

**CALCUL ET INTERPRÉTATION
DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET
POUR LES CONTAMINANTS DU MILIEU AQUATIQUE**

2^e édition

Mars 2007

**Développement durable,
Environnement
et Parcs**

Québec 

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2007. *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*, 2^e édition, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9 (PDF), 57 p. et 4 annexes.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2007

ISBN : 978-2-550-49172-9 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2007

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction	Sylvie Cloutier ¹ Martine Gélneau ¹ Isabelle Guay ¹
Collaboration	Monique Beauchamp ² Denis Brouillette ² Hélène Dufour ² Denis Labrie ¹ Carole Lachapelle ¹ Suzanne Minville ¹ Danielle Pelletier ¹ France Pelletier ¹ Thérèse Roussel ¹ Marc Sinotte ¹ André Thibault ¹ Éric Wagner ¹ Lucie Wilson ¹
Unités consultées	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec Direction des évaluations environnementales Direction des politiques en milieu terrestre Direction des politiques de l'eau Direction du suivi de l'état de l'environnement Direction régionale de l'analyse et de l'expertise Pôle industriel Direction régionale de l'analyse et de l'expertise Pôle municipal
Révision linguistique	Virginie Rompré
Graphisme et cartographie	Francine Matte-Savard ¹
Traitement de texte	Manon Laplante ¹ Lyne Martineau ¹
Production	Direction des communications, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

¹ Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Édifice Marie-Guyart, 675, boulevard René-Lévesque Est, 7^e étage, Québec (Québec) G1R 5V7

² Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Pyramides olympiques, 5199, rue Sherbrooke Est, bureau 4701, Montréal (Québec) H1T 3X3

PRÉAMBULE

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a pour mission d'« assurer la protection de l'environnement et des écosystèmes naturels pour contribuer au bien-être des générations actuelles et futures ».

Les recommandations et les évaluations du Ministère s'appuient, entre autres, sur des critères de qualité de l'eau qu'il a définis pour les principaux usages de l'eau de surface. Dans le contexte du suivi de la qualité des milieux aquatiques, les critères de qualité de l'eau sont un des outils de référence pour évaluer la santé des écosystèmes. Lorsque des eaux usées sont déversées dans le milieu aquatique, les critères de qualité servent également de base à la définition de limites environnementales de rejet pour les contaminants visés.

Le Ministère présente ces critères de qualité dans le document intitulé *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, accessible dans son site Internet à l'adresse http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm. Ce répertoire contient, pour plus de 300 contaminants, des critères de qualité descriptifs et des critères de qualité chimiques déjà publiés et reconnus. Il contient également des critères relatifs à la toxicité globale aiguë et chronique des effluents. En complément, le Ministère a adopté une méthode pour la détermination des critères de qualité de l'eau qu'il utilise lorsqu'il n'existe pas déjà de critères de qualité reconnus pour un contaminant, mais pour lequel des données de toxicité existent. Cette méthode est présentée dans le document intitulé *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques* (MENVIQ 1990, rév. 1992, en révision).

Au Québec, les rejets d'eaux usées en milieu aquatique sont, de façon générale, peu réglementés. Les normes de rejet paraissant dans les règlements sont habituellement basées sur la performance des technologies d'assainissement usuelles. Elles constituent un niveau de protection de base sans égard à l'emplacement des rejets. Or, les milieux aquatiques présentent des vulnérabilités très variées en fonction des usages et des conditions hydrodynamiques. Les normes prévues par l'approche technologique peuvent donc être parfois insuffisantes pour permettre le respect des critères de qualité dans le milieu. En fonction des pouvoirs de la loi, différentes mesures, telles que l'imposition de normes de rejet plus restrictives ou de modifications aux projets, peuvent alors être prises pour assurer une protection adéquate du milieu.

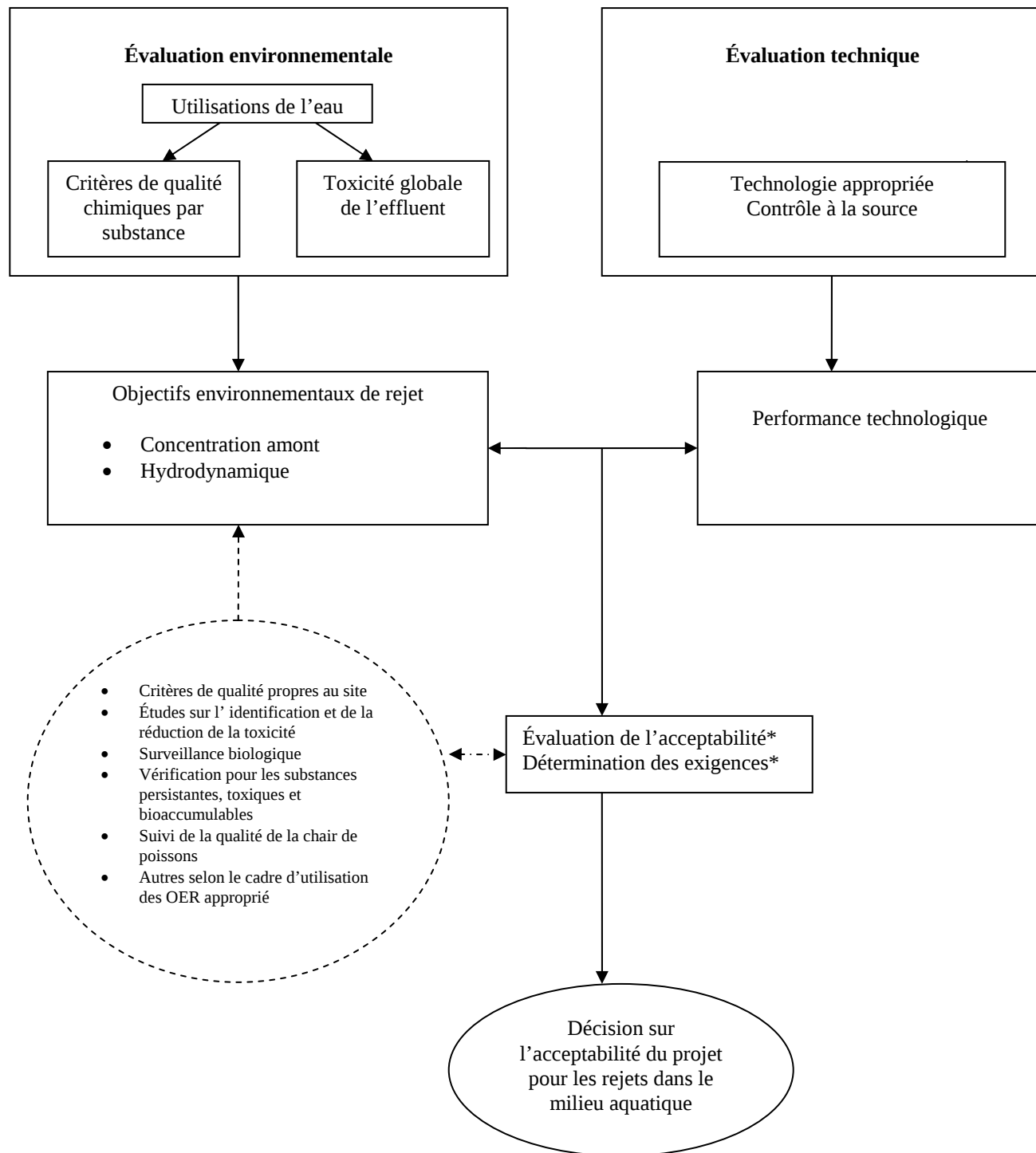
Le Ministère a conçu une méthode pour la détermination d'objectifs environnementaux de rejet (OER) pour chaque source de contamination basée sur les critères de qualité de l'eau de surface, les conditions hydrodynamiques et les usages du milieu. Elle est décrite dans le présent document.

Les objectifs environnementaux de rejet constituent la base de la démarche menant à la détermination des limites de rejet visant à mieux protéger le milieu récepteur. Le diagramme de la page VII montre que cette approche de protection du milieu aquatique est utilisée de manière complémentaire à l'approche technologique. Cette démarche permet de s'assurer que les activités susceptibles d'avoir un impact sur la qualité de l'eau de surface sont conformes aux

principes de prévention et de réduction de la contamination. Elle est utilisée notamment pour les projets d'assainissement municipaux, les évaluations environnementales, les attestations d'assainissement et les analyses de demandes d'actes statutaires. Elle peut être accompagnée ou complétée par d'autres actions, telles qu'une évaluation de la qualité de la chair ou des tissus des organismes aquatiques, une évaluation biologique des communautés ou un suivi de la qualité des sédiments.

Finalement, le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques* (MEF, 1996, en révision) complète la série en fournissant un outil aux exploitants qui doivent réduire la toxicité globale de leurs effluents. Ce guide propose une démarche pour procéder à une étude sur l'identification de l'origine de la toxicité (EIT) et à une étude des possibilités de réduction de la toxicité (ERT).

Étapes de l'approche de protection du milieu aquatique pour les rejets ponctuels



* En fonction des cadres d'utilisation des OER appropriés.

AVERTISSEMENT AU LECTEUR

La version 2007 de ce document contient des renseignements inédits. Elle remplace le document précédent, intitulé *Méthodologie de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique* (1991), ainsi que ses versions révisées de 1994, de 1996 et de 2001.

Une connaissance des outils d'évaluation de la qualité de l'eau et des effluents et de leurs limites d'interprétation est essentielle avant d'utiliser la méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet qui suit. Pour cette raison, il est recommandé de lire les chapitres explicatifs du document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm et, plus particulièrement, les règles générales d'utilisation de ces critères.

Cette méthode est inspirée de l'approche de l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EPA). Le document technique à partir duquel les États américains et plusieurs provinces canadiennes ont élaboré leurs approches est le *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control* (U.S. EPA, 1991b).

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
ÉQUIPE DE TRAVAIL	ii
PRÉAMBULE.....	iv
AVERTISSEMENT AU LECTEUR	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	viii
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES FIGURES.....	x
SIGLES ET ACRONYMES	xi
1 DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'APPROCHE	1
2 USAGES DE L'EAU DE SURFACE.....	4
2.1 Généralités	4
2.2 Sources d'approvisionnement en eau potable.....	5
2.3 Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés.....	5
2.4 Activités récréatives.....	6
2.5 Vie aquatique	6
2.6 Faune terrestre piscivore	7
2.7 Autres usages	7
3 CRITÈRES DE QUALITÉ DESCRIPTIFS, CHIMIQUES ET DE TOXICITÉ GLOBALE	8
3.1 Généralités	8
3.2 Critères de qualité descriptifs.....	8
3.3 Critères de qualité chimiques.....	8
3.3.1 Concentration et durée.....	8
3.3.2 Caractéristiques physico-chimiques pour le calcul des critères de qualité.....	11
3.3.3 Critères de qualité propres à un site	12
3.3.4 Critères de qualité pour les sédiments	12
3.3.5 Biocritères et surveillance biologique	12
3.4 Critères de toxicité globale de l'effluent.....	13
3.4.1 Toxicité globale aiguë	13
3.4.2 Toxicité globale chronique.....	14
3.4.3 Toxicité globale de l'effluent pour les rejets en milieu marin.....	15
4 ZONE DE MÉLANGE.....	15
4.1 Généralités	15
4.2 Zone de mélange en rivière.....	18
4.3 Zone de mélange en lac, en réservoir ou en baie fermée	19
4.4 Zone de mélange dans les estuaires et les eaux côtières	20
5 OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE LOCALE	23
5.1 Généralités	23

5.2	Calcul des OER pour les contaminants chimiques	23
5.3	Calcul des OER relatifs à la toxicité globale de l'effluent.....	26
5.3.1	Toxicité globale aiguë	26
5.3.2	Toxicité globale chronique.....	26
6	OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE GLOBALE	27
6.1	Approche globale pour le phosphore et les coliformes fécaux	27
6.1.1	Phosphore.....	28
6.1.2	Coliformes fécaux	30
6.2	Approche globale pour la DBO5	30
6.3	Approche globale pour les contaminants toxiques	31
7	ÉLÉMENTS DE CALCUL DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET	33
7.1	Débit d'étiage des cours d'eau.....	33
7.2	Modélisation hydrodynamique et tests de diffusion	35
7.3	Débit de l'effluent.....	36
7.4	Concentrations amont	37
7.5	Concentrations amont élevées.....	40
7.6	Objectifs environnementaux de rejet en concentration et en charge.....	40
7.7	Période d'application des objectifs environnementaux de rejet.....	41
8	CAS SPÉCIAUX DE TOXICITÉ AIGUË	42
8.1	Rejets de courte durée.....	42
8.2	Rejets continus.....	43
8.3	Caractéristiques physico-chimiques pour le calcul des valeurs aiguës finales à l'effluent	43
9	ÉLÉMENTS D'INTERPRÉTATION ET ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES LIÉES AUX DÉPASSEMENTS DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET	44
9.1	Généralités	44
9.2	Suivi de l'eau potable ou de la chair de poisson.....	45
9.3	Forme des métaux.....	46
9.4	Critères de qualité de l'eau propres à un site	47
9.5	Étude sur l'identification de l'origine de la toxicité.....	49
9.6	Vérification des concentrations des contaminants fortement bioaccumulables	49
	BIBLIOGRAPHIE	51
	GLOSSAIRE.....	54
	Annexe 1 Essais de toxicité recommandés	
	Annexe 2 Substances persistantes, toxiques et bioaccumulables	
	Annexe 3 Développement des équations pour le calcul des OER	
	Annexe 4 Exemple de calcul d'OER	

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Limites maximales des zones de mélange et de la dilution pour différents types de milieux.....	22
Tableau 2	Conditions d'utilisation de l'approche locale et de l'approche globale selon les contaminants.....	32
Tableau 3	Débits d'étiage retenus pour les différents usages.....	34
Tableau 4	Concentrations typiques des milieux agricoles et forestiers	39
Tableau 5	Période d'application des OER selon le type de contaminant et l'usage.....	41

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Représentation du calcul à rebours effectué au moment de la détermination des OER.....	2
Figure 2	Exemple de différentes zones de mélange possibles pour un même effluent	17
Figure 3	Éléments du bilan de charges	24

SIGLES ET ACRONYMES

BPC	Biphényles polychlorés
CARE	Critère d'activités récréatives et d'esthétique
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
CFTP	Critère de protection de la faune terrestre piscivore
CI ₂₅	Concentration inhibitrice pour 25 % des organismes testés
CL ₅₀	Concentration létale pour 50 % des individus
CORMIX	Cornell Mixing Zone Expert System (logiciel de modélisation hydrodynamique)
CPC(EO)	Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques
CPC(O)	Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques
CQ	Critère de qualité
CQPS	Critère de qualité propre à un site
CSEO	Concentration sans effet observable
CVAC	Critère de protection de la vie aquatique chronique
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène en 5 jours
EIT	Étude sur l'identification de l'origine de la toxicité
ERT	Étude sur la réduction de la toxicité
Fd	Facteur de dilution
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec
MES	Matières en suspension
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
OER	Objectifs environnementaux de rejet
P _{tot}	Phosphore total
QUAL2E	Enhanced Stream Water Quality Model (modèle de qualité de l'eau)
REE	Ratio correcteur de l'effet de l'eau
SPTB	Substances persistantes, toxiques et bioaccumulables
TGE	Toxicité globale de l'effluent
UFC	Unité formant des colonies
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UTa	Unité de toxicité aiguë
UTc	Unité de toxicité chronique
V/V	Volume pour volume
VAF _e	Valeur aiguë finale à l'effluent

1 DESCRIPTION GÉNÉRALE DE L'APPROCHE

L'un des mandats du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs est la préservation et la récupération des usages des milieux aquatiques. Dans ce contexte, le Ministère a la responsabilité d'évaluer les projets qui lui sont soumis en tenant compte de la protection de la santé humaine et des ressources biologiques. Pour parvenir à cet objectif, le Ministère a, entre autres, adopté une méthode qui permet d'évaluer les impacts actuels ou de prévoir les impacts appréhendés des rejets d'eaux usées en milieu aquatique. Cette méthode permet de déterminer les concentrations et les charges de contaminants pouvant être rejetées dans un milieu aquatique sans compromettre les usages de l'eau. Ces concentrations et charges, appelées *objectifs environnementaux de rejet* ou *OER*, sont déterminées à partir :

-  des caractéristiques du milieu récepteur;
-  du niveau de qualité nécessaire pour le maintien des usages de l'eau.

Les caractéristiques du milieu récepteur sont représentées par la qualité naturelle et la qualité actuelle du plan d'eau ainsi que par sa vulnérabilité et sa capacité de dilution et d'assimilation. Ainsi, un petit plan d'eau ne peut recevoir une charge de contaminants aussi importante qu'un grand plan d'eau sans voir sa qualité se dégrader. De même, un lac dont le taux de renouvellement est lent est moins en mesure de supporter une charge qu'une rivière à écoulement rapide. L'approche des OER est conçue pour tenir compte de ces différences. Elle permet aussi d'évaluer si la capacité d'un plan d'eau à recevoir des contaminants est dépassée.

Le niveau de qualité nécessaire pour le maintien des usages de l'eau est représenté par les critères de qualité de l'eau et par les critères définis pour la toxicité globale des effluents. L'absence de toxicité aiguë à l'effluent permet d'éviter les effets létaux sur la faune et la flore à proximité du rejet. L'absence d'effets à long terme sur l'un ou l'autre des usages de l'eau dans l'ensemble du plan d'eau évite de compromettre le développement de la faune, de la flore et des utilisations humaines.

La méthode d'établissement des OER intègre plusieurs paramètres : la qualité des eaux en amont du point de rejet, le débit ou le volume d'eau considéré pour la dilution en conditions critiques, le débit de l'effluent, la toxicité globale de l'effluent et les critères de qualité de l'eau pour chacun des usages. Le calcul des OER est basé sur un bilan de charges appliqué sur une portion du plan d'eau. Ce bilan est établi de façon que, pour chaque contaminant, l'addition de la charge de l'effluent à la charge déjà présente en amont du rejet respecte la charge maximale tolérable à la limite d'une zone de mélange restreinte. Cette zone est attribuée dans la mesure où elle ne nuit pas à l'ensemble du plan d'eau.

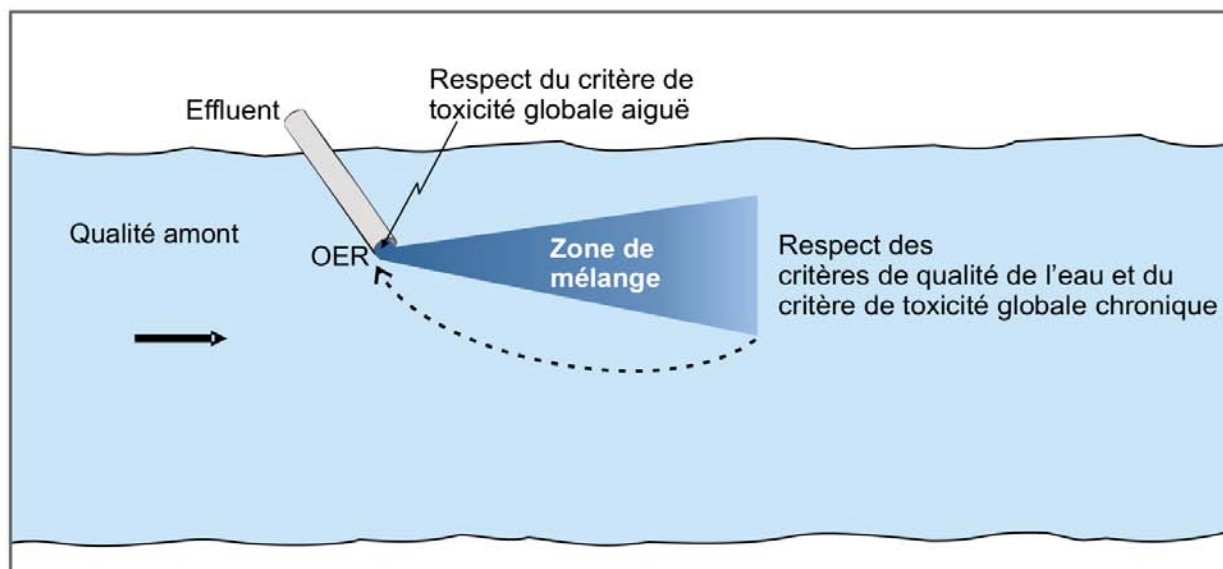


Figure 1 Représentation du calcul à rebours effectué au moment de la détermination des OER

Par un calcul à rebours, la concentration et la charge (OER) à l'effluent sont déterminées à partir du critère de qualité à atteindre en aval du rejet et de la zone de mélange considérée. Tous les OER, tant aigus que chroniques, s'appliquent directement à l'effluent (figure 1).

