pour continuer à travailler à cette échelle, tout en mettant l'accent sur les CEA à des échelles supérieures. Ils considèrent que les évaluations d'effets cumulés satisfaisantes qu'ils ont pu consulter avaient toutes été réalisées à l'échelle régionale ou stratégique, tout en déplorant que le pouvoir de décision à cette échelle soit moindre (au moins dans leur contexte canadien).

I.6.2 Science, technocratie, politique et démocratie

Toujours au Canada, (Parkins, 2011), en s'appuyant sur la classification proposée par Smit et Spaling entre évaluation d'effets cumulés basée sur une approche analytique, ou évaluation répondant à un objectif de planification, s'intéresse essentiellement à ce deuxième type de démarche, en soulignant qu'elle permet de dépasser les limites de l'évaluation de projet individuel pour passer à des objectifs et plans régionaux.

Dans ce cadre, il distingue essentiellement deux types de démarche :

- Une approche technocratique, où le processus politique est subordonné à l'information scientifique et technique. Celle-ci est issue de modèles écologiques, qui prennent en compte des interactions complexes entre changement du paysage, de l'usage des terres, les interactions avec la démographie, le changement climatique, l'activité industrielle... et de modèles de sciences sociales, basés sur des simulations du comportement du consommateur et/ou de l'économie. Pour Parkins, même si les politiques et parties prenantes peuvent être impliqués dans la phase de formulation de ces modèles ou de définition des scénarios investigués, une telle approche peut permettre de contourner les intérêts politiques, qu'il considère comme contreproductifs dans le processus de planification. Toutefois, les choix de planification ainsi produits doivent alors passer par un processus de participation du public pour acquérir acceptation et légitimité politique. La compréhension des éléments basant les décisions est en effet limitée pour les non scientifiques. Par ailleurs, Parkins pointe que les financements des chercheurs ou techniciens viennent des politiques et industriels, ce qui peut induire un biais dans les connaissances mobilisés.
- Une approche décisionnaire, qui représente une approche très différente de l'évaluation d'effet cumulé et implique un retournement complet des relations entre science et politique. Dans des situations où les connaissances sont incomplètes, les incertitudes et la complexité fortes, limitant ainsi la possibilité de choix clairs, les acteurs politiques et économiques dominants peuvent prendre la main. Le processus de décision peut alors être soumis aux intérêts économiques et politiques, et la démarche technique et scientifique subordonnée au processus politique. La science reste une partie importante du processus (ou s'affiche comme telle), mais la politique prime : les ressources clés, les intérêts économiques et les directions de développements sont décidés par les décideurs, et l'information scientifique et technique est appliquée pour supporter ces décisions.

L'auteur plaide alors pour une approche pragmatique, qui mette l'accent sur la démocratie, et la démocratie participative en particulier, pour contourner les limites des deux autres approches. Il s'agit pour lui d'aller plus loin que des formes épisodiques de participation démocratique, pour aller jusqu'à des formes plus extensives de débats et discussions. L'approche scientifique et technique serait alors légitimée comme une composante importante de la prise de décision, en laissant toutefois ouverte la discussion et en permettant un accès à l'information égal entre les parties prenantes. De plus, l'auteur considère qu'une telle démarche peut permettre de faire émerger des **scénarios d'évolution novateurs**, visant sur le long terme l'équité et la justice sociale et qui n'auraient pas été investigués par l'une ou l'autre des approches plus « classiques ». (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) insistent également sur l'importance du choix des scénarios analysés, notamment pour ce qui concerne les projets et activités futurs « hypothétiques », qui sont plus ou moins fortement contraints selon les personnes qui les élaborent (scientifiques, opérationnels du CEA, public) et le cadre dans lesquels ils sont formulés (CEA dépendant d'un projet spécifique, évaluation d'effet stratégique, CEA au niveau régional).