Les critères de qualité de l'eau et les critères de toxicité globale des effluents sont de bons outils prédictifs des effets des contaminants sur la vie aquatique et les usages de l'eau (U.S. EPA, 1991b). Toutefois, des aspects relatifs à la santé de l'écosystème, à la dégradation de l'habitat, à l'effet cumulatif de plusieurs rejets ou encore à la présence d'un usage particulier ou d'une espèce vulnérable, peuvent nécessiter des interventions supplémentaires. D'autres outils d'évaluation peuvent alors être utilisés pour tenir compte des effets qui ne sont pas considérés directement ou indirectement par les critères de qualité : surveillance biologique, études sur la chair des poissons ou la qualité des sédiments, etc. C'est grâce à la complémentarité de ces outils que l'intégrité des écosystèmes, tant chimique, biologique que physique, peut être évaluée dans son ensemble.

La méthode de détermination des OER s'inscrit dans l'approche générale du Ministère visant le contrôle des substances polluantes provenant des rejets d'eaux usées telle qu'elle est expliquée dans le préambule. L'établissement d'OER diffère de l'établissement de normes réglementaires en ce sens qu'il tient compte des différences entre les milieux récepteurs. Si les normes réglementaires assurent une équité entre les rejets d'un secteur industriel sur la base d'un même niveau de traitement, l'approche des OER vise une certaine équité entre les rejets en fonction de la sensibilité du milieu. Ses principaux avantages résident dans son caractère prédictif, puisqu'elle permet d'évaluer un rejet à venir, et dans son caractère préventif, puisqu'elle permet d'agir avant l'apparition d'un effet observable dans le milieu. Elle est également relativement simple comparativement à d'autres outils et fournit des recommandations quantitatives, ce qui lui permet de s'adapter aux différents programmes d'assainissement. Elle a cependant ses

limites. L'approche des OER n'est pas conçue pour évaluer les rejets en réseau, les rejets sur les sols, les rejets diffus de type agricole et les rejets issus du ruissellement urbain, ni pour évaluer l'impact des rejets accidentels.

Les OER ne tiennent pas compte des contraintes analytiques, économiques et technologiques. Ils permettent d'évaluer l'acceptabilité environnementale de rejets existants ou de rejets prévus et peuvent justifier des interventions supplémentaires ou des modifications de projets. Les OER peuvent également servir à identifier les substances les plus problématiques pour le milieu, à rechercher des produits de remplacement ou à justifier l'utilisation de technologies de traitement plus avancées si le milieu le nécessite. Ils peuvent conduire à la relocalisation du point de rejet pour protéger certains milieux récepteurs plus sensibles et, ultimement, contribuer au refus d'un projet.

Les OER ne doivent pas être utilisés tels quels dans un acte statutaire du Ministère sans analyse préalable des technologies de traitement existantes. Ils doivent être inclus et utilisés à l'intérieur des cadres d'utilisation élaborés pour le secteur concerné. Une démarche liant les OER et la technologie est déjà définie pour certains secteurs, et une ligne directrice générale sur l'utilisation des OER pour les rejets industriels est en préparation au Ministère. Cet aspect ne sera donc pas abordé dans le présent document.

La méthode de calcul exposée permet de traiter la majorité des cas de rejets ponctuels dans le milieu aquatique. Cependant, cette méthode ne prétend pas couvrir toutes les situations possibles. Si des circonstances particulières le justifient, les cas nécessitant une approche particulière pourront être étudiés par le Ministère selon les principes énoncés dans ce document. Les chapitres qui suivent présentent chacun des éléments entrant dans le calcul des OER et certaines notions utiles à leur interprétation.

2 USAGES DE L'EAU DE SURFACE

2.1 Généralités

L'approche utilisée pour déterminer les OER pour les eaux usées rejetées dans le milieu aquatique vise à protéger les usages existants de l'eau de surface et à récupérer les usages qui ont été perdus.

Les expressions *eau de surface* ou encore *plan d'eau* font référence à tous les cours d'eau ainsi qu'aux lacs, réservoirs, étangs, marais et tourbières. Un cours d'eau se définit comme étant une masse d'eau qui s'écoule dans un lit avec un débit régulier ou intermittent, y compris ceux qui ont été créés ou modifiés par une intervention humaine, ainsi que le fleuve et le golfe du Saint-Laurent de même que toutes les mers qui entourent le Québec, à l'exception du fossé de voie publique ou privée, du fossé mitoyen et du fossé de drainage¹.

Usage de l'eau signifie toute utilisation nécessaire au développement, à la croissance et à la reproduction de la faune et de la flore ainsi que l'emploi de l'eau par l'homme à des fins utilitaires ou récréatives. L'expression *usages désignés* est employée pour indiquer les usages retenus par le Ministère pour une portion de plan d'eau en particulier. Les usages désignés incluent les usages existants, ceux à récupérer et ceux prévus à brève échéance. Certains usages sont désignés pour prévenir ou réduire les risques pour la santé humaine, d'autres, pour protéger l'intégrité des écosystèmes.

Pour prévenir les risques pour la santé humaine, les usages de l'eau de surface à protéger ou à récupérer sont :

-  les sources d'approvisionnement en eau potable;
-  la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés;
-  les activités récréatives.

Pour protéger les organismes vivants, les usages de l'eau de surface à protéger ou à récupérer sont :

-  la vie aquatique;
-  la faune terrestre piscivore.

Même lorsque la qualité de l'eau est adéquate, certains usages ne sont pas présents sur les plans d'eau en raison, notamment, de contraintes physiques (accès, profondeur d'eau, nature du fond, vitesse de courant). C'est le cas, entre autres, des usages à caractère récréatif et des prises d'eau potable. D'autres usages, comme la vie

¹ La définition de *cours d'eau* retenue pour les fins de l'approche correspond à celle indiquée dans la fiche « Identification et délimitation des écosystèmes aquatiques, humides et riverains – projet » du *Guide d'analyse des projets d'intervention dans les écosystèmes aquatiques, humides et riverains assujettis à l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement*.

aquatique, sont présents ou devraient l'être dans toutes les eaux de surface. Au moment de l'évaluation de la qualité d'un rejet dans le milieu aquatique, les usages existants ou à récupérer sont désignés par le Ministère après consultation auprès de diverses sources et selon les modalités décrites dans les sections 2.2 à 2.4.

2.2 Sources d'approvisionnement en eau potable

L'eau de surface constitue la source d'approvisionnement en eau potable pour la majorité de la population du Québec. L'eau de surface approvisionne en effet plus de 5,3 millions de personnes en eau potable, à partir des réseaux de distribution municipaux (MDDEP, 2004).

La présence de certains contaminants dans l'eau brute est susceptible d'augmenter les risques pour la santé des consommateurs si l'efficacité du traitement de l'eau potable est inadéquate. En protégeant les sources d'eau destinées à l'approvisionnement, on maintient au minimum les coûts de traitement et on réduit les difficultés qui peuvent survenir au moment de la désinfection en raison de la mauvaise qualité de l'eau d'approvisionnement. De plus, la détérioration de la qualité de l'eau, même si elle est uniquement de nature organoleptique (goût, odeur, couleur), est une perte d'usage puisque les consommateurs pourraient se tourner vers d'autres sources d'approvisionnement. Pour cette raison, les contraintes tant organoleptiques que celles basées sur les risques pour la santé, sont considérées au moment de la détermination d'OER.

Cet usage est considéré dans tous les plans d'eau où il y a présence d'une prise d'eau potable. Il ne l'est pas dans les plans d'eau où il n'y a pas de prise d'eau potable.

2.3 Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés

La qualité de la chair des organismes aquatiques qui sont consommés par l'humain se dégrade en raison d'une altération organoleptique (goût ou odeur désagréable) ou d'une augmentation des risques pour la santé (substances toxiques, toxines, bactéries). Certaines substances peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes aquatiques (poissons, mollusques et crustacés) au point de devenir nuisibles pour les consommateurs et de nécessiter l'émission d'avis de restriction ou d'interdiction de les consommer.

La pêche sportive est un usage largement répandu. En 2005, « le Québec compt[ait] 813 590 adeptes de la pêche » et « 1,6 million de Québécois(e)s se dis[ai]ent intéressés à pratiquer éventuellement la pêche » (MRNF, 2004). Elle se pratique sur tout genre de plan d'eau. Pour cette raison et parce que certaines substances bioaccumulables sont toxiques et persistantes, parce qu'elles sont transférées d'un compartiment de l'écosystème à l'autre (eau, petits poissons, poissons prédateurs, sédiments, sauvagine) et que tout apport supplémentaire augmente leurs niveaux de fond dans l'environnement, toute dégradation de la qualité de l'eau de surface est à éviter.

En ce qui concerne les substances toxiques, la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés est un usage désigné pour tous les plans d'eau au moment de la détermination d'OER. De façon plus précise, les zones propices à la cueillette de mollusques doivent être exemptes de contamination microbienne. Cet aspect est pris en compte dans la protection des eaux coquillières lorsque la ressource est présente en quantité suffisante pour le justifier.

2.4 Activités récréatives

La protection des activités récréatives vise à prévenir les risques pour la santé liés au contact direct ou indirect avec l'eau. Les activités sont dites de contact direct lorsqu'il peut y avoir immersion complète du corps dans l'eau, incluant la tête. Elles comprennent la baignade, la planche à voile et le kayak de rivière. Les activités dites de contact indirect impliquent un contact partiel et moins fréquent avec l'eau. La pêche, le canotage et la navigation de plaisance entrent dans cette deuxième catégorie.

La prise en compte de l'aspect esthétique (couleur, débris flottants, turbidité, surcroissance d'algues et de plantes aquatiques) fait partie intégrante de la protection des activités récréatives, car cela préserve l'attrait des sites où elles se pratiquent. Même en l'absence d'activités de contact avec l'eau, la présence d'aménagements riverains, tels que des parcs, haltes routières ou campings, nécessite que cet aspect soit considéré.

La protection des activités récréatives doit être assurée aux sites d'usage et non sur l'ensemble des plans d'eau.

2.5 Vie aquatique

La faune et la flore aquatiques sont omniprésentes dans les plans d'eau. Elles sont indicatrices de la santé des écosystèmes aquatiques. Plusieurs phénomènes liés à une pollution de l'eau peuvent entraîner des effets néfastes sur les populations aquatiques ou créer des déséquilibres dans les communautés en favorisant des espèces nuisibles ou non désirables. Les substances toxiques, les baisses d'oxygène dissous, l'envasement des frayères, l'enrichissement du milieu par les matières nutritives sont autant de modifications qui peuvent perturber le développement des organismes aquatiques.

La vie aquatique est sensible aux variations des conditions du milieu; elle subit les effets de ces fluctuations même si celles-ci sont de courte durée. Pour protéger la vie aquatique, l'impact des rejets à court et à long termes est considéré.

La protection de la vie aquatique est considérée dans tous les plans d'eau. La vie aquatique inclut les communautés de poissons, d'invertébrés, de zooplancton, d'algues

et de macrophytes. La présence d'espèces d'eau froide, comme les salmonidés, est considérée sur tout le territoire.

2.6 Faune terrestre piscivore

La pérennité de la faune terrestre dépend de la qualité de l'eau et de celle des organismes aquatiques qu'elle consomme. Les substances qui s'accumulent dans les tissus des organismes aquatiques peuvent avoir des effets d'autant plus grands sur la faune que celle-ci consomme les poissons en entier, incluant les viscères et la graisse, où certaines substances s'accumulent préférentiellement. Les risques d'effets des substances bioaccumulables sont plus importants pour les espèces dont la diète est principalement composée de poissons, tels les visons, aigles pêcheurs, loutres et autres piscivores.

L'usage de l'eau par la faune terrestre piscivore est considéré dans tous les plans d'eau au moment de la détermination d'OER.

Usages de l'eau de surface	
Sources d'approvisionnement en eau potable	À la prise d'eau potable
Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés	Partout
Activités récréatives	Au site de l'usage
Vie aquatique	Partout
Faune terrestre piscivore	Partout

2.7 Autres usages

À la liste des usages déjà mentionnés s'ajoutent d'autres utilisations de l'eau, comme l'irrigation et l'abreuvement de bétail, qui peuvent être considérées au cas par cas. Toutefois, dans la majorité des situations, la protection des usages nommés aux sections précédentes assure également la protection de ces utilisations particulières.

Lorsque les eaux usées se déversent dans un fossé de voie publique ou privée, un fossé mitoyen ou un fossé de drainage, les usages à protéger sont ceux désignés pour le premier milieu en aval correspondant à la définition d'un cours d'eau. Cependant, si les eaux du fossé sont utilisées aux fins d'irrigation, cet usage peut être pris en compte directement au fossé. Le même principe s'applique pour éviter des problèmes de salubrité liés à une mauvaise qualité bactériologique de l'eau dans des fossés facilement accessibles (en milieu résidentiel, par exemple).

3 CRITÈRES DE QUALITÉ DESCRIPTIFS, CHIMIQUES ET DE TOXICITÉ GLOBALE

3.1 Généralités

Critère de qualité signifie tout énoncé circonstancié ou toute valeur chiffrée qui représente la qualité de l'eau nécessaire pour le maintien d'un usage. Trois types de critères de qualité peuvent être utilisés pour l'élaboration des OER : des critères de qualité descriptifs, des critères de qualité chimiques et des critères relatifs à la toxicité globale des effluents.

La qualité de l'eau peut être évaluée en regard des critères de qualité descriptifs et chimiques et des critères de toxicité globale ainsi que par la surveillance biologique des milieux. L'utilité et les limites d'interprétation de chacun de ces outils sont expliquées dans le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (MDDEP, 2006), qui contient les critères de qualité reconnus par le Ministère.

Pour le calcul des OER, seuls les critères de qualité descriptifs et chimiques et les critères de toxicité globale des effluents sont utilisés. Ils permettent de définir des valeurs à l'effluent et de prévoir les effets de rejets existants ou futurs avant que ces effets surviennent et soient décelables dans le milieu. Les critères de qualité pour les sédiments peuvent servir à compléter l'évaluation de l'impact d'un rejet sur le milieu aquatique (section 3.3.4).

3.2 Critères de qualité descriptifs

Les critères de qualité descriptifs sont principalement liés à la protection de la qualité esthétique des plans d'eau. Ils comprennent aussi un libellé général recommandant l'absence de toute substance en concentration toxique pour la santé humaine, la vie aquatique ou la faune terrestre. Ces critères sont énumérés dans *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (MDDEP, 2006). Ils servent à définir des objectifs de rejet qualitatifs du type : « la zone de mélange doit être exempte de débris, huile, mousse ou autres matériaux flottants en quantité suffisante pour devenir inesthétique ou dommageable ». Les critères descriptifs peuvent aussi servir à formuler des objectifs pour assurer le maintien de l'intégrité physique et biologique des écosystèmes.

3.3 Critères de qualité chimiques

3.3.1 Concentration et durée

Un critère de qualité est formé de deux composantes, soit une concentration et une durée. La concentration est établie à partir des effets potentiels d'un contaminant : toxicité, risque pour la santé, organoleptivité, dégradation esthétique ou microbiologique, ou potentiel d'eutrophisation. Les critères de qualité sont déterminés

spécifiquement pour chaque contaminant et pour chaque usage de l'eau. Ils sont établis à partir de procédures reconnues qui tiennent compte du mode d'action propre à chaque substance. Ces procédures sont résumées dans MDDEP (2006) et détaillées dans *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques* (MENVIQ, 1990, rév. 1992, en révision). Les critères de qualité représentent un seuil d'effet prédéterminé (ex. : 50 % de mortalité) ou un seuil sans effet ou sans risque d'un contaminant basé sur un scénario d'exposition des organismes ou de l'humain propre à chaque usage.

Les critères de qualité chimiques sont exprimés en concentration totale pour tous les contaminants, à l'exception des métaux, pour lesquels ils sont exprimés en métal extractible total. La forme extractible totale d'un métal est celle contenue dans un échantillon non filtré et correspond à la somme du métal dissous et du métal lié aux particules, sans digestion du réseau silicaté (CEAEQ, 2006).

Les OER sont principalement établis à partir des critères de qualité chimiques assurant la protection des usages nommés au chapitre 2. Pour les rejets continus, les critères de qualité de l'eau utilisés sont :

-  les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques;
-  les critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques;
-  les critères d'activités récréatives et d'esthétique;
-  les critères de protection de la vie aquatique chroniques;
-  les critères de protection de la faune terrestre piscivore.

Pour un même contaminant, des OER sont calculés à partir de chacun des critères de qualité. Les critères de protection de la vie aquatique, de prévention de la contamination des organismes aquatiques et de protection de la faune terrestre piscivore, s'appliquent à la limite de la zone de mélange. Les critères associés à la protection des sources d'eau potable et aux activités récréatives s'appliquent au site de l'usage.

Usages de l'eau et critères de qualité		
Sources d'approvisionnement en eau potable	Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques	CPC(EO)
Consommation de poissons, de mollusques et de crustacés	Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques	CPC(O)
Activités récréatives	Critère d'activités récréatives et d'esthétique	CARE
Vie aquatique	Critère de protection de la vie aquatique chronique	CVAC
Faune terrestre piscivore	Critère de protection de la faune terrestre piscivore	CFTP

Les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPC[EO]) et les critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPC[O]) concernent l'exposition humaine. Les CPC(EO) sont conçus pour prévenir la contamination des eaux de surface servant à la production d'eau potable tout en prévenant celle de la chair des organismes aquatiques comestibles. Ils

sont définis de manière à protéger un individu qui puiserait son eau de consommation directement dans le cours d'eau considéré et qui consommerait un repas de poisson, de mollusques ou de crustacés par semaine sa vie durant. Les CPC(O) sont définis pour prévenir la contamination de la chair des poissons, mollusques ou crustacés comestibles. Ils sont déterminés pour les substances bioaccumulables, de manière à protéger un individu qui consommerait un repas de poisson par semaine, sa vie durant.

Pour prévenir les effets sur la vie aquatique, deux niveaux de protection sont considérés : un seuil pour les effets aigus (effets sévères à court terme) et un seuil pour les effets chroniques (effets sous létaux à moyen et long termes). Les effets chroniques sur la vie aquatique sont évalués à partir des critères de protection de la vie aquatique chroniques (CVAC) ainsi que par la mesure de la toxicité globale chronique de l'effluent (section 3.5). La toxicité aiguë d'un rejet est évaluée à partir de la mesure de la toxicité globale aiguë de l'effluent (section 3.5). Lorsque l'évaluation de la toxicité globale aiguë n'est pas appropriée, par exemple, pour un rejet unique de courte durée ou pour prévoir la toxicité aiguë du rejet d'un nouveau projet, des valeurs aiguës finales à l'effluent (VAFe), définies pour des contaminants en particulier, peuvent être utilisées (section 8). Pour la protection de la vie aquatique, des critères de qualité distincts sont déterminés pour les eaux douces et salées (MDDEP, 2006).

Les critères de protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) sont déterminés pour les substances qui ont une très forte propension à se bioaccumuler dans les tissus des organismes aquatiques. Ces critères de qualité peuvent être traduits en concentration dans les tissus des poissons entiers (mg/kg) et être utilisés lorsque des vérifications dans le milieu sont nécessaires (section 9.6).

La durée associée à un critère de qualité est la période pendant laquelle les organismes ou les personnes peuvent être exposés à une concentration, moyenne ou maximale, sans subir d'effets nuisibles. Toute concentration en milieu naturel au-dessus d'un critère de qualité, lorsqu'elle est maintenue continuellement, est susceptible d'entraîner la perte complète ou partielle de l'usage pour lequel le critère de qualité a été déterminé. Toutefois, de légers écarts ne causeront pas nécessairement d'effets si leur durée et leur fréquence sont limitées. Par conséquent, la durée associée aux critères de qualité est définie de manière à limiter la durée et la fréquence des légers dépassements d'un critère.

Des effets peuvent commencer à se faire sentir si les CVAC sont dépassés en moyenne pendant plus de quatre jours, durée la plus courte pendant laquelle des effets sont parfois observés pour certaines espèces et certains contaminants. Cette période est sécuritaire même pour les substances les plus réactives. Les CPC(EO), les CPC(O) et les CFTP sont plutôt évalués en regard d'un temps d'exposition moyen de 30 jours, puisqu'ils sont basés sur des expositions la vie durant ou sur des conditions d'exposition stables à long terme. Les critères d'activités récréatives sont appliqués de manière à éviter les effets qui surviennent après de courtes durées d'exposition. Ces durées servent à définir les débits d'étiage retenus à la section 7.1 pour le calcul des

OER de manière à prévenir les atteintes aux usages la grande majorité du temps. Ces durées ne font pas référence à une fréquence de suivi applicable à l'effluent.

Les critères de qualité sont établis contaminant par contaminant. L'effet cumulatif de plusieurs contaminants présents simultanément n'est alors pas pris en compte. Pour la protection de la vie aquatique, la meilleure façon de tenir compte de l'effet cumulatif des contaminants contenus dans un effluent est la mesure de la toxicité globale aiguë et chronique (section 3.5). Il est aussi parfois possible, lorsque les interactions entre certains contaminants de même type sont bien connues, d'en tenir compte dans la formulation des OER. Les effets peuvent être considérés comme additifs si les substances occasionnent le même type de réponse à partir du même mode d'action (MDDEP, 2006). Lorsque des facteurs d'équivalent toxique (FET) sont définis pour des contaminants, ils peuvent être utilisés pour pondérer les effets de substances qui ont un même mode d'action, mais une toxicité variable.

3.3.2 Caractéristiques physico-chimiques pour le calcul des critères de qualité

La toxicité de certains contaminants pour la vie aquatique est influencée par les caractéristiques physico-chimiques du milieu tels le pH, la température, la dureté, le carbone organique dissous, la salinité ou la concentration en chlorures. Pour plusieurs de ces contaminants, les critères de qualité varient alors en fonction d'une ou de plusieurs caractéristiques de l'eau.

Les OER qui en découlent sont calculés à partir des caractéristiques physico-chimiques du plan d'eau. Des caractéristiques représentatives des plans d'eau sont recherchées, c'est-à-dire des valeurs correspondant à l'amont immédiat du point de rejet qui excluent les sources directes de contamination. Selon les données dont on dispose, les options suivantes sont choisies :

-  la médiane annuelle des données réelles du plan d'eau, en amont ou à l'extérieur de la zone d'influence du rejet;
-  les médianes saisonnières, si pour un contaminant comme l'azote ammoniacal cela est justifié et que les données le permettent ou si, pour un rejet particulier, des OER sont exceptionnellement formulés sur une base saisonnière (section 7.3). Il revient alors à l'exploitant de fournir les données requises;
-  la médiane des données d'un plan d'eau aux caractéristiques similaires, lorsqu'on ne dispose pas de données sur le plan d'eau recevant le rejet;
-  des valeurs par défaut sécuritaires.

Pour la dureté, des médianes élevées doivent être considérées avec réserve dans le cas de petits tributaires situés en région agricole, car elles peuvent parfois être attribuables à des pratiques agricoles (chaulage).

Un exploitant qui considère que les caractéristiques physico-chimiques utilisées pour le calcul des critères de qualité ne sont pas représentatives du milieu récepteur peut

demander au Ministère quelles sont les données minimales et les méthodes d'analyse requises pour être en mesure de fournir des valeurs particulières au milieu visé.

Le phosphore entre dans la catégorie des contaminants dont l'effet dépend de certaines caractéristiques du milieu. À ce titre, les principaux facteurs physiques généralement mentionnés sont la nature du fond, la profondeur de l'eau, sa transparence, sa température, la vitesse du courant et l'ombrage (Environnement Canada, 2003). Ces caractéristiques ne sont pas prises en compte par les critères de qualité. C'est pourquoi le phosphore est soumis à certaines modalités particulières de détermination des OER (section 6.1.1).

3.3.3 Critères de qualité propres à un site

Les critères de qualité de l'eau de surface au Québec sont conçus pour protéger tous les plans d'eau et ils conviennent pour le calcul d'objectifs environnementaux dans la majorité des situations.

Néanmoins, il existe des procédures qui permettent de passer d'un critère de qualité applicable à l'échelle provinciale à un critère propre à un site particulier (section 9.3). C'est le cas, par exemple, lorsqu'une caractéristique particulière de l'eau n'est pas prise en compte par le critère de qualité mais est connue pour avoir une influence sur la toxicité d'un contaminant (telle une concentration en carbone organique dissous élevée) ou lorsque les concentrations naturelles sont élevées ou qu'il y a présence d'une espèce vulnérable ou menacée particulièrement sensible.

3.3.4 Critères de qualité pour les sédiments

Le respect des critères de qualité de l'eau ne permet pas toujours de prévenir l'accumulation de contaminants dans les sédiments en aval d'un rejet. Il n'y a pas encore d'approche formelle permettant d'établir des OER à partir de critères de qualité pour les sédiments. Les critères de qualité pour les sédiments (Environnement Canada et MENVIQ, 1992) peuvent tout de même servir à compléter l'information sur l'impact potentiel d'un rejet lorsqu'il y a un risque de contaminer une zone de sédimentation située à l'aval d'un rejet. Entre autres, ces critères de qualité ainsi que les teneurs naturelles et ambiantes des sédiments peuvent définir la concentration sans effet ou la qualité de ceux-ci, au temps zéro, avant l'implantation d'un nouveau projet.

3.3.5 Biocritères et surveillance biologique

Les critères basés sur des effets biologiques mesurés directement dans le milieu (biocritères) ne sont pas encore standardisés. Les données provenant de suivis biologiques ou d'essais de toxicité dans le milieu qui montrent des effets sur la vie aquatique peuvent servir à appuyer le besoin de déterminer des OER ou à indiquer les endroits où la capacité du milieu est déjà dépassée.

3.4 Critères de toxicité globale de l'effluent

La toxicité globale de l'effluent (TGE) est une mesure du potentiel toxique d'un effluent qui se fait en exposant des organismes aquatiques à un effluent et à des dilutions prédéterminées de cet effluent. La mesure de la toxicité globale d'un effluent repose sur des essais de toxicité standardisés. Elle n'est pas conçue pour représenter les conditions exactes du milieu récepteur.

La mesure de la TGE est une stratégie pour détecter les contaminants toxiques ou les combinaisons de contaminants qui auraient été ignorés autrement. Lorsque jumelée à des études d'identification ou de réduction de la toxicité (section 9.5), elle permet d'établir l'origine de cette toxicité, voire d'orienter les modes de gestion pour l'éliminer. La TGE permet de tenir compte de l'effet combiné de plusieurs substances et de tenir compte des substances inconnues ou pour lesquelles il n'existe pas de critères de qualité pour la protection de la vie aquatique. Par ailleurs, elle ne donne pas d'information sur les autres usages de l'eau.

La TGE est exprimée en pourcentage d'effluent qui produit un effet (ex. : 16 % V/V d'effluent tue 50 % des organismes exposés). Plus le pourcentage V/V d'effluent qui occasionne un effet est petit, plus la toxicité de l'effluent est grande. La TGE s'exprime aussi en unités toxiques (UT). Les unités toxiques sont une inversion des résultats en pourcentage d'effluent qui sert à donner une valeur croissante de toxicité pour une toxicité croissante de l'effluent.

Exemples de calcul des unités toxiques

$$\frac{100 \%}{16 \% \text{ V/V}} = 6,6 \text{ UT}$$

$$\frac{100 \%}{60 \% \text{ V/V}} = 1,7 \text{ UT}$$

Les objectifs environnementaux de rejet pour la TGE sont déterminés à partir :

-  d'un critère de toxicité globale aiguë qui s'applique directement à l'effluent avant dilution dans le milieu;
-  et d'un critère de toxicité globale chronique qui s'applique au bout d'une zone de mélange.

Ces critères sont exprimés en unités toxiques.

3.4.1 Toxicité globale aiguë

L'absence de toxicité aiguë à l'effluent est définie par un maximum de 50 % de mortalité dans l'effluent non dilué. L'objectif visé est d'obtenir une concentration résiduelle à l'intérieur de la zone de mélange attribuée qui ne produit pas ou peu de mortalité sur les organismes. En respectant la limite de 50 % de mortalité à l'effluent, on suppose qu'il n'y aura pas ou peu de mortalité des organismes exposés dans la zone de mélange. Le critère de toxicité globale aiguë, exprimé en unités toxiques, est d'une unité de toxicité aiguë (1 UTa).

Le résultat d'un essai de toxicité aiguë exprimé en UTa s'obtient en divisant 100 % par la concentration d'effluent qui est létale pour 50 % des organismes testés (CL₅₀).

$$UTa = \frac{100 \%}{CL_{50} (\% V/V)}$$

Pour assurer la représentation de la gamme de sensibilité des espèces de l'écosystème, trois espèces sentinelles (deux poissons et un invertébré) devraient être testées. Les essais recommandés sont présentés à l'annexe 1.

L'absence de TGE aiguë en tout temps permet d'éviter les effets de tous les contaminants, incluant ceux à action rapide comme l'azote ammoniacal et le chlore.

3.4.2 Toxicité globale chronique

Pour éviter les effets à long terme d'un rejet sur la vie aquatique, un effluent ne doit pas causer, à la limite de la zone de mélange attribuée, d'effets à long terme sur le développement, la croissance et la reproduction de chacune des espèces sentinelles testées. Le critère de qualité pour la toxicité globale chronique, exprimé en unités toxiques, est d'une unité de toxicité chronique (1 UTc).

Le résultat d'un essai chronique exprimé en UTc s'obtient en divisant 100 % par la plus haute concentration d'effluent sans effet. Cette valeur s'obtenait originellement en divisant 100 % par la concentration sans effet observable (100 % / CSEO (% V/V)). Elle est maintenant généralement définie par la concentration d'effluent qui inhibe une fonction chez 25 % des organismes testés.

$$UTc = \frac{100 \%}{CI_{25} (\% V/V)}$$

Pour assurer la représentation de la gamme de sensibilité des espèces de l'écosystème, un minimum de deux espèces sentinelles de niveau trophique différent (un poisson, un invertébré ou une algue) devraient être testées. Les essais recommandés sont présentés à l'annexe 1.

Le critère de TGE chronique est associé à une durée d'exposition moyenne des organismes de quatre jours, durée la plus courte pendant laquelle des effets sont parfois observés pour certaines espèces et certains contaminants. Cette période est sécuritaire même pour les substances à action rapide. Cette durée sert, tout comme pour les contaminants chimiques, à sélectionner le débit d'étiage qui assure la protection de l'usage la majorité du temps (section 7.1).

3.4.3 Toxicité globale de l'effluent pour les rejets en milieu marin

Pour les rejets d'eau douce en milieu marin, les essais de toxicité avec les espèces d'eau douce présentés à l'annexe 1 sont aussi recommandés. Si un exploitant désire procéder à des essais standardisés avec des espèces marines, il peut le proposer si un contrôle de qualité approprié est effectué.

Les rejets d'eau salée ou de saumures sont traités au cas par cas et peuvent nécessiter, pour vérifier la toxicité aiguë potentielle de l'effluent, l'utilisation de valeurs aiguës finales à l'effluent (VAF_e) définies pour l'eau salée (section 8).

4 ZONE DE MÉLANGE

4.1 Généralités

Le calcul d'OER est la mise en application des critères de qualité des eaux de surface aux rejets ponctuels d'eaux usées dans les plans d'eau. En présence d'un rejet, les critères de qualité reposant sur des expositions chroniques peuvent être dépassés localement sans compromettre l'intégrité chimique des milieux. Une zone d'impact contiguë au point de rejet, appelée *zone de mélange*, est habituellement tolérée. À l'intérieur de celle-ci, les critères de qualité de l'eau peuvent être dépassés tant qu'il n'y a pas de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques ou qu'aucun usage n'est affecté. À la limite de cette zone qui détermine le volume d'eau alloué pour la dilution de l'effluent, les critères de qualité de l'eau s'appliquent.

L'attribution d'une zone de mélange repose sur le principe qu'une très petite zone dégradée peut exister sans nuire à la pérennité de l'écosystème dans son ensemble. Cependant, la zone de mélange doit être aussi restreinte que possible de façon à :

-  ne pas interférer avec les zones de frai et de développement des premiers stades de vie ni avec les zones coquillières;
-  ne pas interférer avec les couloirs de migration des organismes aquatiques ni avec les habitats uniques d'espèces vulnérables ou menacées;
-  ne pas créer d'obstacle nuisant au déplacement des poissons à l'embouchure d'un tributaire;
-  ne pas se superposer à d'autres zones de mélange à moins que l'effet combiné des rejets n'ait été considéré;
-  ne pas attirer les poissons de façon à augmenter l'exposition des organismes aux substances bioaccumulables;
-  ne pas entraîner de concentrations élevées sur de longues distances lorsque le mélange ne se produit pas rapidement;
-  ne pas créer une barrière toxique sur toute la largeur d'un cours d'eau pour ne pas nuire au déplacement des organismes mobiles.

Sur la base des énoncés précédents, les zones de mélange sont définies pour chaque rejet à partir de limites physiques, de l'hydrodynamique du milieu naturel et du meilleur jugement professionnel. Les limites physiques sont appliquées aux conditions dites « critiques » du mélange effluent-milieu récepteur, de façon à assurer le respect des critères de qualité de l'eau dans la majorité des situations. Ces conditions correspondent à la période où le risque entraîné par le rejet est le plus grand pour le milieu. Ce risque n'est pas défini sur la base de conditions transitoires de très courte durée mais plutôt en fonction de conditions qui se maintiennent pendant un certain temps, selon l'impact que l'on cherche à prévenir.

Pour les usages désignés partout, des limites générales existent pour restreindre la longueur de la zone de mélange, la proportion du débit à retenir et la dilution maximale utilisée. Ainsi :

-  lorsque le mélange de l'effluent dans le milieu se fait lentement, des concentrations élevées de contaminants peuvent s'étendre sur plusieurs kilomètres. Pour éviter cette situation, la zone de mélange est limitée à une longueur maximale de 300 mètres;
-  lorsque le mélange dans le milieu se fait rapidement, tout le cours d'eau sert à diluer l'effluent bien avant l'atteinte du 300 mètres de long. Pour éviter d'attribuer tout le débit du cours d'eau à un seul rejet, la zone de mélange est limitée à une portion maximale de 50 % du débit du cours d'eau pour les contaminants toxiques;
-  le calcul de la dilution se fait à l'une des deux limites précédentes, soit celle atteinte en premier. Si cette dilution est supérieure à 1 dans 100, la dilution allouée pour le calcul des OER est limitée à 1 dans 100.

Pour un même rejet, plusieurs zones de mélange peuvent être délimitées en fonction des contaminants visés et des usages désignés (figure 2). Ainsi, les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]) et les critères d'activités récréatives et d'esthétique (CARE) s'appliquent directement à la prise d'eau potable ou à la zone d'activité récréative. La dilution du rejet est donc estimée au site même de l'usage. Par conséquent, aucune limite maximale de dilution n'est utilisée pour calculer les OER à partir de ces critères.

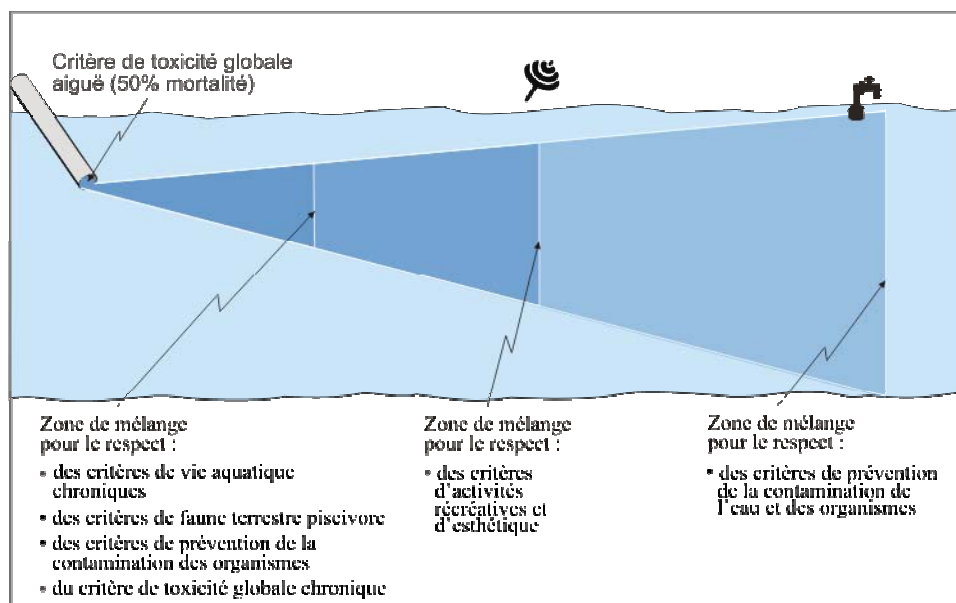


Figure 2 Exemple de différentes zones de mélange possibles pour un même effluent

En rivière, il peut arriver que le mélange complet de l'effluent dans le milieu se produise rapidement. Le volume d'eau alloué pour le mélange de l'effluent est alors défini sur la base des débits d'étiage. Dans tous les autres milieux, la modélisation permet de simuler les conditions de mélange à partir desquelles on établit le volume d'eau alloué pour la dilution. Les conditions critiques et les limites physiques particulières aux zones de mélange pour les différents types de milieux et les différents contaminants sont présentées aux sections 4.2 à 4.4.

Par ailleurs, la zone de mélange peut être réduite ou éliminée :

- lorsque les critères de qualité de l'eau pour un contaminant sont déjà dépassés dans le milieu;
- lorsque les organismes aquatiques sont déjà contaminés au-delà des seuils de référence;
- pour le rejet de substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (SPTB) (annexe 2), puisqu'il y a très peu d'atténuation naturelle pour ces substances. Ainsi, pour les nouveaux projets, aucune zone de mélange n'est considérée pour les SPTB. Pour les établissements existants, l'élimination de cette zone de mélange se fera graduellement;
- pour les rejets multiples qui sont situés sur un même tronçon;
- pour les rejets qui constituent la majeure partie du débit d'un cours d'eau.

4.2 Zone de mélange en rivière

Les rivières sont des plans d'eau à écoulement continu ou intermittent qui ne présentent pas de gradient naturel de densité. Dans ce type de milieu, les conditions critiques du mélange effluent-milieu récepteur correspondent généralement aux périodes d'étiage des rivières.

Les limites de la zone de mélange diffèrent en rivière selon que l'effluent se mélange rapidement ou non dans le milieu. Le mélange complet se fait rapidement (sur une courte distance) dans une petite rivière dont l'écoulement est turbulent. Par contre, le mélange complet peut se faire lentement et créer un panache perceptible sur une très longue distance dans les grandes rivières à écoulement laminaire. La connaissance de l'hydrodynamique et de la géomorphologie du milieu ainsi que le jugement professionnel permettent de définir le type de mélange qui se fait dans un milieu donné.

La dilution utilisée pour le calcul des OER est restreinte à une limite maximale de 1 dans 100 applicable à tous les contaminants, à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, car la dilution n'est pas considérée comme un traitement. Cette limite permet d'éviter de créer des aires de pollution dans les grands milieux où il est difficile de prendre en compte l'apport de contaminants de nombreux rejets. Elle permet d'établir une équité entre les efforts d'assainissement à faire dans les grands comme dans les petits milieux.

Pour le phosphore et les coliformes fécaux, la dilution est souvent restreinte par l'utilisation de l'approche globale, laquelle permet de tenir compte de l'effet cumulatif de plusieurs rejets d'un même contaminant sur un tronçon de cours d'eau (sections 6.1, 6.2 et 6.3).

Mélange rapide

Lorsqu'un effluent se mélange rapidement dans toute la masse d'eau, la zone de mélange est basée sur les débits d'étiage estimés au point de rejet. Aucune modélisation n'est nécessaire, car le mélange est présumé uniforme dans la masse d'eau. La zone de mélange est ainsi limitée par la plus contraignante des limites suivantes :

-  pour les contaminants toxiques, un débit maximal pour la dilution de 50 % du débit d'étiage;
-  pour les contaminants conventionnels (phosphore, coliformes fécaux, demande biochimique en oxygène et matières en suspension), un débit maximal pour la dilution de 100 % du débit d'étiage :
-  pour les raisons énumérées en 4.1 ou pour prendre en considération la présence de plusieurs rejets dans une même portion de cours d'eau, un plus

faible pourcentage du débit d'étiage peut être attribué à l'une ou l'autre de ces limites.

-  pour tous les contaminants à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
-  pour les OER calculés avec les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]), un débit maximal pour la dilution de 100 % du débit d'étiage directement à la prise d'eau potable, sans limite de dilution.

Différents débits hydrologiques sont retenus pour prévenir les atteintes aux usages. Ces débits d'étiage de référence sont précisés à la section 7.1.

Mélange lent

Lorsqu'un effluent ne se mélange pas rapidement dans toute la masse d'eau, et c'est souvent le cas dans les grandes rivières, la zone de mélange attribuée est restreinte par une longueur maximale, et la dilution est déterminée à l'aide d'une modélisation hydrodynamique. Les intrants de la modélisation doivent refléter les conditions d'étiage du milieu. La zone de mélange est alors délimitée par la plus contraignante des limites suivantes :

-  pour les contaminants toxiques, la DBO₅ et les MES, une longueur maximale de 300 mètres pour la dilution;
-  pour les contaminants toxiques, une largeur maximale du panache limitée à la moitié de la largeur de la rivière et un débit maximal pour la dilution de 50 % du débit de la rivière en étiage;
-  pour tous les contaminants à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
-  pour les OER calculés avec les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]), un débit maximal pour la dilution de 100 % du débit d'étiage directement à la prise d'eau potable, sans limite de dilution maximale.

Dans certains cas particuliers, l'exploitant peut désirer procéder à un test de dispersion dans le milieu. Les intrants de la modélisation et les conditions de réalisation du test doivent alors représenter le plus fidèlement possible les conditions d'étiage du milieu.