Les deux exemples que Parkins donne ensuite, en Ontario et en Alberta, montrent toutefois la difficulté de mettre en œuvre une telle démarche, et de mesurer en quoi la participation du public a effectivement pesé sur les choix finaux. Il considère qu'une façon de dépasser cette difficulté est de **considérer l'évaluation d'effet cumulés et la planification de l'aménagement du territoire comme un effort de long terme**, en allant d'une approche épisodique project-based de l'évaluation d'effet cumulé vers une approche institutionnelle de plus long terme. Une telle inflexion suppose un investissement à long terme à la fois dans la théorie et la pratique

de l'évaluation d'effet cumulé, en prêtant une attention particulière au manque actuel de données, et à la nécessité de développer des connaissances spécifiques pour alimenter les évaluations en cours. Parkins considère que la coopération entre les directions, le partage des données, et la construction de systèmes de suivis plus robustes sont un passage obligé en ce sens.

(Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) rapportent que les efforts investis dans le processus d'engagement pour un CEA sont souvent du même ordre que ceux dévolus à la démarche analytique, et en déduisent que les éléments scientifiques d'une évaluation d'effets cumulés doivent pouvoir être intégrés dans un processus socio-politique fort pour avoir le poids que les scientifiques en attendent. Ils considèrent que la science peut contribuer aux CEA de multiples façons : en définissant des protocoles d'étude à la fois pour des démarches rétrospectives (empiriques) et prospectives (prédictives) ; en développant des connaissances sur l'état des composantes de l'écosystème (incluant la caractérisation écologique des sites et zones considérées) et sur les processus écologiques concernés ; en développant des connaissances sur les effets, et la façon dont les VECs répondent aux divers facteurs de perturbation (anthropiques ou non) ; en développant des outils et méthodes, notamment intégratifs, pour appuyer les études scientifiques ; en développant une base écologique pour définir des seuils pour les VECs ; en renforçant la compétence analytique par une collaboration entre scientifiques et « pratiquants » des CEA.

(Weber, Krogman *et al.*, 2012) considèrent que définir des objectifs sociaux, économiques ou écologiques est, in fine, un processus de choix social alimenté par la démarche scientifique. En s'appuyant sur l'exemple des écosystèmes forestiers, depuis la forêt boréale canadienne jusqu'à la forêt paraguayenne, ils plaident qu'en définitive, la planification de l'aménagement du territoire est un processus qui suppose de définir des valeurs, et qui est souvent politiquement orienté : il doit pouvoir s'appuyer sur des connaissances et données issues de la science pour nourrir un processus démocratique et aboutir à des schémas de planification compris à la fois par les gouvernements et les habitants concernés, conscients des changements à la fois additifs et interactifs liés au développement, et permettre de définir des actions pour influencer et/ou gérer ces changements à la fois au niveau social et écologique.

I.7 CONCLUSIONS

L'analyse des références citées dans ce chapitre met en évidence, de façon remarquablement consensuelle, quelques points récurrents sur la question de l'évaluation des effets cumulés.

Tout d'abord, le constat est que les références « académiques » traitant de la question sont en nombre relativement limité, et restent assez théoriques. Les évaluations d'effets cumulés « concrètes » ne parviennent pas jusqu'au champ de la littérature scientifique, ce qui ne facilite pas les retours d'expérience au niveau méthodologique.

Un point essentiel également est que, si l'étude d'effet cumulé doit s'appuyer sur une démarche et des connaissances scientifiques, en revanche de nombreux aspects ne sont pas du strict ressort de la science, et doivent pourtant être abordés de façon explicite pour assurer que l'évaluation soit pertinente :

- En premier lieu, il est essentiel que soit défini ce que l'on entend par effet ou impact cumulé, tant au niveau des projets/processus pris en compte que des échelles spatiales et temporelles considérées. Cette définition ne va pas nécessairement de soi, peut varier avec le contexte, et doit être explicitée avant de pouvoir réellement aborder l'évaluation des effets cumulés dans un contexte donné.
- Par ailleurs, les composantes de l'environnement que l'on considère pour évaluer l'importance des effets (VEC, Valued Environmental Component) doivent être identifiées, et des échelles de valeur et/ou des seuils définis pour permettre de juger de façon partagée que les effets cumulés sont (trop) importants ou non. Il est ainsi également nécessaire de définir les métriques d'évaluation. Là aussi, ces décisions ne relèvent pas

nécessairement des seuls scientifiques, et il est essentiel qu'elles interviennent assez tôt dans le processus d'évaluation, une fois les états et de référence du système caractérisés. La caractérisation de l'état de référence et de l'état initial est importante. Correctement réalisée, elle permet d'acquérir une première connaissance du fonctionnement du système considéré, des composantes de l'environnement les plus sensibles, ainsi que parfois d'identifier les facteurs de perturbation les plus importants.