4.3 Zone de mélange en lac, en réservoir ou en baie fermée

Les lacs, les réservoirs et les baies fermées constituent des milieux particulièrement sensibles aux apports de contaminants. Leur hydrodynamique favorise généralement la sédimentation et conduit à un mélange lent de l'effluent dans le milieu. La dilution des rejets en lac, en réservoir ou en baie fermée est déterminée à partir d'une modélisation hydrodynamique ou, si l'exploitant le désire, d'un test de dispersion. La détermination des conditions critiques du mélange doit tenir compte du niveau d'eau, de la vitesse et de la direction des courants et des vents, des variations saisonnières de température

ainsi que de la présence d'une stratification. La présence d'une thermocline à certaines périodes de l'année est un élément important à considérer, car elle est particulièrement limitante pour le mélange d'un rejet.

Lorsque les conditions critiques du mélange effluent-milieu récepteur sont établies, la zone de mélange est alors déterminée par la plus contraignante des limites suivantes :

-  pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une longueur correspondant à la distance entre le point de rejet et le point de remontée du panache en surface; si le panache ne remonte pas en surface, la longueur de la zone de mélange est limitée à la zone de dilution initiale (ce qui correspond à la limite de la « *near-field region* » dans une modélisation);
-  pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution estimée par modélisation ne dépassant pas celle qui serait allouée à la décharge du lac en période d'étiage; si elle la dépasse, la dilution à la décharge du lac est alors retenue pour le calcul des OER;
-  pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore, une dilution maximale de 1 dans 10;
-  pour les OER calculés avec les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]), la distance entre le rejet et la prise d'eau potable, sans limite de dilution maximale.

Pour le phosphore, une analyse de l'ensemble des apports au milieu permet de déterminer la charge qui peut être allouée au rejet. Cette approche est expliquée à la section 6.2.2. Pour les coliformes fécaux, l'emplacement de l'usage à protéger délimite la zone de mélange.

Aucun rejet d'eaux usées ne devrait être toléré dans un lac sans décharge.

4.4 Zone de mélange dans les estuaires et les eaux côtières

Les estuaires et les eaux côtières sont des milieux caractérisés par la présence de courants qui fluctuent en intensité et en direction sous l'influence des marées. Dans plusieurs de ces secteurs, la direction du courant s'inverse plusieurs fois par jour. L'hydrodynamique y est aussi influencée par les apports d'eau douce, l'intensité et la direction des vents, la profondeur, la nature du fond et la stratification de la colonne d'eau. Le mélange d'un effluent en estuaire et en eaux côtières est donc souvent complexe à déterminer. Le mélange vertical du rejet ne s'effectue souvent qu'après quelques kilomètres.

De plus, bien que certaines sections estuariennes se situent en eau douce (au Québec, l'estuaire fluvial s'étend de Trois-Rivières à la pointe est de l'île d'Orléans), les estuaires et les eaux côtières sont habituellement en eau saumâtre et salée. Un effluent d'eau douce rejeté en eau salée forme généralement un panache qui s'élève rapidement

pour ensuite s'étaler autour du point de rejet et flotter en surface. La vitesse du mélange initial dépend de plusieurs facteurs, dont la profondeur du milieu et la turbulence du rejet. Une fois en surface, le mélange est limité à la couche superficielle jusqu'à ce que les densités relatives des deux masses d'eau permettent qu'il se fasse dans toute la colonne d'eau.

La dilution des rejets dans ces milieux est déterminée à l'aide d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de traceur si l'exploitant le désire. Lorsque les données le permettent, l'analyse de la dispersion dans un grand nombre de conditions permet de déterminer les conditions critiques du mélange (conditions saisonnières). Une fois cette période définie, la détermination du facteur de dilution doit prendre en considération le niveau d'exposition moyen des organismes au cours d'un cycle complet de marée. À cet effet, des essais de modélisation sont effectués aux étales de marées haute et basse, à marée montante et à marée descendante. S'il y a inversion de courant, l'effet de réentraînement du panache doit être pris en considération dans l'évaluation du facteur de dilution. Les résultats des différents essais sont ensuite pondérés de façon à représenter la moyenne des dilutions sur un cycle de marée.

Les conditions critiques en estuaire et en eaux côtières sont souvent associées à des périodes de courants plus lents et de vent faible. Idéalement, les courants locaux ou régionaux auront été étudiés, et la modélisation sera faite dans des conditions de vent faible.

Dans ce type de milieu, la zone de mélange est délimitée par la plus contraignante des limites suivantes :

-  pour tous les contaminants, sauf le phosphore et les coliformes fécaux, un rayon maximal de 300 mètres à partir du point de rejet;
-  pour tous les contaminants, à l'exception du phosphore et des coliformes fécaux, une dilution maximale de 1 dans 100;
-  en eau douce, pour les OER calculés avec les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]), la distance entre le rejet et la prise d'eau potable, sans limite de dilution maximale.

Le phosphore et les coliformes fécaux ne font l'objet d'aucune contrainte de dilution maximale. Pour les coliformes fécaux, l'emplacement de l'usage à protéger délimite la zone de mélange. Pour le phosphore, une analyse au cas par cas est nécessaire pour tenir compte de certaines conditions particulières du milieu récepteur, comme la rencontre de masses d'eau douce et d'eau salée, qui peut favoriser l'eutrophisation.

Tableau 1 Limites maximales des zones de mélange et de la dilution pour différents types de milieux

	Rivière à mélange rapide	Rivière à mélange lent	Lac, réservoir et baie fermée	Estuaire et eaux côtières
Outils servant à la détermination de la dilution	Débits d'étiage	Modélisation hydrodynamique	Modélisation hydrodynamique	Modélisation hydrodynamique
Pour les usages à protéger partout ¹	• 1 dans 100 • 50 % du débit d'étiage (toxiques) • 100 % du débit d'étiage (conventionnels)	• 1 dans 100 • longueur de 300 m • 50 % du débit d'étiage (toxiques) • 100 % du débit d'étiage (conventionnels)	• 1 dans 10 • longueur au point de remontée • dilution à la décharge	• 1 dans 100 • rayon de 300 m
Pour l'approvisionnement en eau potable CPC(EO)	• 100 % du débit d'étiage • longueur selon la distance de l'usage		• longueur selon la distance de l'usage	• longueur selon la distance de l'usage
Pour les usages affectés par le phosphore	• 100 % du débit d'étiage • longueur à la fin du tronçon de rivière		s. o. ²	au cas par cas
Pour les usages affectés par les coliformes fécaux	• 100 % du débit d'étiage • longueur selon la distance de l'usage		• 1 dans 10 • longueur selon la distance de l'usage	• longueur selon la distance de l'usage

¹ Limites non applicables aux critères assurant la protection des sources d'approvisionnement en eau potable (CPC[EO]) et aux critères relatifs au phosphore et aux coliformes fécaux.

² Le calcul de l'OER est basé sur une analyse de l'ensemble des apports du milieu et non sur la dilution au bout d'une zone de mélange.

5 OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE LOCALE

5.1 Généralités

Des objectifs environnementaux de rejet sont calculés pour les contaminants chimiques et pour la toxicité globale aiguë et chronique de l'effluent. Les OER calculés selon l'approche locale sont basés sur un bilan de charges portant sur une portion du plan d'eau. En effet, comme la dégradation des contaminants principalement responsables de la toxicité des effluents aurait tendance à être négligeable aux environs du point de rejet (U.S. EPA, 1991b), les contaminants sont considérés comme conservatifs à l'intérieur de la zone de mélange. Le bilan de charges est donc établi de façon que, pour un contaminant donné, l'addition de la charge de l'effluent à la charge existante en amont du rejet respecte la charge maximale basée sur le critère de qualité de l'eau à la limite de la zone de mélange. Le calcul des OER intègre la quantité d'eau allouée pour la dilution de l'effluent, le débit de l'effluent, la qualité de l'eau en amont du point de rejet et les critères de qualité de l'eau assurant la protection des usages désignés. Un calcul similaire est également fait pour la toxicité globale de l'effluent.

Le calcul des OER peut aussi être fait à partir d'une approche globale lorsque plusieurs sources d'un même contaminant sont présentes dans un tronçon de cours d'eau. L'approche globale est présentée à la section 6, et les conditions d'utilisation de l'une et l'autre des approches sont résumées dans le tableau 2 à la fin de cette même section.

5.2 Calcul des OER pour les contaminants chimiques

Les équations qui suivent illustrent le bilan de charges utilisé pour calculer les objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants chimiques. Seules les principales équations sont présentées dans cette section. Le développement complet des équations est donné à l'annexe 3.

charge amont + charge allouée = charge maximale permise
à l'effluent à la limite de la zone de mélange

$$C_{am}Q_{am} + C_eQ_e = C_c(Q_{am}+Q_e) \quad (1)$$

où : C_{am} = concentration amont du contaminant dans le milieu récepteur.

Q_{am} = débit amont qui correspond à la portion du débit du milieu allouée pour le mélange de l'effluent. Q_{am} prend en considération la fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet (f).

$$Q_{am} = Q_r - fQ_e$$

C_e = concentration allouée à l'effluent pour un contaminant donné. Cette concentration est exprimée en concentration totale ou extractible totale pour les métaux. Elle correspond à l'OER en concentration.

Q_e = débit de l'effluent

C_c = concentration correspondant au critère de qualité de l'eau retenu pour un contaminant et un usage donnés. Cette concentration est exprimée en concentration totale ou extractible totale pour les métaux.

Q_r = débit du milieu récepteur alloué pour le mélange de l'effluent.

f = fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet. Le facteur f prend la valeur « 1 » si l'eau d'approvisionnement est entièrement tirée du cours d'eau en amont du point de rejet et est égal à « 0 » si l'approvisionnement en eau se fait à partir d'un autre bassin versant ou à partir d'eau souterraine.

La charge allouée à l'effluent ($C_e Q_e$) correspond à la charge associée au respect du critère de qualité (charge maximale permise à la limite de la zone de mélange), de laquelle est soustraite la charge déjà présente dans le milieu (charge amont). Tel que l'illustre la figure 3, ces charges se définissent ainsi :

$$C_e Q_e = C_c (Q_{am} + Q_e) - C_{am} Q_{am} (2)$$

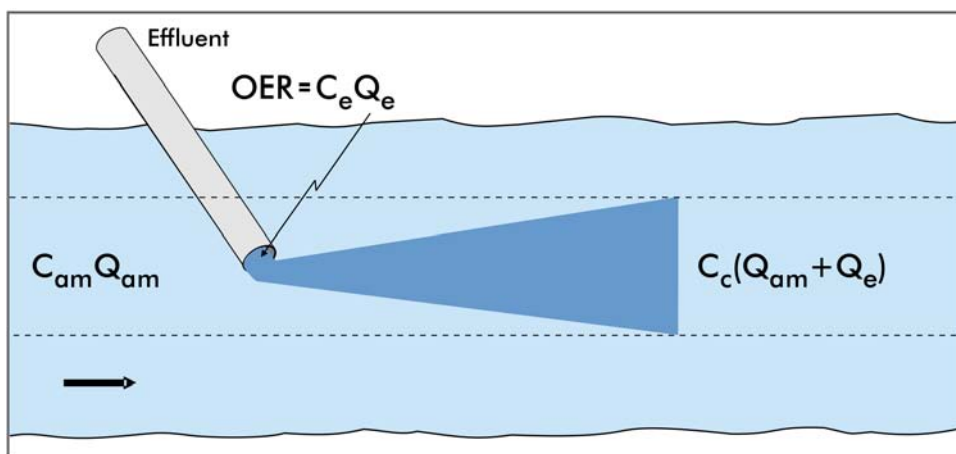


Figure 3 Éléments du bilan de charges

L'équation (2) peut être transformée en remplaçant Q_{am} par sa définition ($Q_r - fQ_e$) et en isolant C_e :

$$C_e = \frac{C_c(Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am}(Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

C_e représente l'OER, exprimé en concentration, pour un contaminant donné. Il peut aussi être calculé avec les équations remaniées de façon à intégrer le facteur de dilution (Fd). Le facteur de dilution est défini comme le rapport entre le débit d'effluent et le débit qui contribue à la dilution, soit la somme du débit amont et du débit d'effluent. Le facteur de dilution est toujours exprimé sous forme de fraction (par exemple, $Fd = 0,01$ pour une dilution de 1 dans 100).

$$Fd = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

En substituant le facteur de dilution (Fd) dans l'équation 3, la concentration allouée à l'effluent devient :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

Cette équation simplifiée permet le calcul des OER dans les cas où le facteur de dilution a été établi à partir d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de diffusion.

À partir de C_e , la charge allouée à l'effluent est déterminée par :

$$C_e \times Q_e \quad (6)$$

Pour un contaminant donné, ce calcul est effectué pour tous les usages susceptibles d'être affectés par le rejet en considérant dans chacun des cas la zone de mélange propre à l'usage. L'OER le plus limitant est alors retenu, de façon à assurer la protection de tous les usages désignés. Un exemple de calcul d'OER est présenté à l'annexe 4.

Lorsque ce calcul donne un OER inférieur au critère de qualité de l'eau, l'OER retenu est le critère de qualité de l'eau.

5.3 Calcul des OER relatifs à la toxicité globale de l'effluent

5.3.1 Toxicité globale aiguë

Le critère de toxicité globale aiguë de 1 UTa, équivalent à un maximum de 50 % de mortalité, s'applique directement à l'effluent, avant toute dilution dans le milieu. L'OER relatifs à la toxicité globale aiguë est ainsi toujours d'une unité toxique aiguë (1 UTa).

Cette limite s'applique à chaque essai effectué avec chacune des espèces recommandées (annexe 1).

5.3.2 Toxicité globale chronique

L'OER relatif à la toxicité globale chronique se calcule à partir du critère de toxicité globale chronique d'une unité toxique chronique (1 UTc) et en tenant compte, comme pour les contaminants individuels, du mélange de l'effluent dans le milieu récepteur. La procédure qui suit illustre le bilan de charges qui est utilisé pour calculer l'OER pour la TGE chronique. L'équation (5) ci-dessous est modifiée en considérant que la toxicité du milieu naturel, en amont du rejet, est nulle et que le critère à respecter au bout de la zone de mélange est toujours de 1 UTc.

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

où :

C_e = toxicité globale chronique allouée à l'effluent (UTc).

C_c = critère de toxicité globale chronique (1 UTc)

C_{am} = concentration amont (nulle par défaut)

Fd = facteur de dilution

L'équation devient :

$$C_e = \frac{1 \text{ UTc}}{Fd} \quad (6)$$

Cette limite s'applique à chaque essai effectué pour chacune des espèces recommandées.

Lorsque ce calcul donne un OER inférieur à 1 UTc, l'OER retenu pour la toxicité globale chronique est de 1 UTc. Il en est de même si la toxicité globale chronique du milieu ambiant n'est pas nulle (≥ 1 UTc).

6 OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET : APPROCHE GLOBALE

6.1 Approche globale pour le phosphore et les coliformes fécaux

L'approche globale tient compte des sources multiples d'un même contaminant à l'échelle d'un tronçon prédéterminé. Celui-ci peut être limité à quelques kilomètres de cours d'eau, à un sous-bassin ou à un bassin versant complet, selon la problématique associée au contaminant considéré. Cette approche, qui repose sur un modèle simple de répartition par tronçon, permet de distribuer la charge allouée pour un contaminant entre les sources présentes sur le tronçon. Elle est utilisée principalement pour certains contaminants conventionnels (phosphore et coliformes fécaux) afin de prévenir l'expression de problèmes à l'aval lointain de certaines sources (au-delà de la zone de mélange) et pour tenir compte du caractère conservatif ou non conservatif de certains contaminants.

L'équation attribuant la même concentration d'un contaminant à chaque effluent d'un tronçon est la suivante :

$$C_e = (C_c - C_{am}) \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{ei} e^{-kt_i}} \quad (7)$$

Où : n = nombre d'effluents en amont de l'usage considéré

Q_{ei} = débit de l'effluent i

k = constante de décroissance du contaminant
(si le contaminant est conservatif, $k = 0$)

t_i = temps de parcours entre le point de rejet de l'effluent i et l'usage considéré (celui-ci est évalué par la vitesse moyenne du courant et la distance entre le rejet et l'usage)

Le calcul peut être fait à l'aval de chacune des sources de contamination ou à l'endroit où l'usage doit être protégé. La concentration au point où le taux de dilution ($Q_r / \sum Q_{ei}$)

est minimal détermine la concentration à respecter pour toutes les sources situées en amont de ce point.

Les débits de rivière utilisés dans le modèle de répartition par tronçon sont les débits d'étiage qui correspondent aux usages à protéger, tel qu'ils sont présentés au tableau 3. Les débits d'effluent sont, quant à eux, déterminés selon les recommandations de la section 7.1. Afin de s'assurer que la modélisation reflète le plus fidèlement possible les conditions réelles et ainsi de définir des OER réalistes, il est important de bien estimer la vitesse moyenne du courant et la constante de décroissance du contaminant, s'il y a lieu.

Il est également possible de considérer l'apport de sources diffuses s'il a été évalué ou d'ajouter une marge de sécurité pour tenir compte du développement futur sur le tronçon modélisé.

Le modèle de répartition par tronçon est utilisé en complément de l'approche locale. L'OER le plus protecteur obtenu selon l'une ou l'autre des approches est retenu. Lorsque ce calcul donne un OER inférieur au critère de qualité de l'eau, l'OER retenu est le critère de qualité de l'eau. Un calcul d'OER effectué selon l'approche globale est présenté à l'annexe 4.

6.1.1 Phosphore

Le phosphore est un élément essentiel de l'écosystème aquatique. Présent en excès, il peut cependant mener à l'eutrophisation du milieu. Des modifications d'habitats et de communautés sont alors susceptibles de se produire. Les activités récréatives peuvent également être compromises en raison de la dégradation de l'aspect esthétique de l'eau. Enfin, la prolifération excessive de cyanobactéries, dont certaines produisent des toxines, représente un risque pour la santé pour ceux qui entrent en contact avec l'eau ou qui la consomment. Aussi appelées *fleur d'eau*, de telles proliférations sont attribuables à un surplus de phosphore dans le milieu.

Pour ces raisons, certains usages sont qualifiés de « sensibles » aux apports de phosphore. Les habitats fauniques particuliers (par exemple les frayères), les prises d'eau potable et les plages (à cause des activités de contact direct) entrent dans cette catégorie.

Certains milieux sont aussi considérés comme sensibles parce que leurs caractéristiques favorisent l'expression du phosphore. C'est le cas des lacs, des réservoirs et des baies fermées.

Phosphore en rivière

Le modèle de répartition par tronçon (équation 7) pour le phosphore en rivière se distingue par :

-  l'utilisation d'une constante de décroissance nulle (le phosphore est considéré comme conservatif);
-  le fait qu'il situe la fin du tronçon à l'embouchure du cours d'eau considéré. La concentration allouée aux rejets sur un tronçon est donc déterminée à partir du débit d'étiage à l'embouchure du cours d'eau.

En rivière, lorsque la zone de mélange n'est pas basée sur les débits d'étiage, l'approche locale n'est pas utilisée, à moins qu'un usage sensible soit situé à proximité du point de rejet.

Phosphore en lac, en réservoir ou en baie fermée

Les lacs, les réservoirs et les baies fermées constituent des milieux sensibles aux apports en phosphore et nécessitent un maximum de protection. Les conditions caractérisant ces milieux (écoulement lent, temps de renouvellement long, réchauffement de l'eau) sont généralement plus favorables à la croissance des algues et des plantes aquatiques que celles qu'on retrouve dans des milieux à écoulement continu mais surtout, ces milieux agissent comme des pièges pour le phosphore. Donc, même lorsque les apports diminuent, l'impact des rejets passés peut continuer à se manifester pendant plusieurs années, en raison du phosphore qui s'y est accumulé. De plus, dans ce type de milieu, un processus d'enrichissement accéléré peut se produire s'il y a anoxie à l'interface eau-sédiments. Un relargage supplémentaire de phosphore est alors fréquemment observé. Ce processus est souvent irréversible et, lorsque la récupération est possible, elle peut prendre de nombreuses années.

Dans ces milieux, le phosphore est soumis à une dynamique complexe. Les modèles d'apports sont souvent utilisés pour estimer les charges en phosphore que peut recevoir un lac sans subir d'effets nuisibles, en tenant compte de toutes les sources. Les limites de ces modèles sont cependant de plus en plus démontrées.

Sur la base des outils actuels, il est donc difficile de prévoir l'impact réel d'un apport supplémentaire de phosphore dans ce type de milieu. Une analyse au cas par cas est nécessaire. Les résultats obtenus avec les modèles d'apports doivent être examinés conjointement avec des observations et des données recueillies sur le terrain. Lorsqu'il y a de l'incertitude quant à la capacité du milieu, le principe de précaution s'applique.