- Le suivi du système dans le temps, une fois le ou le(s) projet(s) réalisé(s) est essentiel. Il permet de vérifier la validité de l'évaluation effectuée ex-ante, d'accroître la connaissance sur les relations cause-effet, et le cas échéant d'adapter les mesures de gestion relatives au(x) projet(s).

La science peut apporter des éléments pour aborder ces différents points, mais ne peut répondre seule à l'ensemble de ces questions, qui supposent des prises de décision et l'allocation de moyens sur le long terme. Des échanges entre scientifiques, gestionnaires, « pratiquants » des évaluations d'effets cumulés sont donc nécessaires. L'implication du public est par ailleurs souhaitable, notamment pour légitimer les décisions prises.

Plusieurs types de méthodes existent, que l'on peut classer par exemple selon qu'elles sont plutôt basées sur les effets ou sur les facteurs de perturbation, ou qu'elles relèvent plutôt d'une démarche analytique ou d'une démarche de planification. Les auteurs s'accordent sur le fait qu'il est préférable d'associer les méthodes basées sur les effets et sur les facteurs de perturbation. Par ailleurs, les méthodes basées sur une démarche de planification s'alimentent le plus souvent d'une démarche analytique. Quelle que soit la ou les méthodes employées, la disponibilité des données, l'identification des déterminants du système et la compréhension des relations cause-effet sont essentielles. Ainsi, (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013) insistent sur la nécessité d'étudier et documenter les relations cause-effets pour la multitude d'effets induits par l'homme sur les systèmes naturel et les VECs, ce qui suppose à la fois des recherches de terrain et des programmes de suivis rigoureux. Pour eux, l'assemblage de ces relations dans des modèles prédictifs, permettant de simuler les effets cumulés potentiels des études d'impacts ou CEA sont essentiels pour progresser dans ce domaine. Les méthodes basées sur la modélisation, par exemple via des modèles de simulation numériques, et s'appuyant sur des systèmes d'information géographiques semblent en effet actuellement celles qui permettent d'appréhender la problématique de l'évaluation des effets cumulés et ses multiples facettes de la façon la plus satisfaisante (Duinker, Burbidge *et al.*, 2013). D'autres méthodes, a priori moins complexes, peuvent également apporter des réponses intéressantes ; le recours à des outils d'information géographiques paraît par contre relativement incontournable.

Au-delà des questions de méthode, un point qui ressort avec force est la nécessité, exprimée par quasiment tous les auteurs³, que les évaluations d'effets cumulés soient pilotées par une agence ou organisation dédiée, à une échelle régionale ou une échelle qui englobe l'aire de plusieurs projets pouvant potentiellement conduire à la nécessité d'évaluer des effets cumulés. Les arguments portent à la fois sur la disponibilité et l'accessibilité des données, sur la définition de métriques et d'échelles de valeurs définies de façon transparente et partagées, sur l'objectivité de l'évaluation, nécessaire pour assurer son acceptabilité par la société civile.

Dans une optique de planification, le fait de travailler à une échelle supra permet également d'optimiser le choix des projets à développer ou non, ainsi que la réduction ou la compensation plus efficaces des effets induits. Cela permet aussi un suivi de ces effets. Ce suivi assurera en retour, d'une part le cas échéant de mieux gérer l'après-projet, d'autre part d'alimenter les connaissances sur les relations cause-effet, qui restent une nécessité incontournable pour toute évaluation pertinente. Les auteurs jugent par ailleurs que seule une telle organisation peut disposer des moyens (humains, financiers, en compétences) et de la volonté suffisante sur le long terme pour mener à bien une telle démarche, dont ils considèrent en général que c'est une démarche récursive et qui s'inscrit dans le temps, notamment dans une optique de planification. Ils soulignent que, dans le cas de projets spécifiques, les pétitionnaires pourraient participer au processus d'acquisition de données, ou au financement de l'ensemble de la démarche d'évaluation.