6.1.2 Coliformes fécaux

Pour la protection d'usages sensibles à la présence de micro-organismes pathogènes, un bilan des concentrations de coliformes fécaux est fait pour la portion du bassin versant concernée.

Le modèle de répartition par tronçon (équation 7) appliqué aux coliformes fécaux se distingue par :

-  l'utilisation d'une constante de décroissance qui se révèle déterminante sur l'exportation de ces bactéries indicatrices (par défaut, la valeur de 0,02 h⁻¹ est recommandée);
-  le fait qu'il situe la fin du tronçon à la hauteur de l'usage sensible (activités de contact avec l'eau, prises d'eau potable, zones de cueillette de mollusques, etc.).

6.2 Approche globale pour la DBO₅

L'établissement d'un OER pour la DBO₅ vise à protéger le milieu récepteur des baisses d'oxygène dissous susceptibles de nuire à la vie aquatique. Son calcul est basé sur des hypothèses prudentes qui compensent pour l'incertitude du comportement de l'oxygène dissous selon les conditions du milieu (oxydation de la matière organique carbonée, nitrification, demande en oxygène des sédiments, photosynthèse et respiration).

Il existe plusieurs modèles, de complexité variable, qui permettent de simuler les phénomènes qui régissent les concentrations d'oxygène dissous en rivière (U.S. EPA, 1997). Ces modèles permettent aussi de prendre en considération l'impact de rejets, simples ou multiples, de DBO₅ dans le milieu. Dans la plupart des cas, il n'est pas nécessaire de faire appel à ces modèles puisque les technologies de traitement courantes sont généralement suffisantes pour assurer le respect de l'OER pour la DBO₅ calculé selon l'approche locale.

Dans le cas contraire, un exploitant qui le désire peut faire appel à ces outils plus élaborés, dont le modèle QUAL2E (U.S. EPA, 1987), pour vérifier si le milieu peut recevoir des concentrations et des charges supérieures à l'OER sans causer de déficit en oxygène. Il peut également recourir à des mesures dans le milieu pour démontrer l'absence d'impact lorsque le rejet est existant. Cette démonstration n'est cependant pas simple à faire. Il faut concevoir un devis d'échantillonnage qui prend en considération un ensemble de facteurs qui influencent les valeurs en oxygène dissous (fluctuations selon un cycle journalier, température de l'eau, présence de zones de ralentissement de courant, etc.). Un exploitant qui veut avoir recours à cette procédure doit présenter une proposition au Ministère.

Dans certains grands milieux, en milieu marin particulièrement, la vérification par modélisation ou mesures dans le milieu est pratiquement impossible, à cause de la complexité du milieu. Dans ces cas, l'OER calculé selon l'approche locale doit être considéré comme une valeur guide pour la conception des projets.

6.3 Approche globale pour les contaminants toxiques

L'approche locale est retenue pour la majorité des rejets de contaminants toxiques. Une approche globale est toutefois nécessaire si plusieurs effluents ayant des contaminants communs se chevauchent à l'intérieur d'un tronçon d'un kilomètre ou se jettent dans un même émissaire. Dans ces situations, l'effet combiné des rejets est considéré en leur attribuant une seule zone de mélange. Le facteur de dilution global est alors calculé sur la base de l'ensemble des débits d'effluent, et la charge globale est établie sur la base des équations (5) et (6). La charge allouée au tronçon est par la suite répartie entre les rejets. Plusieurs modes de répartition existent (U.S. EPA, 1991*b*).

Le mode de répartition le plus commun attribue la même concentration d'un contaminant à tous les effluents, et la charge allouée à chaque rejet est calculée au prorata des débits rejetés. La répartition des charges pourra prendre en considération la qualité de l'eau d'alimentation s'il est démontré qu'une différence significative entre celles-ci existe et que cette différence vient de l'influence du rejet amont sur l'eau d'alimentation du rejet aval.

Lorsque l'approche globale est retenue pour les contaminants toxiques, elle l'est généralement aussi pour la DBO₅ et les MES.

Tableau 2 Conditions d'utilisation de l'approche locale et de l'approche globale selon les contaminants

Contaminant	Approche locale généralement retenue	Approche globale généralement retenue	Précisions
Toxiques	√		Approche globale retenue si plusieurs rejets à l'intérieur d'un kilomètre
DBO ₅	√		Utilisation possible de modèles de simulation de l'O ₂ dissous en rivière ou de mesures dans le milieu pour vérifier l'OER obtenu avec l'approche locale et approche globale retenue si plusieurs rejets à l'intérieur d'un kilomètre
Matières en suspension	√		Approche globale retenue si plusieurs rejets à l'intérieur d'un kilomètre
Phosphore		√	Approche locale aussi utilisée si zone de mélange basée sur débits d'étiage OER retenu : le plus contraignant entre les deux approches
Coliformes fécaux		√	Approche locale aussi utilisée si usage à proximité du rejet OER retenu : le plus contraignant entre les deux approches

7 ÉLÉMENTS DE CALCUL DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET

7.1 Débit d'étiage des cours d'eau

Les conditions critiques en rivière surviennent généralement en période d'étiage. Un étiage se définit comme la baisse périodique du débit d'un cours d'eau. L'étiage survient au moment de sécheresses pendant lesquelles l'apport en eau de ruissellement est faible ou nul et où seul l'écoulement souterrain alimente les eaux de surface (MDDEP, 2005). Les OER calculés dans ces conditions assurent le respect des critères de qualité dans le milieu la majeure partie du temps.

De légers dépassements des critères de qualité de l'eau dans le milieu naturel ne causeront pas nécessairement d'effets si leur durée et leur fréquence sont limitées. Les débits d'étiage ont été choisis afin de limiter la durée et la fréquence des dépassements d'un critère. De cette façon, les différents débits hydrologiques retenus permettent de prévenir les atteintes aux usages à protéger (voir tableau 3).

-  Pour la protection de la vie aquatique, sur laquelle les effets des contaminants peuvent se faire sentir sur des périodes relativement courtes, le débit d'étiage retenu pour les contaminants toxiques est le débit $Q_{10,7}$. Il correspond au plus faible débit moyen sur sept jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par dix ans;
-  Pour la protection des usages qui considèrent des effets se développant à long terme, un débit d'étiage estimé pour une plus longue période est mieux adapté tout en demeurant sécuritaire. Pour les sources d'approvisionnement en eau potable, la consommation d'organismes aquatiques et la faune terrestre, le débit $Q_{5,30}$ est utilisé. Il correspond au plus faible débit moyen sur trente jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par cinq ans;
-  Pour les contaminants conventionnels (matières en suspension, phosphore, DBO_5) et les coliformes fécaux, le débit d'étiage $Q_{2,7}$ est utilisé, soit le plus faible débit moyen sur sept jours consécutifs et ayant une probabilité de récurrence d'une fois par deux ans.

Le tableau 3 présente les débits à retenir pour le calcul des OER en fonction des différents critères de qualité de l'eau. Même si ces débits statistiques sont tous calculés selon une durée et une récurrence qui leur sont propres, chacun d'eux peut survenir plusieurs fois par année sur de plus courtes périodes. Ces épisodes ne mettent pas en danger la protection des différents usages.

Tableau 3 Débits d'étiage retenus pour les différents usages

Critère de qualité	Usage protégé ou effet	Débit d'étiage	Respect du critère
CPC(EO) ¹	Prévention de la contamination de l'eau et des organismes	Q _{5,30} annuel	À la prise d'eau
CPC(O) ¹	Prévention de la contamination des organismes	Q _{5,30} annuel	À la limite de la zone de mélange
CARE (coliformes fécaux)	Activités récréatives	Q _{2,7} estival	Au site de l'usage
CVAC (toxiques)	Vie aquatique, chronique	Q _{10,7} annuel ²	À la limite de la zone de mélange
CVAC (MES, DBO ₅)	Vie aquatique, chronique	Q _{2,7} annuel	À la limite de la zone de mélange
CVAC (phosphore)	Eutrophisation en rivière	Q _{2,7} estival	En zone sensible ou par tronçon
CVAC (phosphore)	Eutrophisation en lac, en réservoir ou en baie fermée	Modèle d'apports	Dans le lac, le réservoir ou la baie fermée
		Q _{2,7} annuel	À l'embouchure des tributaires du lac, du réservoir ou de la baie fermée
CFTP ¹	Faune terrestre piscivore	Q _{5,30} annuel	À la limite de la zone de mélange
TGE aiguë	Toxicité globale aiguë		À l'effluent
TGE chronique	Toxicité globale chronique	Q _{10,7} annuel	À la limite de la zone de mélange
¹ Pour les substances persistantes, toxiques et bioaccumulables, comme aucune zone de mélange n'est attribuée, aucun débit d'étiage ne s'applique. ² Un OER saisonnier (estival) et un OER annuel sont calculés pour l'azote ammoniacal sur la base des débits d'étiage estival et annuel.			

Les débits d'étiage sont généralement calculés à partir des données de la Banque de données hydrologiques du Ministère selon la méthode présentée dans le document *Guide sommaire des méthodes d'estimation des débits d'étiage pour la province de Québec* (MDDEP, 2005). Ces données de base, ainsi que le service d'estimation des débits d'étiage, peuvent être obtenues auprès du Centre d'expertise hydrique du Québec. En l'absence d'une série de données acceptable pour le bassin versant à l'étude, l'utilisation de données provenant d'un ou de plusieurs bassins versants similaires (nature du cours d'eau, pente, utilisation du sol, superficie) est possible.

Si la protection de l'usage est limitée à la saison estivale, un débit d'étiage estival est retenu pour le calcul des OER. C'est le cas pour les coliformes fécaux lorsqu'on vise la protection d'activités récréatives et pour le phosphore en rivière s'il n'y a pas de lac en aval. Lorsque les caractéristiques du milieu varient en fonction des saisons et font varier significativement la toxicité d'un contaminant, des débits d'étiage saisonniers sont utilisés, comme pour l'azote ammoniacal, dont la toxicité varie avec la température.

Pour les rejets continus, mais saisonniers, les débits d'étiage du milieu récepteur peuvent être calculés à partir de séries de données saisonnières.

7.2 Modélisation hydrodynamique et tests de diffusion

La dilution d'un effluent dans le milieu récepteur peut être estimée par modélisation hydrodynamique. Le Ministère recommande dans ce cas l'utilisation du logiciel CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System) (Jirka, Doneker et Hinton, 1996). Celui-ci fait également partie des outils de modélisation recommandés par l'U.S. EPA.

Le logiciel CORMIX est un système expert regroupant une série complète de modèles analytiques ou empiriques décrivant les différentes étapes du mélange d'un effluent dans un milieu récepteur. Trois sous-systèmes de CORMIX sont proposés pour traiter les émissaires simples submergés (CORMIX1) (Doneker et Jirka, 1990), les diffuseurs submergés (CORMIX2) (Akar et Jirka, 1991) et les rejets en bordure de rive (CORMIX3) (Jones, Nash et Jirka, 1996). Dans tous les cas, une interface conviviale permet de spécifier les caractéristiques du rejet et du milieu récepteur, le débit de l'effluent, la géométrie de l'émissaire, la profondeur de l'eau, sa température, la vitesse du courant, etc. Le logiciel CORMIX détermine alors quelle succession de modèles s'applique le mieux et l'utilise pour suivre l'évolution théorique du mélange.

Le résultat d'une modélisation effectuée avec CORMIX (ou avec d'autres modèles) constitue toujours une simplification de la réalité. Parfois, la complexité de certains milieux récepteurs ayant une géométrie particulière, des fonds accidentés, des chenaux courbes ou autres peut rendre la modélisation hasardeuse. Dans ces situations, il peut être préférable d'estimer la dilution d'un effluent au moyen d'un test de diffusion effectué dans le milieu.

La conduite d'un test de diffusion avec un traceur est certainement la manière la plus précise pour déterminer la dilution d'un effluent. Cette approche présente cependant ses propres limites. Elle est d'abord complexe et coûteuse à mettre en œuvre. La précision des résultats dépend de la précision des opérations d'injection, de prélèvement et d'analyse. Il est particulièrement difficile de représenter un effluent inexistant ou d'effectuer l'essai de dilution en conditions critiques. Les inconvénients l'emportent donc souvent sur les avantages, mais les essais de dilution pourront néanmoins être utiles dans les cas suivants :

-  pour des conditions hydrodynamiques complexes difficiles à modéliser;
-  pour confirmer ou infirmer des appréhensions relativement à l'impact d'un rejet sur un usage particulier à protéger.

Le Ministère ne procède pas à des tests de diffusion. La dilution est évaluée selon les débits d'étiage ou à l'aide du modèle CORMIX, tel que cela est décrit dans les sections 2.2 à 4.4. Toutefois, si un exploitant est en désaccord avec la dilution retenue, il est de sa responsabilité de fournir une estimation plus représentative de la réalité. Un test de diffusion peut être effectué à cette fin.

Le Ministère ne recommande pas de méthode particulière pour la mise en œuvre d'un tel essai. Dans tous les cas, les choix méthodologiques doivent être justifiés en fonction de l'information nécessaire au calcul de la dilution selon le type de milieu et en fonction des principes de base de l'approche. La précision des résultats doit également être évaluée. Il est aussi possible d'utiliser un modèle pour corriger le facteur de dilution mesuré de façon à mieux représenter les conditions critiques désirées.

7.3 Débit de l'effluent

Pour un rejet d'eaux usées industrielles, le débit d'effluent moyen est retenu lorsque le rejet est relativement stable et qu'il correspond à un taux de production représentatif de la réalité.

Pour un rejet d'eaux usées municipales ou domestiques, le débit d'effluent retenu correspond généralement au débit moyen de conception des ouvrages d'assainissement ou, si celui-ci est dépassé, au débit moyen mesuré.

Dans les situations où le débit d'effluent est variable (production cyclique, traitement en cuvé, etc.), il faut s'assurer que le choix du débit d'effluent est approprié. En combinaison avec les autres éléments du bilan de charges, le débit choisi doit permettre d'évaluer si la protection de la vie aquatique et des autres usages de l'eau est assurée la majeure partie du temps.

Dans les situations où le débit est récurrent mais discontinu (rejets en cuvé), le débit total rejeté en quelques heures est étalé sur 24 heures de façon à maintenir une concentration moyenne de l'ordre du critère de qualité au bout de la zone de mélange. Cette approche s'applique tant pour les contaminants toxiques que conventionnels, à l'exception des coliformes fécaux. Pour ceux-ci, l'effet que l'on cherche à prévenir par l'application du critère d'activités récréatives peut se manifester à la suite d'une courte exposition. Par conséquent, le débit total rejeté dans une journée n'est pas étalé sur 24 heures, mais est considéré sur la base du temps réel de déversement. De façon pratique, l'évaluation de la dilution est faite sur la base des débits horaires (débits d'effluent et débits d'étiage du milieu).

Dans le cas où des eaux de refroidissement indirect ou d'autres eaux non contaminées sont mélangées à l'effluent avant son point de rejet final dans l'environnement, les OER sont calculés sur la base du débit d'effluent de procédé, en excluant toute eau non contaminée dont la proportion dépasse 10 % du débit de l'effluent final. La charge présente dans l'eau d'entrée est alors attribuée à la portion d'eau non contaminée du débit d'effluent final. Celle-ci est ajoutée à la charge allouée à l'effluent de procédé pour obtenir la charge puis la concentration, allouées à l'effluent final.

Pour des rejets continus qui présentent une forte variabilité liée au régime des précipitations, tels les rejets de parcs à résidus miniers, le calcul des OER se fait dans un premier temps selon les modalités habituelles. Dans un deuxième temps, si la variabilité du débit d'effluent est bien décrite et que son égalisation n'est pas possible, des débits d'effluent différents peuvent être retenus selon les saisons. Si nécessaire, les OER sont alors calculés sur la base des débits d'effluent et des débits d'étiage saisonniers.

Pour des rejets composés uniquement d'eaux pluviales contaminées (par des émissions atmosphériques ou par l'entreposage de matières premières ou résiduelles), une variante de cette approche peut être envisagée en fonction des particularités du rejet (égalisation, durée et fréquence du rejet, etc.).

Par ailleurs, toute modification significative du débit d'effluent doit conduire à une réévaluation des OER.

7.4 Concentrations amont

La teneur d'un contaminant déjà présent dans le milieu doit être considérée avant de statuer sur la quantité de contaminant qu'il est possible d'ajouter sans porter atteinte aux usages de l'eau. Des valeurs dites *représentatives* du plan d'eau sont retenues à titre de concentrations amont du milieu récepteur dans le calcul des OER. Une concentration est représentative si elle correspond à la qualité de l'amont immédiat du point de rejet tout en excluant les influences directes des sources de contamination. Une valeur représentative de la qualité de l'eau peut être calculée à partir des données de suivi obtenues sur le plan d'eau ou de données provenant d'un plan d'eau dont la topographie, la géologie et l'utilisation du territoire sont comparables.

La sélection de données se fait sur la base du meilleur jugement professionnel et en intégrant différents éléments tels que les méthodes de prélèvement et d'analyse, les limites de détection et l'emplacement du site de prélèvement de l'échantillon.

Le Ministère effectue, par l'entremise du Réseau-rivières, une surveillance de la qualité de l'eau à plus de 150 stations. Ce suivi permet d'obtenir une connaissance de la variabilité spatiale et temporelle de la qualité de l'eau à partir des principaux contaminants dits conventionnels. De plus, le Ministère réalise des projets *ad hoc* pour évaluer les teneurs de certains contaminants organiques et inorganiques présents à

l'état de traces et d'ultratraces dans l'eau de surface. Ces relevés ne couvrent pas l'ensemble des rivières du Québec mais permettent, d'une part, de connaître les concentrations amont pour certains bassins versants et, d'autre part, de statuer sur des valeurs par défaut plus réalistes pour les contaminants analysés.

Le traitement particulier réservé aux contaminants dont la concentration amont est plus élevée que le critère de qualité de l'eau est discuté à la section 7.5.

Les règles générales de détermination des concentrations amont sont les suivantes.

Concentration amont en eau douce : contaminants toxiques

-  La médiane des données représentatives du bassin versant ou d'un bassin versant comparable;
-  Une concentration sécuritaire définie à partir des données existantes (par exemple, pour les métaux traces, la médiane la plus élevée observée dans chacun des secteurs échantillonnés);
-  En l'absence de données, une valeur par défaut. Celle-ci peut correspondre à :
 - une concentration égale à « 0 » pour les contaminants organiques autres que les BPC, les dioxines et furanes chlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) du groupe 1²,
 - une concentration égale à « 0 » pour certains contaminants inorganiques tels le sélénium, l'antimoine et le thallium,
 - une valeur médiane typique pour le Québec (par exemple pour les fluorures : 0,1 mg/l),
 - une concentration égale à la moitié de la plus petite limite de détection si les résultats existants à la grandeur du Québec sont majoritairement non détectés (par exemple pour les cyanures),
 - une concentration égale à la moitié du plus petit critère de qualité de l'eau (par exemple pour les HAP du groupe 1),
 - une concentration égale à « 0 » pour la toxicité globale.

Concentration amont en eau douce : contaminants conventionnels

-  La médiane des données représentatives provenant du bassin versant;
-  En l'absence de données, une valeur par défaut pour les matières en suspension, la demande biochimique en oxygène, l'azote ammoniacal et les coliformes fécaux. Celle-ci est calculée au prorata des superficies agricoles et forestières du bassin de drainage et des concentrations typiques de ces milieux (voir tableau 4);

² HAP à propos desquels on possède une preuve suffisante de cancérogénicité (listés dans l'annexe 7 de MDDEP, 2006).

 Pour le phosphore, l'OER est souvent calculé selon l'approche globale. La concentration amont retenue est alors une concentration « naturelle » puisque le début d'un tronçon correspond généralement à la tête d'un bassin ou d'un sous-bassin versant. Deux valeurs différentes sont utilisées comme concentrations amont selon les régions :

- ✦ 0,011 mg/l P_{tot} (Appalaches, Bouclier canadien et Basses-Terres du Saint-Laurent),
- ✦ 0,017 mg/l P_{tot} (Abitibi).

Celles-ci correspondent aux médianes des concentrations aux stations de surveillance de la qualité de l'eau non influencées des différentes régions, sauf pour les Basses-Terres du Saint-Laurent. Dans ce cas, il s'agit d'une valeur par défaut.

Tableau 4 Concentrations typiques des milieux agricoles et forestiers

Contaminant	Concentration amont 100 % agricole (mg/l)	Concentration amont 100 % forestier (mg/l)
DBO ₅	1,0	0,4
MES	4,0	1,0
Coliformes fécaux	310 UFC/100 ml	5 UFC/100 ml
Azote ammoniacal	0,03	0,02

Concentration amont en eau saumâtre et salée

En eau saumâtre et salée, des valeurs propres aux différentes masses d'eau qui proviennent de la littérature ou de relevés sur le terrain sont retenues pour tous les contaminants.