³ Et jamais contredite : quand la question de la gouvernance est abordée, c'est toujours pour noter la nécessité d'une organisation au niveau régional.

Notons toutefois que, comme cela a été souligné en introduction de ce chapitre, l'essentiel des références est issu de l'Amérique du Nord, et notamment du Canada. Par ailleurs, nombre des études citées portent sur de vastes régions ou bassins versants, souvent de plusieurs centaines de milliers de kilomètres carrés (peut-être à cause du biais noté plus haut sur le fait que les articles scientifiques portent rarement sur des évaluations d'effets « concrètes », projet-spécifiques, mais plutôt sur des études relativement théoriques, liées à la planification). Il est possible que ce fait explique en partie les conclusions sur la gouvernance auxquelles les auteurs aboutissent systématiquement, tant on conçoit la difficulté de piloter en parallèle plusieurs évaluations d'effets cumulés « projet spécifiques » sur un vaste territoire où les projets sont malgré tout susceptibles d'interagir.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Balakrishna Reddy, M. et B. Blah (2009). "GIS based procedure of cumulative environmental impact assessment." *Journal of environmental science & engineering* 51(3): 191-198.
- Ball, M., G. Somers, J. E. Wilson, R. Tanna, C. Chung, D. C. Duro et N. Seitz (2013). "Scale, assessment components, and reference conditions: Issues for cumulative effects assessment in Canadian watersheds." *Integrated Environmental Assessment and Management* 9(3): 370-379.
- Bedford, B. L. et E. M. Preston (1988). "Developing the scientific basis for assessing cumulative effects of wetland loss and degradation on landscape functions - status, perspectives, and prospects." *Environmental Management* 12(5): 751-771.
- Burris, R. K. et L. W. Canter (1997). "Cumulative impacts are not properly addressed in environmental assessments." *Environmental impact assessment review* 17(1): 5-18.
- Canter, L. W. et J. Kamath (1995). "Questionnaire checklist for cumulative impacts." *Environmental Impact Assessment Review* 15(4): 311-339.
- Canter, L. W. et S. F. Atkinson (2011). "Multiple uses of indicators and indices in cumulative effects assessment and management." *Environmental Impact Assessment Review* 31(5): 491-501.
- Cooper, T. A. et L. W. Canter (1997). "Documentation of cumulative impacts in environmental impact statements." *Environmental impact assessment review* 17(6): 385-411.
- Dixon, J. et B. E. Montz (1995). "From concept to practice - implementing cumulative impact assessment in New-Zealand." *Environmental Management* 19(3): 445-456.
- Dube, M. et K. Munkittrick (2001). "Integration of effects-based and stressor-based approaches into a holistic framework for cumulative effects assessment in aquatic ecosystems." *Human and Ecological Risk Assessment* 7(2): 247-258.
- Dube, M., B. Johnson, G. Dunn, J. Culp, K. Cash, K. Munkittrick, I. Wong, K. Hedley, W. Booty, D. Lam, O. Resler et A. Storey (2006). "Development of a new approach to cumulative effects assessment: A Northern River Ecosystem example." *Environmental Monitoring and Assessment* 113(1-3): 87-115.
- Duinker, P. N. et L. A. Greig (2006). "The impotence of cumulative effects assessment in Canada: Ailments and ideas for redeployment." *Environmental Management* 37(2): 153-161.
- Duinker, P. N., E. L. Burbidge, S. R. Boardley et L. A. Greig (2013). "Scientific dimensions of cumulative effects assessment: toward improvements in guidance for practice." *Environmental Reviews* 21(1): 40-52.
- Giakoumi, S., B. S. Halpern, L. N. Michel, S. Gobert, M. Sini, C.-F. Boudouresque, M.-C. Gambi, S. Katsanevakis, P. Lejeune, M. Montefalcone, G. Pergent, C. Pergent-Martini, P. Sanchez-Jerez, B. Velimirov, S. Vizzini, A. Abadie, M. Coll, P. Guidetti, F. Micheli et H. P. Possingham (2015). "Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs." *Conservation Biology* 29(4): 1228-1234.
- Hegmann, G. et G. A. Yarranton (2011). "Alchemy to reason: Effective use of Cumulative Effects Assessment in resource management." *Environmental Impact Assessment Review* 31(5): 484-490.
- Johnson, D., K. Lalonde, M. McEachern, J. Kenney, G. Mendoza, A. Buffin et K. Rich (2011). "Improving cumulative effects assessment in Alberta: Regional strategic assessment." *Environmental Impact Assessment Review* 31(5): 481-483.