Un exploitant qui considère que les concentrations amont utilisées pour le calcul de ses OER ne sont pas représentatives du milieu récepteur peut demander au Ministère les données minimales et les méthodes d'analyse requises pour être en mesure de fournir lui-même les données propres à son milieu. Compte tenu de la présence en faibles concentrations de plusieurs contaminants toxiques dans les eaux de surface (métaux traces, composés organiques), des techniques d'échantillonnage et d'analyse particulières peuvent être nécessaires pour générer des résultats acceptables.

7.5 Concentrations amont élevées

Quelques contaminants présentent déjà des concentrations plus élevées que les critères de qualité de l'eau. Ces teneurs particulièrement élevées peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Par exemple :

-  le phosphore atteint des concentrations excédant le critère de qualité de l'eau dans plusieurs rivières dont les bassins versants ont une vocation agricole;
-  les métaux peuvent présenter des concentrations naturelles élevées, entre autres dans des régions fortement minéralisées ou dans des bassins versants argileux;
-  les biphényles polychlorés, les dioxines et furanes chlorés et parfois le mercure peuvent présenter des concentrations au-dessus des critères de qualité de l'eau même dans les milieux relativement vierges. Ces concentrations peuvent être imputables aux apports atmosphériques.

Dans la majorité des cas, le dépassement des critères de qualité de l'eau indique que le milieu a atteint ou a dépassé le niveau de qualité souhaitable et qu'aucune charge supplémentaire de ces contaminants ne devrait être ajoutée.

L'OER tient alors compte de cette situation particulière et il prend en considération la provenance de l'eau d'alimentation. Ainsi, lorsque l'entreprise puise son eau du milieu récepteur, l'OER correspond à une charge nette nulle. Par ailleurs, si l'entreprise utilise une eau non contaminée (eau souterraine, municipale ou autre source), l'OER est alors le critère de qualité de l'eau.

Pour les métaux traces, certaines concentrations amont plus élevées que le critère pourront conduire à la détermination d'un critère propre au site (voir section 9.4).

7.6 Objectifs environnementaux de rejet en concentration et en charge

Les OER sont établis à la fois en concentration et en charge, à l'exception des OER pour les paramètres qui ne peuvent être énoncés en charge (pH, toxicité globale, coliformes). Les deux sont indissociables, la concentration acceptable dans le milieu étant fonction de la charge allouée à l'effluent.

L'OER *en concentration* est nécessaire pour établir le risque d'impact direct à proximité du point de rejet. Une telle limite est d'autant plus nécessaire que le débit d'effluent est important par rapport à celui du cours d'eau récepteur. Plus la dilution de l'effluent dans le milieu est faible, plus la concentration de l'effluent influence la concentration résultante dans le milieu. Dans le cas limite où l'effluent constitue 100 % du débit du cours d'eau, la concentration dans le milieu est déterminée uniquement par la concentration à l'effluent et non par sa charge.

L'OER *en charge* est celui qui permet d'évaluer le respect du critère de qualité dans le milieu lorsqu'une dilution est considérée. Malgré une faible concentration, un effluent

avec un fort débit ajoute une grande quantité de contaminants qui se dispersent dans le milieu et peuvent avoir des effets à long terme sur les usages de l'eau ou sur d'autres compartiments de l'écosystème en aval du rejet.

7.7 Période d'application des objectifs environnementaux de rejet

Pour certains contaminants, l'OER est évalué pour une partie de l'année seulement, selon l'usage à protéger ou la sensibilité du milieu récepteur. Le tableau 5 détaille les périodes d'application des OER pour les contaminants conventionnels et toxiques en fonction des usages.

Tableau 5 Période d'application des OER selon le type de contaminant et l'usage

CONTAMINANTS	PÉRIODE	USAGE OU EFFET
CONVENTIONNELS		
DBO ₅ et MES	Année	Vie aquatique
PHOSPHORE	Année 15 mai au 14 novembre (secteur Ouest) ¹ 15 mai au 14 octobre (secteur Est) ¹	Eutrophisation (amont de lac, réservoir, baie) Eutrophisation (rivière sans lac, réservoir ou baie fermée en aval)
COLIFORMES FÉCAUX	Année 1 ^{er} mai au 30 novembre 1 ^{er} mai au 31 octobre 1 ^{er} juin au 30 septembre	Prévention de la contamination des organismes/de l'eau et des organismes Salubrité Activités récréatives (contact indirect) Activités récréatives (contact direct)
TOXIQUES		
AZOTE AMMONIACAL ²	15 mai au 14 novembre (température estivale) 15 novembre au 14 mai (température hivernale)	Vie aquatique Vie aquatique
AUTRES TOXIQUES	Année	Prévention de la contamination des organismes/de l'eau et des organismes/faune terrestre piscivore/vie aquatique
¹ La période du 15 mai au 14 novembre s'applique à tous les cours d'eau du Québec, à l'exception de ceux de la rive nord du fleuve Saint-Laurent se déversant en aval du lac Saint-Pierre et de ceux de la rive sud situés à l'est de la rivière du Sud, pour lesquels la période du 15 mai au 14 octobre est retenue. ² Quoique l'OER en azote ammoniacal s'applique sur toute l'année, deux périodes ont été établies pour son application compte tenu du fait que sa toxicité varie avec la température de l'eau.		

8 CAS SPÉCIAUX DE TOXICITÉ AIGUË

8.1 Rejets de courte durée

Certains rejets n'ont lieu qu'une seule fois et sont de courte durée (moins de 30 jours). Dans ces situations, les organismes ne sont pas exposés chroniquement aux contaminants et pourront récupérer tant que l'effluent n'entraîne pas sur eux de toxicité aiguë. Ainsi, pour tous les rejets, incluant ceux de courte durée, l'absence de toxicité aiguë à l'effluent est visée. Compte tenu des délais associés à la conduite des essais de toxicité, il n'est pas toujours possible d'évaluer la qualité de ces courts rejets, qui n'auront lieu qu'une seule fois, en déterminant la toxicité globale à l'effluent comme cela est décrit à la section 3.5.

Dans ce cas, un critère de qualité chimique déterminé pour chacun des contaminants concernés est employé pour estimer les effets aigus potentiels d'un effluent avant son rejet. Ce critère de qualité est la valeur aiguë finale à l'effluent

(VAF_e), qui correspond à la concentration d'un contaminant pouvant entraîner la mortalité de 50 % des organismes sensibles exposés. Cette valeur est décrite dans MDDEP (2006) et MENVIQ (1990, rév. 1992, en révision). Pour les rejets uniques de courte durée, l'OER est alors la VAF_e. La VAF_e, comme tous les OER, ne tient pas compte des contraintes analytiques, technologiques et économiques.

Pour les rejets de courte durée qui sont récurrents, il en est autrement. Si leur récurrence est fréquente, les OER relatifs aux critères chroniques sont calculés comme pour un rejet continu. L'absence de toxicité globale aiguë devrait également être vérifiée durant des épisodes de déversement. Pour ces rejets intermittents, le débit d'effluent retenu pour déterminer les OER doit refléter l'exposition moyenne des organismes du milieu (section 7.3).

Pour les substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (BPC, dioxines et furanes chlorés, mercure), tout rejet, même s'il est de courte durée, entraîne une augmentation

Évaluation de la toxicité aiguë pour différents types de rejets			
Type de rejet	Exemple de rejet	Utilisation de la VAF _e	OER définis pour les effets chroniques
Rejets uniques	Moins d'un mois	√ ¹	
Rejets récurrents	10 minutes par jour ¹	√ ¹	
	Quelques jours par mois ¹	√ ¹	
	10 minutes plusieurs fois par jour	²	√
	Plus d'une heure tous les jours	²	√
Rejets continus	Plus d'un mois	TGE aiguë ³	√
¹ Pour les substances persistantes, toxiques et bioaccumulables, les critères chroniques (CPC[O] et CFTP) s'appliquent peu importe la durée du rejet ² La TGE aiguë devrait être vérifiée au moment d'un épisode de rejet ³ Lorsque, pour une substance particulière, la relation entre sa présence dans un type d'effluent et les effets aigus mesurés par les essais de toxicité globale de l'effluent est bien connue, la VAF _e peut servir d'indicateur de la TGE			

des concentrations de ces substances dans l'environnement. Tout ajout, même épisodique, augmente la possibilité d'effets à long terme sur divers compartiments de l'écosystème. Comme une élimination de la zone de mélange est visée pour ces substances, les critères de qualité CPC(O) et CFTP ou les concentrations amont de ces substances (section 7.5) peuvent servir d'OER, même pour les rejets de courte durée.

Les VAFe sont établies contaminant par contaminant. Lorsqu'il y a plus d'un contaminant dans un effluent et qu'on ne peut procéder à la mesure de la TGE aiguë, les effets aigus des substances toxiques peuvent être considérés comme additifs. Pour tenir compte de la présence de plusieurs substances dans un effluent, l'équation suivante peut être utilisée :

$$\frac{[\text{substance}]_1}{\text{VAFe}_1} + \frac{[\text{substance}]_2}{\text{VAFe}_2} + \dots + \frac{[\text{substance}]_n}{\text{VAFe}_n} < 1$$

8.2 Rejets continus

Pour les rejets continus, il est possible d'estimer la toxicité aiguë potentielle d'un effluent sans effectuer d'essais de toxicité lorsque, pour une substance donnée, la relation entre sa présence dans un type d'effluent et les effets aigus mesurés par les essais de toxicité globale de l'effluent est bien connue. C'est le cas, entre autres, de la présence d'azote ammoniacal dans les effluents municipaux et domestiques ou dans tout autre effluent de composition similaire, tels ceux de l'industrie agroalimentaire et des centres de traitement des boues de fosses septiques. Les valeurs aiguës finales à l'effluent (VAFe) de l'azote ammoniacal peuvent alors servir d'indicateur de la toxicité globale aiguë pour ce type de rejet d'eaux usées.

Les VAFe peuvent aussi servir à prévoir la toxicité globale aiguë d'un rejet d'eaux usées à venir, par exemple au moment de l'implantation d'un nouveau projet.

8.3 Caractéristiques physico-chimiques pour le calcul des valeurs aiguës finales à l'effluent

Les VAFe de certains contaminants varient en fonction d'une ou de plusieurs caractéristiques physico-chimiques (pH, température, dureté, etc). Comme les VAFe servent à estimer la toxicité globale aiguë d'un effluent, elles sont calculées à partir des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent. Puisque l'OER est l'absence de toxicité aiguë en tout temps, les caractéristiques physico-chimiques permettant de prévenir l'effet le plus critique devraient être employées. Par exemple, pour une substance dont la toxicité augmente avec une augmentation de pH, on devrait utiliser le pH maximal attendu. À l'inverse, pour une substance dont la toxicité augmente avec une diminution de pH, on devrait utiliser le pH minimal attendu.

9 ÉLÉMENTS D'INTERPRÉTATION ET ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES LIÉES AUX DÉPASSEMENTS DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE REJET

9.1 Généralités

Le respect des OER signifie que la qualité de l'eau est protégée pour la faune et la flore la grande majorité du temps. Cela signifie aussi que la qualité de l'eau est adéquate pour la consommation ou la récréation sans restrictions³. Les OER sont conçus pour protéger les usages et prévenir les effets avant qu'ils surviennent.

Les OER sont formulés sur la base de données toxicologiques et hydrodynamiques. Ils ne tiennent pas compte des contraintes analytiques, économiques et technologiques qui doivent être considérées dans l'analyse d'un projet. Ils peuvent parfois alors être dépassés. Le dépassement d'un OER à l'effluent indique le dépassement probable d'un critère de qualité dans le milieu. Ce dépassement aura lieu d'abord pour le critère de qualité de l'usage le plus sensible et en conditions critiques. De plus, comme les critères de qualité sont déterminés à partir de scénarios d'exposition génériques, il est possible que les conditions particulières des milieux influent sur les effets attendus pour un usage désigné.

Le dépassement occasionnel d'un OER ne signifie pas nécessairement qu'il y a un danger immédiat pour la santé ou l'environnement. Le dépassement d'un OER signifie qu'il y a un risque d'effet ou de contamination et que ce risque s'accroît d'autant que l'amplitude ou la fréquence des dépassements sont grandes. C'est ce constat qui permet de prioriser les interventions d'assainissement. Les OER permettent alors de déterminer, pour un milieu donné, les contaminants qui représentent un risque justifiant la conduite d'études supplémentaires pour préciser ce risque.

Des questions sont parfois soulevées quant aux impacts du dépassement d'un OER, particulièrement en ce qui concerne les utilisations humaines d'un plan d'eau. Cette section présente les études complémentaires possibles et fournit des éléments d'interprétation à ceux qui doivent répondre à ces questions ou qui désirent préciser le risque associé à un rejet.

³ Sauf en ce qui a trait à la désinfection.

Ces études complémentaires permettent entre autres :

- de préciser le risque associé au rejet d'un contaminant :
 - suivi de l'eau potable ou de la chair de poisson,
 - forme des métaux,
 - critères de qualité propres à un site.
- de déterminer la cause de la toxicité lorsque son origine n'est pas connue :
 - étude sur l'identification de l'origine de la toxicité globale d'un effluent (EIT).
- de vérifier les concentrations des contaminants hautement bioaccumulables.

Ces études ne sont généralement pas nécessaires et elles peuvent demander des investissements importants. Elles peuvent toutefois être envisagées lorsque les mesures d'assainissement actuelles ou à venir sont insuffisantes pour atteindre les objectifs.

9.2 Suivi de l'eau potable ou de la chair de poisson

Le dépassement des OER calculés à partir des critères de qualité pour la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPC[EO]) ou pour la prévention de la contamination des organismes seulement (CPC[O]) indique qu'il y a un risque de contamination de l'eau servant à la production de l'eau potable ou un risque de contamination de la chair des poissons, mollusques ou crustacés comestibles. Toutefois, il ne signifie pas qu'il y a un risque pour la santé à consommer l'eau potable traitée produite à partir de ces eaux ni à consommer des poissons.

Le dépassement appréhendé d'un CPC(EO) à une prise d'eau potable peut, lorsque les circonstances le justifient, servir de déclencheur pour procéder à la vérification de la qualité de l'eau traitée. C'est alors le Règlement sur l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2006) qui est utilisé par le Ministère pour évaluer la qualité de l'eau potable des consommateurs.

De même, le dépassement appréhendé d'un CPC(O) en aval d'un rejet peut, selon le cas, servir de déclencheur pour procéder au suivi de la qualité de la chair de poisson. La bioaccumulation des contaminants dans les organismes diffère selon les conditions du milieu et selon les espèces présentes. Le risque réel pour la santé peut être évalué à partir de ces données sur le milieu. Ce sont alors les directives de Santé Canada pour la commercialisation des produits de la pêche qui servent à émettre, s'il y a lieu, des avis de restriction de consommation. Ces directives font partie du *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce du Québec* (MDDEP et MSSS, 2005). Les

CPC(O) sont des recommandations scientifiques définissant des concentrations dans l'eau qui, si elles sont respectées, assurent à long terme des niveaux sécuritaires pour la consommation des organismes aquatiques. Les directives pour la commercialisation des produits de la pêche sont des valeurs utilisées pour prohiber la vente ou limiter la consommation lorsque la teneur d'un polluant dans la chair des organismes dépasse ces valeurs.

9.3 Forme des métaux

Le dépassement des OER à l'effluent signifie un dépassement des critères de qualité dans le milieu naturel. Toutefois, la toxicité des métaux peut être influencée par la forme du métal et par les conditions physico-chimiques du milieu (section 9.5). Les OER pour les métaux sont déterminés à partir des critères de qualité de l'eau exprimés en métal extractible total (MDDEP, 2006) et sont eux aussi exprimés en métal extractible total. La forme extractible totale est celle contenue dans un échantillon non filtré et correspond à la somme du métal dissous et du métal lié aux particules (sans digestion du réseau silicaté) (CEAEQ, 2006).

Pour certaines études, il peut être intéressant d'évaluer uniquement la phase dissoute ou même l'ion libre d'un métal. En effet, dans le milieu naturel, en dehors de la zone d'influence d'un rejet, la forme dissoute des métaux peut donner une bonne représentation de la fraction biodisponible du métal. Des critères de qualité définis pour la forme dissoute des métaux (c'est-à-dire la forme contenue dans un échantillon filtré) existent pour quelques métaux (MDDEP, 2006, mise à jour en préparation). Toutefois, les mesures de métal dissous ne sont pas appropriées dans la zone d'influence d'un rejet où les métaux peuvent encore passer d'une forme à l'autre selon les conditions du milieu. De plus, des dispositions très particulières doivent être prises pour mesurer les métaux dissous sans risque de contamination due aux manipulations.

Pour ces raisons et pour celles qui suivent, les concentrations en métal extractible total sont celles qui doivent être mesurées et évaluées aux effluents ainsi que dans la zone d'influence d'un rejet.

-  Cette mesure donne des résultats comparables à ceux obtenus dans le cadre du suivi réglementaire;
-  Selon les conditions du milieu, une portion du métal faiblement liée à la matière particulaire peut être relarguée et devenir biodisponible en aval du point de rejet;
-  Les métaux de la fraction particulaire peuvent sédimenter dans une zone de ralentissement et créer une zone de sédiments contaminés;
-  La fraction particulaire, bien que moins toxique que la fraction dissoute, n'est pas non toxique.

9.4 Critères de qualité de l'eau propres à un site

Le dépassement des OER définis à partir des critères de qualité pour la vie aquatique chroniques (CVAC) est généralement un bon indicateur des effets des contaminants sur les organismes du milieu. Néanmoins, des procédures existent pour déterminer des critères particuliers pour un site donné en remplacement des critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ces critères de qualité propres à un site permettent de préciser le risque associé au rejet d'un contaminant lorsqu'un exploitant considère que des conditions particulières du milieu le nécessitent et que les autres conditions propres à son rejet sont évaluées. Ces procédures sont principalement utilisées pour déterminer les critères particuliers pour les métaux, mais elles peuvent être utilisées pour d'autres contaminants. Elles sont décrites dans U.S. EPA (1994 et 2001) et CCME (2003).

L'établissement de critères de qualité propres à un site pour la protection de la vie aquatique peut être justifié lorsque :

-  des caractéristiques locales particulières de l'eau réceptrice, tels le pH, la dureté, le carbone organique dissous ou les matières en suspension, modifient la toxicité ou la biodisponibilité d'une substance;
-  les teneurs d'un métal sont naturellement élevées à un site particulier;
-  la sensibilité des espèces aquatiques résidentes d'un site particulier diffère de celle des espèces testées jusqu'ici et utilisées dans le calcul des critères de qualité.

Les « caractéristiques locales particulières » des eaux réceptrices font référence à des caractéristiques naturelles des plans d'eau. Au Québec, ce sont ces variations naturelles qui sont les plus susceptibles de rendre intéressant un critère propre au site.

Les espèces aquatiques « résidentes » d'un site donné sont les espèces, genres, familles, ordres, classes et phylums qui sont habituellement présents à ce site, qui sont saisonniers parce qu'ils y passent durant leur période de migration, qui y apparaissent de façon intermittente parce que leur aire s'étend jusque-là, qui y étaient dans le passé ou qui vivent dans les plans d'eau adjacents. On ne peut établir quels sont les taxons « résidents » simplement en échantillonnant en amont ou en aval d'un site à un temps donné. Au Québec, les différences entre les gammes de sensibilité des espèces d'une région à une autre sont peu susceptibles de modifier significativement les critères.

Des critères de qualité propres à un site sont rarement nécessaires. La détermination, puis l'adoption d'un critère de qualité propre à un site est une option. Avant que le Ministère accepte qu'une telle démarche soit entreprise, l'exploitant doit s'être assuré qu'elle est pertinente en commençant par :

-  vérifier si c'est l'utilisation de méthodes usuelles d'échantillonnage et d'analyse, particulièrement pour les métaux, qui conduit au dépassement des critères de qualité dans le milieu;
-  évaluer la possibilité de réduire la concentration à l'effluent;
-  définir les limites du tronçon de cours d'eau jugé particulier;
-  déterminer, à partir de la littérature, si les caractéristiques physiques et chimiques particulières à ce site sont reconnues pour modifier la biodisponibilité ou la toxicité de la substance;
-  vérifier les contraintes liées aux critères de qualité pour les autres usages de l'eau (CPC[EO], CPC[O] et CFTP).

Dans plusieurs cas, ces mesures rendent inutiles l'utilisation d'un critère de qualité propre à un site.

L'exploitant qui veut définir des critères propres à un site pour un tronçon de cours d'eau donné devrait préalablement déposer un plan d'étude au Ministère afin de s'entendre avec lui sur les modalités d'exécution.

Parmi les procédures existantes, le Ministère recommande particulièrement la procédure du ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE), qui est décrite succinctement ci-dessous.

Ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE)

La procédure du ratio correcteur de l'effet de l'eau (REE) sert à tenir compte de la différence entre la toxicité, généralement d'un métal en solution dans une eau de laboratoire, et la toxicité du même métal en solution dans l'eau du milieu naturel. S'il y a effectivement une différence de toxicité, le REE pourra hausser ou réduire la valeur du critère de qualité (CQ). Le critère propre à un site (CQPS) donné est calculé comme suit :

$$\text{CQPS} = \text{CQ} \times \frac{\text{toxicité avec l'eau du milieu}}{\text{toxicité avec l'eau du laboratoire}}$$

Les REE s'utilisent pour corriger les critères de qualité pour la vie aquatique qui ont été déterminés à partir des données de toxicité mesurée en laboratoire. Ils ne s'appliquent pas aux critères de qualité basés sur le potentiel de bioaccumulation d'une substance ou à ceux dérivés de données provenant du milieu, comme dans le cas du sélénium.

Un REE est calculé individuellement pour chaque métal à chaque site; les REE ne peuvent être extrapolés d'un métal à un autre, ni d'un effluent à un autre, ni d'un site à un autre.

9.5 Étude sur l'identification de l'origine de la toxicité

L'origine du dépassement des OER pour la TGE aiguë ou chronique et les substances en cause peuvent être connues. Cependant, ce n'est pas toujours le cas. La présence de substances non soupçonnées, d'additifs relativement nouveaux et peu étudiés ou la présence simultanée de plusieurs contaminants même à des concentrations en deçà des critères de qualité sont autant de causes qui peuvent expliquer une toxicité mesurée. Un exploitant peut aussi vouloir connaître le principal contaminant qui cause la toxicité.

Une étude sur l'identification de l'origine de la toxicité (EIT) peut être entreprise par l'exploitant lorsque celle-ci n'est pas connue. Le Ministère fournit dans le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques* une démarche structurée pour les exploitants afin de faciliter la conception d'une telle étude (MEF, 1996, en révision). Le guide présente aussi les étapes possibles pour la conduite d'une étude de réduction de la toxicité. Une telle étude sert à orienter le choix des mesures correctrices, à évaluer leur efficacité, et à confirmer la réduction de la toxicité. Le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques* suit de près la méthode préconisée par l'U.S. EPA, présentée dans plusieurs documents méthodologiques (U.S. EPA 1989, 1991a, 1992, 1993, 1999).

La procédure d'identification de l'origine de la toxicité est principalement basée sur l'utilisation des essais de toxicité standards, de manière à déterminer la ou les fractions physico-chimiques de l'effluent qui sont responsables de cette toxicité. Elle implique un ensemble d'étapes de fractionnement de l'effluent en laboratoire (exemples : filtration, ajustement de pH, ajout d'un agent chélateur pour les métaux), jumelées à des essais de toxicité. Cette caractérisation permet de se focaliser sur un groupe restreint d'agents causals et de maximiser l'effort investi dans la recherche de solutions d'assainissement. Les contaminants chimiques peuvent également être décelés si des analyses plus précises sont effectuées sur les différentes fractions. Dans les deux cas, l'information générée permettra d'orienter les solutions.

9.6 Vérification des concentrations des contaminants fortement bioaccumulables

Le respect des OER pour les substances fortement bioaccumulables est parfois difficile à vérifier avec certitude. Ces contaminants tendent à s'accumuler dans la chaîne alimentaire. C'est ce qui explique que les organismes prédateurs (brochets, aigles pêcheurs, visons, humains, etc.) sont plus contaminés que ceux situés au bas de la chaîne alimentaire (ménés, algues, etc.) et plus contaminés que l'eau du milieu récepteur. Ce phénomène de bioaccumulation permet également de comprendre pourquoi les critères de qualité et les OER pour ces contaminants sont parfois inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques usuelles. L'objectif pour

plusieurs de ces contaminants indésirables étant de tendre progressivement vers l'élimination virtuelle (annexe 2), d'autres méthodes sont nécessaires pour s'en assurer. Plusieurs techniques permettent de vérifier si les OER sont atteints lorsque les limites de détection des méthodes analytiques courantes ne sont pas assez sensibles.

L'exploitant peut entre autres :

-  utiliser des méthodes analytiques à haute résolution ayant de meilleures limites de détection;
-  vérifier les concentrations dans les tissus des organismes du milieu qui sont exposés. Des critères de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) sont définis pour les substances hautement bioaccumulables. Ces critères peuvent être traduits en concentration dans les tissus des poissons (mg/kg) et servir de valeurs de référence pour évaluer la présence de ces contaminants;
-  vérifier les concentrations du contaminant visé dans les intrants du procédé (exemple : huiles usées);
-  faire un inventaire des produits pouvant générer le contaminant visé (exemples : organochlorés ou halogènes utilisés dans le procédé);
-  utiliser toute autre méthode, directe ou indirecte, prouvant le respect de l'OER avant le rejet dans le milieu récepteur.

BIBLIOGRAPHIE

AKAR, P. J., et G. H. JIRKA, 1991. *CORMIX 2 : An Expert System for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Submerged Multiport Diffuser Discharges – Technical Report*, Athens (GA), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. (EPA/600/3-91/073).

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2006. *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 13 p.

CENTRE SAINT-LAURENT (CSL) et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), mai 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal, 21 p. (ISBN 0-662-97096-9).

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2003. « Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. Établissement d'objectifs spécifiques au lieu », dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME*, Winnipeg, Le Conseil, 187 p.

DONEKER, R. L., et G. H. JIRKA, 1990. *Expert System for Hydrodynamic Mixing Zone Analysis of Conventional and Toxic Submerged Single Port Discharges (CORMIX 1) – Technical Report*, Athens (GA), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, 250 p. (EPA/600/3-90/012).

ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. *Canadian Guidance Framework for the Management of Phosphorus in Freshwater Systems*, Gatineau (QC), Environment Canada, Water Policy and Coordination Directorate, National Guidelines and Standards Office, 116 p. et 5 annexes.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2006. « Règlement sur la qualité de l'eau potable (c. Q-2, r.1.001) », *Gazette officielle du Québec*, 1^{er} novembre 2006.

JIRKA, G. H., R. L. DONEKER et S. L. HINTON, 1996. *User's Manual for CORMIX : a Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Water*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Science and Technology, 82 p. et 5 annexes.

JONES, G. R., J. N. NASH et G. H. JIRKA, 1996. *CORMIX 3 : An Expert System for Mixing Zone Analysis and Prediction of Buoyant Surface Discharges*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Science and Technology, 111 p. et 2 annexes.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ), 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'expertise scientifique, 115 p. (Envirodoq n° EN930145, rapport n° QE-81/1). [En révision].

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (MEF), 1996. *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques (GERT)*, [tiré de : *Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations (TRES)*, U.S. EPA, 1989, modifié pour les besoins du Québec], Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 70 p. [En révision].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (MRNF), 2004. *La faune et la nature ça compte! Pêche sportive : des marchés prometteurs pour les entreprises québécoises*, Québec, Le Ministère, 12 p.
[<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/faune/nature-en-chiffres/pdf/peche.pdf>].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), avril 2004. *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec, janvier 1995-juin 2002*, [En ligne]. [<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/bilan03/index.htm>] (page consultée le 27 février 2006).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2006. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, [En ligne]. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS et MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (MDDEP et MSSS), juin 2005. *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*, [En ligne]. [<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/guide/>].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2005. *Guide sommaire des méthodes d'estimation des débits d'étiage pour la province de Québec*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Centre d'expertise hydrique du Québec, 7 p.
[<http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/index.htm>].

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1987. *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Model*, Athens (GA), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, 92 p. et 3 annexes. (EPA/600/3-87/007).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1989. *Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations (TRES)*, Cincinnati

(OH), U.S. EPA, The Chemicals and Chemical Product Branch, Risk Reduction Engineering Laboratory, 188 p. (EPA/600/2-88/070).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1991a. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase I Toxicity Characterization Procedures*. 2nd ed. (Acute Manual Phase I), Duluth (MN), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, 84 p. (EPA/600/6-91/003).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1991b. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of water, 145 p. et 16 annexes. (EPA/505/2-90-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1992. *Toxicity Identification Evaluation: Characterization of Chronically Toxic Effluents, Phase I*, Duluth (MN), U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, 57 p. (EPA/600/6-91/005F).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1993. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*, Duluth (MN), U.S. EPA, Environmental Research Laboratories, Office of Research and Development, 71 p. (EPA-600/R-92/080).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1994. *Interim Guidance on Determination and Use of Water-Effect Ratios for Metals*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratories, 154 p. (EPA-823-B-94-001).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1995. « Final Water Quality Guidance for the Great Lakes System, Final Rule », *Federal Register*, vol. 60, n° 56, p. 15366-15425.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1997. *Technical guidance manual for developing Total Maximum Daily Loads, Book 2: Streams and Rivers, Part 1: Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients/Eutrophication*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, 97 p. et 10 annexes. (EPA 823-B-97-002).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1999. *Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Wastewater Management, 96 p. (EPA/833B-99/002).

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2001. *Streamlined Water-Effect Ratio Procedure for Discharges of Copper*, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water, Office of Science and Technology, 35 p. (EPA-822-R-01-005)

GLOSSAIRE

- Activité récréative de contact direct : activité récréative où l'utilisateur est en contact direct, complet ou susceptible de l'être, avec l'eau, tels la baignade, la planche à voile, le ski nautique. Elle implique une immersion possible de la tête.
- Activité récréative de contact indirect : activité récréative où l'utilisateur peut être en contact partiel, occasionnel ou accidentel avec l'eau, tels le nautisme léger, le canotage et la pêche.
- Additivité : interaction de deux ou de plusieurs substances, qui fait en sorte que la toxicité globale résultant du mélange de celles-ci est à peu près égale à la somme des toxicités individuelles de ces substances.
- Bassin versant : ensemble du territoire dont les eaux de surface et les eaux souterraines se drainent vers un même exutoire.
- Bioaccumulation : accumulation nette d'une substance dans les tissus d'un organisme aquatique, résultant d'une exposition directe à partir de l'eau ou à partir de la nourriture contenant ces substances.
- Biodisponibilité : fraction de la quantité totale d'un produit chimique dans l'environnement qui peut être absorbée par les organismes.
- Caractéristiques physico-chimiques : caractéristiques des eaux de surface naturelles (pH, dureté, température, etc.) qui peuvent modifier la toxicité d'une substance vis-à-vis des organismes.
- Concentration extractible totale : concentration d'un métal contenue dans un échantillon non filtré et correspondant à la somme du métal dissous et du métal lié aux particules, sans digestion du réseau silicaté.
- Concentration totale : concentration d'un contaminant correspondant à la somme des fractions dissoutes et particulaires.
- Conditions critiques : ensemble des conditions (ex. : débit, courant, température) du mélange effluent-milieu récepteur qui correspondent au moment où le risque environnemental associé au rejet est le plus grand. Ce risque n'est pas défini sur la base de conditions transitoires de très courte durée mais plutôt en fonction de conditions qui se maintiennent pendant un certain temps, selon l'impact que l'on cherche à prévenir.
- Conservatif : se dit des contaminants qui conservent leurs propriétés chimiques après leur rejet dans l'environnement.

- Contaminant : matière solide, liquide ou gazeuse, micro-organisme, son, vibration, rayonnement, chaleur, odeur, radiation ou toute combinaison de l'un ou l'autre susceptible d'altérer de quelque manière la qualité de l'eau ou de l'environnement.
 - Contaminants conventionnels : indicateurs, substances chimiques (excluant les substances toxiques) ou micro-organismes utilisés traditionnellement pour caractériser la qualité physico-chimique ou bactériologique de l'eau. La demande biochimique en oxygène, les matières en suspension, le phosphore et les coliformes fécaux font partie des contaminants conventionnels.
 - Critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes (CPC[EO]) : concentration d'un contaminant dans l'eau qui permet la consommation d'eau et d'organismes aquatiques, la vie durant, sans effets nuisibles pour la santé et avec laquelle les propriétés organoleptiques sont de bonne qualité.
 - Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPC[O]) : concentration d'un contaminant dans l'eau à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sans qu'ils bioaccumulent le contaminant jusqu'à des niveaux potentiellement nuisibles pour la santé humaine. Ce critère peut aussi correspondre à un seuil entraînant la détérioration du goût, de l'odeur ou de la couleur de la chair des organismes.
 - Critère de protection de la faune terrestre piscivore (CFTP) : concentration d'un contaminant dans l'eau qui ne cause pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité (au sens commercial ou récréatif) d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation (U.S. EPA, 1995). Le CFTP correspond à la valeur la plus basse entre celle calculée pour protéger les espèces aviaires et celle calculée pour protéger les mammifères.
 - Critère de protection de la vie aquatique chronique (CVAC) : concentration la plus élevée d'un contaminant qui ne produit aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Les critères de qualité nécessaires pour protéger les organismes aquatiques des effets indirects des polluants conventionnels (tels la baisse en oxygène, l'enrichissement des plans d'eau et l'envasement des frayères) sont aussi inclus dans les CVAC.
 - Débit d'étiage : débit minimal d'un cours d'eau ayant une durée (nombres de jours consécutifs) et une fréquence de retour (année) définies.
 - Demande biochimique en oxygène : mesure de la quantité d'oxygène (mg/l) utilisée dans l'oxydation biochimique de la matière organique (végétale et animale) et de la matière inorganique (sulfures, sels ferreux, etc.) durant une période et à une température données.
 - Effluent : rejet d'eaux usées ou rejet de liquides résiduaux en milieu aquatique à partir d'une source ponctuelle, par des usines d'épuration, des industries, des fosses septiques, etc.
-

- Étiage : baisse périodique du débit d'un cours d'eau.
- Eutrophisation : long processus naturel rendant un écosystème aquatique, particulièrement un lac, de plus en plus riche en substances nutritives (azote et surtout phosphore), augmentant ainsi la biomasse végétale. L'enrichissement peut conduire, entre autres, à une modification des communautés animales, à un accroissement de la matière organique et même à un déficit en oxygène dissous dans l'hypolimnion. Des apports anthropiques de phosphore peuvent accélérer ce processus et entraîner des effets perceptibles sur une échelle de temps relativement courte.
- Exigences : normes, obligations, règles ou conditions fixées dans les actes statutaires, notamment les demandes relatives au suivi, les études, les recherches, les projets pilotes, etc.
- Exploitant : personne physique ou morale qui se livre à l'exploitation d'une activité qui entraîne un rejet d'eaux usées.
- Fossé de drainage : dépression creusée en long dans le sol utilisée aux seules fins de drainage et d'irrigation, qui n'existe qu'en raison d'une intervention humaine et dont la superficie du bassin versant est inférieure à 100 hectares.
- Fossé de voie publique ou privée : dépression en long creusée dans le sol, servant uniquement à drainer une voie publique ou privée. Une voie publique ou privée peut inclure notamment toute route, chemin, rue, ruelle, voie piétonnière, cyclable ou ferrée.
- Fossé mitoyen : dépression en long creusée dans le sol, servant de ligne séparatrice entre voisins, au sens de l'article 1002 du Code civil.
- Matières nutritives : substances simples ou composées nécessaires au cycle vital des plantes et des animaux. Dans les écosystèmes aquatiques, le phosphore et l'azote sont des matières nutritives qui peuvent stimuler la croissance d'algues ou de plantes aquatiques lorsqu'elles sont présentes en excès.
- Élimination virtuelle : peut se définir par l'absence totale de substances toxiques dans l'environnement ou encore l'absence d'effets sur l'environnement et l'écosystème.
- Milieu récepteur : eau de surface où se déverse un effluent.
- Rejet diffus : rejet pour lequel on ne peut établir un seul point de provenance et qui aboutit au milieu aquatique de façon dispersée, par opposition à un rejet ponctuel (par exemple, des eaux de ruissellement provenant d'un territoire agricole).
- Rejet ponctuel : rejet confiné qui aboutit au milieu aquatique en un seul point, par opposition à un rejet diffus.

- Source d'approvisionnement en eau potable : source d'eau brute qui après traitement fournit une eau de qualité pour la consommation humaine, c'est-à-dire la préparation et la transformation des aliments, la cuisson et l'eau de boisson.
- Substances toxiques : substances ou combinaison de substances qui, après leur rejet dans l'environnement et à la suite de leur exposition, peuvent, sur la base de l'information existante, causer la mort, le cancer ou les mutations génétiques et toutes formes d'anomalies physiologiques, anatomiques ou de comportement chez les organismes ou leur progéniture. L'exposition peut se faire par ingestion, inhalation ou assimilation par un organisme, soit directement dans l'environnement (eau, air), soit indirectement dans la chaîne alimentaire.
- Substances persistantes toxiques et bioaccumulables : substances nommées dans l'entente SLV 2000. Au Québec, six de ces substances sont susceptibles d'être présentes dans les rejets liquides. Il s'agit du 2,3,7,8-TCDD, du 2,3,7,8-TCDF, de l'hexachlorobenzène, du benzo(a)pyrène, des BPC et du mercure.
- Toxicité globale de l'effluent : mesure du potentiel toxique d'un effluent qui repose sur des essais de toxicité standardisés et se fait en exposant des organismes aquatiques à des dilutions prédéterminées de cet effluent.
- Unité toxique aiguë (UTa) : expression de la toxicité aiguë qui s'obtient en divisant 100 % par la concentration d'effluent qui est létale pour 50 % de chacun des organismes testés.
$$UTa = \frac{100 \%}{CL_{50} (\% \text{ V/V})}$$
- Unité toxique chronique (UTc) : expression de la toxicité chronique qui s'obtient en divisant 100 % par la concentration d'effluent qui est sans effet observable (CSEO) ou par la concentration d'effluent qui inhibe une fonction (développement, croissance ou reproduction) chez 25 % des organismes testés (Cl₂₅).
$$UTc = \frac{100 \%}{CSEO (\% \text{ V/V})} \text{ ou } \frac{100 \%}{Cl_{25} (\% \text{ V/V})}$$
- Valeur aiguë finale à l'effluent : concentration d'un contaminant pouvant tuer 50 % des organismes sensibles exposés.

Annexes

Annexe 1 Essais de toxicité recommandés

Pour assurer la représentation de la gamme de sensibilité des espèces de l'écosystème, un minimum d'espèces sentinelles de niveau trophique différent devraient être testées. Les essais recommandés par le Ministère pour évaluer la toxicité globale des eaux usées sont les suivants.

Essais de toxicité aiguë

- Détermination de la toxicité létale chez les microcrustacés (*Daphnia magna*)

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2005. *Méthode d'analyse. Détermination de la toxicité létale CL₅₀ 48h Daphnia magna*, MA 500 – D.mag. 1.0, Révision 4, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

- Détermination de la létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)

ENVIRONNEMENT CANADA, 2000. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la truite arc-en-ciel*, Ottawa, Environnement Canada, Conservation et Protection. (SPE 1/RM/13 deuxième édition).

- Détermination de la létalité aiguë chez le méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*)

U.S. EPA, 2002. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*, 5th edition, Washington (DC), U.S. EPA, Office of Water. (EPA-821-02-012).

Essais de toxicité chronique

- Essai de croissance et de survie des larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas*)

ENVIRONNEMENT CANADA, 1992. *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie des larves de tête-de-boule*, Ottawa, Environnement Canada, Conservation et Protection. (SPE 1/RM/22; modifié en novembre 1997).

- Détermination de la toxicité – Inhibition de la croissance chez l'algue (*Pseudokirchneriella subcapitata*)

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2005. *Détermination de la toxicité – Inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata*, MA 500 – P. sub. 1.0, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

D'autres essais de toxicité chronique standardisés peuvent être employés, par exemple l'essai sur la survie et la reproduction de *Ceriodaphnia dubia*. Il peut l'être lorsque l'essai d'inhibition de la croissance chez l'algue n'est pas sensible ou montre plutôt une stimulation de la croissance. C'est le cas notamment pour les effluents municipaux. Il est aussi possible d'utiliser une version modifiée par le CEAEQ de l'essai d'inhibition de la croissance chez l'algue, qui permet de distinguer l'effet stimulant d'un effluent riche en matières organiques (ex. : effluent de pâtes et papiers) de l'effet toxique de certaines de ses composantes.

L'essai chronique avec *C. dubia* peut aussi être préférentiellement sélectionné pour remplacer l'essai avec le méné tête-de-boule. Ce sera le cas lorsque ce dernier est reconnu pour être peu sensible à un type d'effluent donné ou lorsqu'en présence de substances volatiles dans l'eau, seuls de petits volumes d'effluents devraient être utilisés.