Kristensen, S., B. F. Noble et R. J. Patrick (2013). "Capacity for Watershed Cumulative Effects Assessment and Management: Lessons from the Lower Fraser River Basin, Canada." *Environmental Management* 52(2): 360-373.

Lane, P. A., R. R. Wallace, R. J. Johnson et D. Bernard (1988). "A reference guide to cumulative effects assessment in Canada." Volume 2. Hull, Canada: Canadian Environmental Assessment Research Council.

Ma, Z., D. R. Becker et M. A. Kilgore (2012). "Barriers to and opportunities for effective cumulative impact assessment within state-level environmental review frameworks in the United States." *Journal of Environmental Planning and Management* 55(7): 961-978.

Masden, E. A., A. D. Fox, R. W. Furness, R. Bullman et D. T. Haydon (2010). "Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework." *Environmental Impact Assessment Review* 30(1): 1-7.

McCold, L. N. et J. W. Saulsbury (1996). "Including past and present impacts in cumulative impact assessments." *Environmental management* 20(5): 767-776.

Noble, B. et P. Basnet (2015). "Capacity for watershed cumulative effects assessment and management in the South Saskatchewan Watershed, Canada." *Canadian Water Resources Journal* 40(2): 187-203.

Parkins, J. R. (2011). "Deliberative Democracy, Institution Building, and the Pragmatics of Cumulative Effects Assessment." *Ecology and Society* 16(3).

Pavlickova, K. et M. Vyskupova (2015). "A method proposal for cumulative environmental impact assessment based on the landscape vulnerability evaluation." *Environmental Impact Assessment Review* 50: 74-84.

Preston, E. M. et B. L. Bedford (1988). "Evaluating cumulative effects on wetland functions - a conceptual overview and generic framework." *Environmental Management* 12(5): 565-583.

Seitz, N. E., C. J. Westbrook et B. F. Noble (2011). "Bringing science into river systems cumulative effects assessment practice." *Environmental Impact Assessment Review* 31(3): 172-179.

Senner, R. (2011). "Appraising the sustainability of project alternatives: An increasing role for cumulative effects assessment." *Environmental Impact Assessment Review* 31(5): 502-505.

Sheelanere, P., B. F. Noble et R. J. Patrick (2013). "Institutional requirements for watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from a Canadian trans-boundary watershed." *Land Use Policy* 30(1): 67-75.

Smit, B. et H. Spaling (1995). "Methods for cumulative effects assessment." *Environmental impact assessment review* 15(1): 81-106.

Squires, A. J. et M. G. Dube (2013). "Development of an effects-based approach for watershed scale aquatic cumulative effects assessment." *Integrated Environmental Assessment and Management* 9(3): 380-391.

Therivel, R. et B. Ross (2007). "Cumulative effects assessment: Does scale matter?" *Environmental Impact Assessment Review* 27(5): 365-385.

Weber, M., N. Krogman et T. Antoniuk (2012). "Cumulative Effects Assessment: Linking Social, Ecological, and Governance Dimensions." *Ecology and Society* 17(2).

Westbrook, C. J. et B. F. Noble (2013). "Science requisites for cumulative effects assessment for wetlands." *Impact Assessment and Project Appraisal* 31(4): 318-323.