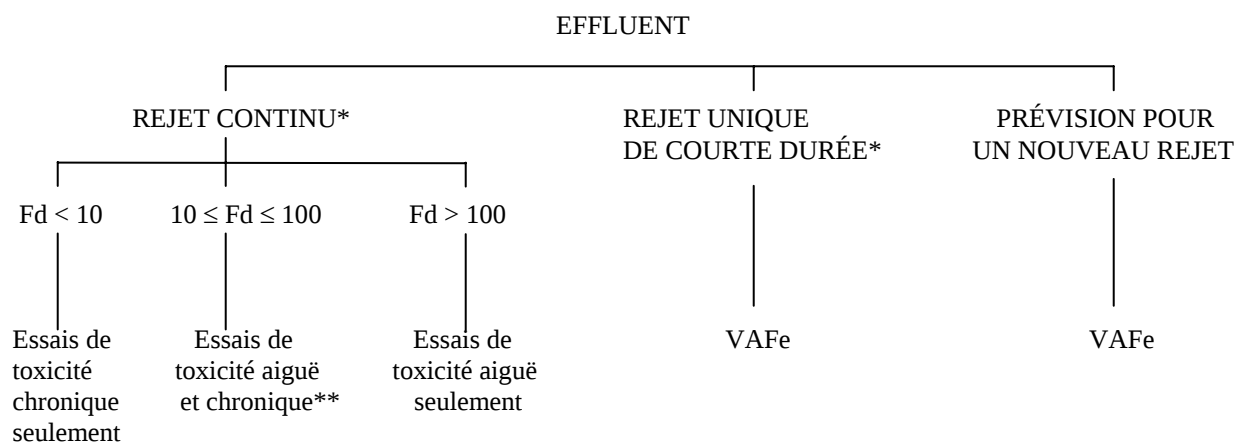
➤ Essai de reproduction et de survie sur le cladocère *Ceriodaphnia dubia*.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1997. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*. Ottawa, Environnement Canada, Conservation et Protection. (SPE 1/RM/21; modifié en novembre 2007).

Les trois essais de toxicité aiguë et les deux essais de toxicité chronique devraient préférentiellement tous être effectués, pour couvrir l'ensemble de la gamme de sensibilité des espèces. Parfois, seuls quelques essais parmi ceux-ci sont recommandés. Par exemple, en l'absence de dilution ou en cas de très faible dilution d'un rejet, l'OER correspond aux critères de qualité chroniques directement à l'effluent ou presque. Dans une telle situation, seuls les essais de toxicité chronique pourraient être demandés. Le respect de l'OER pour la TGE chronique assure le respect de la TGE aiguë. À l'inverse, dans les situations de très grande dilution, le respect de la TGE aiguë assure le respect de la TGE chronique.

De plus, l'utilisation simultanée des essais de toxicité aiguë et chronique avec le méné tête-de-boule permet de déterminer un ratio aigu-chronique avec les résultats des deux essais. Une fois bien établi, ce ratio permet d'effectuer un seul des deux essais et d'inférer les résultats de l'autre. Le ratio aigu-chronique doit être établi à partir d'au moins 12 résultats d'essais, soit un par mois pendant 12 mois, ou l'équivalent.

Scénarios possibles pour le choix des essais de toxicité au moment de la caractérisation de la toxicité globale d'un effluent (TGE)



Un minimum de deux espèces de niveau trophique différent (poissons, crustacés, algues) doit être testé, à moins qu'il ne soit démontré par un nombre suffisant de résultats (minimum 12 données sur un an ou équivalent) qu'une espèce se révèle toujours la plus sensible pour un effluent donné.

* Un rejet de courte durée mais récurrent peut être considéré soit comme un rejet continu soit comme un rejet de courte durée, selon la fréquence de la récurrence et le meilleur jugement professionnel (section 8).

** Ou l'un ou l'autre selon le ratio aigu-chronique obtenu après une série d'essais de toxicité aiguë et chronique avec une même espèce (exemple : méné tête-de-boule).

Annexe 2 Substances persistantes, toxiques et bioaccumulables

« Une substance est dite toxique, persistante et bioaccumulable si, une fois déversée dans l'environnement à la suite d'activités humaines, elle a des conséquences néfastes sur la qualité de l'environnement et la santé humaine, si elle se maintient dans l'environnement en se décomposant très lentement, et si elle s'accumule dans les organismes vivants via la chaîne alimentaire », (SVL2000, 1999).

La liste a été établie à partir de la liste proposée par la Commission mixte internationale sur les Grands Lacs. Cette liste adoptée par Saint-Laurent Vision 2000 en 1997, comprend 11 substances dont plusieurs ne sont plus produites, vendues ou utilisées au Canada. « Au Québec, six de ces substances sont susceptibles d'être présentes dans les rejets liquides. Ces substances sont : l'hexachlorobenzène, le 2,3,7,8- TCDD, le 2,3,7,8-TCDF, le benzo(a)pyrène, les BPC et le mercure ».

Contaminants

Alkyles de plomb (air)
Dieldrine et aldrine
DDT (incluant DDD et DDE)
Mirex
Toxaphène
2,3,7,8-TCDD
2,3,7,8-TCDF
Biphényles polychlorés (BPC)
Benzo(a)pyrène (air)
Mercure

Référence : Saint-Laurent Vision 2000 (SLV2000), 1999. *L'élimination virtuelle des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables. Une réalité pour Saint-Laurent Vision 2000*, 2^e édition, Environnement Canada et Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 4 p.

[http://www.slv2000.qc.ca/bibliothèque/centre_docum/phase2/elimination_virtuelle/fiche_f.pdf].

Annexe 3 Développement des équations pour le calcul des OER

Les OER sont déterminés à partir du bilan de charges suivant :

$$\begin{array}{lcl} \text{charge amont} & + \text{ charge allouée} & = \text{ charge maximale permise} \\ & \text{à l'effluent} & \text{à la limite de la} \\ & & \text{zone de mélange} \\ \\ C_{am}Q_{am} & + C_eQ_e & = C_c(Q_{am}+Q_e) \end{array} \quad (1)$$

où : C_e = concentration allouée à l'effluent pour un contaminant donné. Cette concentration est exprimée en concentration totale ou extractible totale. Elle correspond à l'OER en concentration.

Q_e = débit de l'effluent.

C_c = concentration correspondant au critère de qualité de l'eau retenu pour un contaminant et un usage donnés. Cette concentration est exprimée en concentration totale ou extractible totale.

C_{am} = concentration amont du contaminant dans le milieu récepteur.

Q_{am} = débit amont qui correspond à la portion du débit du milieu allouée pour le mélange de l'effluent. Q_{am} prend en considération la fraction (f) du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet.
 $Q_{am} = Q_r \cdot f \cdot Q_e$.

Q_r = débit du milieu récepteur alloué pour le mélange de l'effluent.

f = fraction du débit d'effluent prélevée dans le milieu récepteur en amont du point de rejet. Le facteur f prend la valeur « 1 » si l'eau d'approvisionnement est entièrement tirée du cours d'eau en amont du point de rejet et est égal à « 0 » si l'approvisionnement en eau se fait à partir d'un autre bassin versant ou à partir de l'eau souterraine.

La charge allouée à l'effluent (C_eQ_e) correspond à la charge associée au respect du critère de qualité (charge maximale permise à la limite de la zone de mélange) de laquelle est soustraite la charge déjà présente dans le milieu (charge amont). Ces charges se définissent ainsi :

$$C_eQ_e = C_c(Q_{am}+Q_e) - C_{am}Q_{am} \quad (2)$$

L'équation (2) peut être transformée en remplaçant Q_{am} par sa définition ($Q_r - fQ_e$) :

$$C_e Q_e = C_c [(Q_r - fQ_e) + Q_e] - C_{am} (Q_r - fQ_e) \quad (2a)$$

Il est possible de déterminer la concentration allouée à l'effluent (C_e) en résolvant l'équation suivante :

$$C_e = \frac{C_c (Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am} (Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3)$$

Ou encore :

$$C_e = C_c \frac{(Q_r - fQ_e + Q_e)}{Q_e} - \frac{C_{am} (Q_r - fQ_e)}{Q_e} \quad (3a)$$

Les équations peuvent être remaniées de façon à intégrer le facteur de dilution (F_d). Le facteur de dilution est défini comme le rapport entre le débit d'effluent et le débit qui contribue à la dilution, soit la somme du débit amont et du débit d'effluent.

$$F_d = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

En substituant le facteur de dilution (F_d) dans l'équation 3a, la concentration allouée à l'effluent devient :

$$C_e = \frac{C_c}{F_d} - C_{am} \frac{Q_r - fQ_e}{Q_e} \quad (4a)$$

Sachant que, selon l'équation (4) :

$$Q_r = \frac{Q_e}{F_d} + fQ_e - Q_e \quad (4b)$$

L'équation (4a) devient :

$$C_e = \frac{C_c}{F_d} - \frac{C_{am}}{Q_e} \left(\frac{Q_e}{F_d} + fQ_e - Q_e - fQ_e \right) \quad (4c)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}}{Q_e} \left(\frac{Q_e}{Fd} - Q_e \right) \quad (4d)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am} Q_e}{Q_e Fd} + \frac{C_{am} Q_e}{Q_e} \quad (4e)$$

$$C_e = \frac{C_c}{Fd} - \frac{C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (4f)$$

D'où l'équation simplifiée suivante qui permet le calcul des objectifs de rejet dans les cas où le facteur de dilution a été établi à partir d'une modélisation hydrodynamique ou d'un test de diffusion :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

Annexe 4 Exemples de calcul d'OER

Cette annexe propose deux exemples de calcul d'OER. Le premier exemple présente un rejet industriel caractérisé par la présence de nickel et de plomb. On y utilise l'approche locale pour calculer des OER pour ces métaux et pour la toxicité globale chronique de l'effluent. Le deuxième exemple présente le calcul des OER pour les matières en suspension (MES) et les coliformes fécaux pour deux rejets municipaux. Pour les MES, on utilise l'approche locale alors que, pour les coliformes fécaux, on utilise l'approche globale.

1. Rejet industriel – mélange rapide (approche locale)

Métal inc. est une entreprise de placage de métaux de moyenne envergure. L'effluent de Métal inc. est traité par sédimentation et il est décanté avant son rejet dans une rivière. Les eaux usées sont caractérisées par la présence de plomb et de nickel. Le débit moyen de l'effluent est de 10 l/s.

a. Détermination des usages

La vie aquatique (CVAC), la faune terrestre piscivore (CFTP) et la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés (CPC[O]) sont des usages considérés sur tous les cours d'eau. Sur la rivière en aval du rejet, il n'y a pas de prise d'eau potable ni de zone d'activités récréatives.

b. Critères de qualité de l'eau

Pour assurer une qualité d'eau qui permet le maintien de ces usages, on applique des critères de qualité de l'eau relatifs aux contaminants chimiques et à la toxicité globale de l'effluent. Les deux contaminants concernés ont une toxicité qui varie avec la dureté du milieu. Les critères de qualité de l'eau assurant la protection de la vie aquatique sont calculés sur la base de la dureté médiane du milieu récepteur en amont du rejet, qui est de 50 mg/l de CaCO_3 .

	Plomb	Nickel	Toxicité globale
VAF _e	-----	-----	1 UT _a
CVAC	0,0013 mg/l	0,029 mg/l	1 UT _c
CFTP	-----	-----	-----
CPC(0)	-----	4,6 mg/l	-----

c. Calcul des OER pour les contaminants chimiques (approche locale)

Les OER sont calculés de façon que la quantité de plomb et de nickel rejetée permette le respect des critères de qualité de l'eau au bout de la zone de mélange considérée. Selon l'approche locale, le bilan de charges prend en considération le débit d'effluent, les caractéristiques du milieu, la concentration amont des contaminants et la dilution en conditions critiques.

Concentration amont

La concentration amont dans la rivière est de 0,0002 mg/l en plomb et de 0,002 mg/l en nickel.

Débit considéré pour la dilution

- Les débits annuels Q_{10-7} et Q_{5-30} sont respectivement de 500 l/s et de 1 000 l/s.
- L'entreprise puise son eau dans le milieu récepteur ($f = 1$).
- Le mélange se fait rapidement dans la masse d'eau. Pour les contaminants toxiques, on retient 50 % du débit d'étiage pour le mélange de l'effluent, avec une limite maximale de 1 dans 100.

Calcul de l'OER

Les OER se calculent selon l'équation de base (3) du bilan de charges :

$$C_e = \frac{C_c (Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am} (Q_r - fQ_e)}{Q_e}$$

On obtient :

$$\text{OER Pb}_{CVAC} = \frac{0,0013 (250 - (1 \times 10) + 10) - 0,0002 (250 - (1 \times 10))}{10} = 0,0277 \text{ mg/l}$$

$$\text{OER Ni}_{CVAC} = \frac{0,029 (250 - (1 \times 10) + 10) - 0,002 (250 - (1 \times 10))}{10} = 0,677 \text{ mg/l}$$

$$\text{OER Ni}_{CPC(O)} = \frac{4,6 (250 - (1 \times 10) + 10) - 0,002 (250 - (1 \times 10))}{10} = 230 \text{ mg/l}$$

L'OER pour le plomb est de 0,0277 mg/l. À partir de C_e , la charge allouée est déterminée par $C_e \times Q_e$, qui correspond à 0,024 kg/j.

L'OER retenu pour le nickel est celui qui assure la protection de tous les usages, soit l'OER $_{CVAC}$, qui est de 0,677 mg/l et de 0,58 kg/j.

On peut aussi calculer les OER à partir de l'équation de calcul des OER simplifiée (5). Le calcul des facteurs de dilution (F_d) est alors nécessaire :

$$F_d = \frac{Q_e}{Q_{am} + Q_e} = \frac{Q_e}{(Q_r - fQ_e) + Q_e} \quad (4)$$

$$Fd_{CVAC} = \frac{10}{250 - (1 \times 10) + 10} = 1 \text{ dans } 25 \text{ ou } 0,04$$

$$Fd_{CPC(O)} = \frac{10}{500 - (1 \times 10) + 10} = 1 \text{ dans } 50 \text{ ou } 0,02$$

Selon l'équation simplifiée (5), le calcul des OER est le suivant :

$$C_e = \frac{C_c - C_{am}}{Fd} + C_{am} \quad (5)$$

$$OER_{Pb_{CVAC}} = \frac{0,0013 - 0,0002}{0,04} + 0,0002 = 0,0277 \text{ mg/l}$$

$$OER_{Ni_{CVAC}} = \frac{0,029 - 0,002}{0,04} + 0,002 = 0,677 \text{ mg/l}$$

$$OER_{Ni_{CPC(O)}} = \frac{4,6 - 0,002}{0,02} + 0,002 = 230 \text{ mg/l}$$

Ces valeurs correspondent aux concentrations précédemment calculées.

d. Calcul des OER relatifs à la toxicité globale de l'effluent

Le critère relatif à la toxicité globale aiguë de 1 UTa, équivalent à un maximum de 50 % de mortalité, s'applique directement à l'effluent, avant toute dilution dans le milieu. L'OER relatif à la toxicité globale aiguë de l'effluent est ainsi toujours d'une unité toxique aiguë (1 UTa).

L'OER relatif à la toxicité globale chronique est calculé pour que le critère de toxicité globale chronique de 1 UTc soit respecté au bout de la zone de mélange considérée. L'équation de base pour calculer l'OER relatif à la toxicité globale chronique (6) est reprise ici :

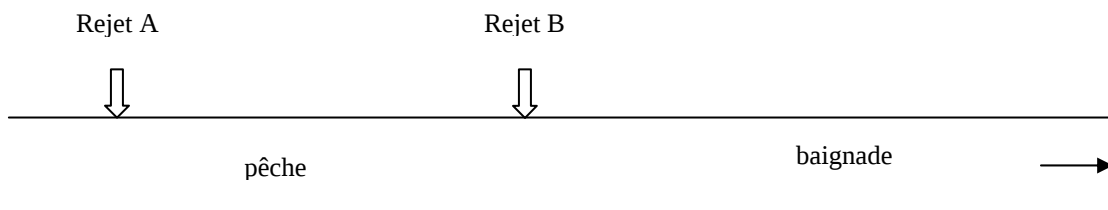
$$C_e = \frac{C_c}{Fd_{CVAC}} = \frac{1 UTc}{Fd} \quad (6)$$

$$OER = \frac{1 UTc}{0,04} = 25 UTc$$

C'est donc dire que, si la toxicité chronique à l'effluent de cette entreprise ne dépasse pas 25 UTC, l'effluent n'entraînera pas, sur la base des critères de qualité, d'effet chronique sur la vie aquatique au bout de la zone de mélange considérée.

2. Rejet municipal – mélange rapide (approche locale et approche globale)

L'effluent traité de la municipalité A est rejeté dans une rivière. Le débit de conception de la station d'épuration est de 50 l/s. Les matières en suspension (MES) et les coliformes fécaux (c.f.) font partie des contaminants pour lesquels des OER sont demandés pour cette station. Une deuxième station, celle de la municipalité B, rejette également son effluent (200 l/s) dans la rivière, à quatre kilomètres en aval du rejet de la municipalité A.



a. Détermination des usages

La vie aquatique (CVAC), la faune terrestre piscivore (CFTP) et la consommation de poissons, de mollusques et de crustacés (CPC[O]) sont des usages considérés sur tous les cours d'eau. Sur la rivière en aval du rejet, on retrouve également une zone de pêche (CARE) à 1,8 kilomètre du rejet de la station A, et un secteur de baignade (CARE) à 8 kilomètres du rejet de la station A.

b. Critères de qualité de l'eau

	MES	Coliformes fécaux
CVAC	Augmentation de 5 mg/l par rapport à la concentration amont	-----
CFTP	-----	-----
CPC(O)	-----	-----
CARE	-----	200 UFC/100 ml (contact direct) 1 000 UFC/100 ml (contact indirect)

c. Calcul de l'OER pour les matières en suspension (approche locale)

L'OER est calculé de façon que la quantité de matières en suspension rejetée permette le respect du critère de qualité de l'eau au bout de la zone de mélange considérée. Selon l'approche locale, le bilan de charges prenant en considération le débit

d'effluent, les caractéristiques du milieu, la concentration amont des contaminants et la dilution en conditions critiques est appliqué.

Concentration amont

Il n'y a pas de station de surveillance de la qualité de l'eau représentative pour les MES en amont du rejet de la municipalité A. La concentration amont est estimée au prorata des superficies agricole et forestière du bassin de drainage. Comme la superficie du bassin au point de rejet est à 10 % agricole et à 90 % forestière, la concentration amont par défaut pour les MES est donc :

$$C_{am} = 10 \% (4 \text{ mg/l}) + 90 \% (1 \text{ mg/l}) = 1,3 \text{ mg/l}$$

La concentration amont pour les MES est donc de 1,3 mg/l. Le CVAC pour les MES est donc : $1,3 \text{ mg/l} + 5 \text{ mg/l} = 6,3 \text{ mg/l}$.

Débit considéré pour la dilution

- La rivière, au point de rejet de la station d'épuration A, a un débit d'étiage annuel Q_{2-7} de 800 l/s.
- La municipalité A puise son eau d'un puits souterrain ($f = 0$).
- Le mélange de l'effluent se fait rapidement dans toute la masse d'eau. Pour les MES, on attribue 100 % du Q_{2-7} pour la dilution, avec une limite maximale de 1 dans 100.

Calcul de l'OER

L'OER pour les MES se calcule selon l'équation (3) du bilan de charges :

$$C_e = \frac{C_c (Q_r - fQ_e + Q_e) - C_{am} (Q_r - fQ_e)}{Q_e}$$

$$\text{OER MES}_{CVAC} = \frac{6,3 (800 - 0 + 50) - 1,3 (800 - 0)}{50} = 86,3 \text{ mg/l}$$

À partir de C_e , la charge allouée est déterminée par $C_e \times Q_e$. L'OER pour les MES du rejet de la municipalité A est donc de 86,3 mg/l et de 372,8 kg/j.

d. Calcul de l'OER pour les coliformes fécaux (approche globale)

Pour tenir compte de la présence des deux effluents qui influencent les usages récréatifs (pêche et baignade) et de la décroissance des coliformes fécaux, on retient l'approche globale pour calculer l'OER relatif aux coliformes fécaux de la municipalité A. L'équation (7) est retenue :

$$C_e = (C_c - C_{am}) \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{e_i} e^{-kt_i}} \quad (7)$$

Concentration amont

Tout comme pour les MES, la concentration amont pour les coliformes fécaux est calculée à partir des pourcentages de superficies agricole et forestière.

$$C_{am} = 10 \% (310 \text{ UFC}/100 \text{ ml}) + 90 \% (5 \text{ UFC}/100 \text{ ml}) = 36 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$$

La concentration amont pour les coliformes fécaux est donc de 36 UFC/100 ml au début du tronçon.

Débits considérés pour la dilution

Puisque les activités récréatives ne sont pratiquées que l'été, les débits d'étiage utilisés sont des Q_{2-7} estivaux. Au site de pêche, le Q_{2-7} estival est de 1 100 l/s et au site de baignade, il est de 2 000 l/s.

Temps de parcours entre le rejet et l'usage

Dans le secteur étudié, la rivière a une vitesse moyenne de 0,5 m/s. On peut donc évaluer le temps de parcours entre les rejets et les usages par la simple formule :

$$\text{Temps} = \text{distance}/\text{vitesse}$$

Ainsi, le temps de parcours entre l'effluent de la municipalité A et le site de pêche est de :

$$\text{temps} = 1\,800 \text{ m}/0,5 \text{ ms}^{-1} = 3\,600 \text{ s} = 1 \text{ h}$$

La même équation s'applique pour le temps de parcours entre l'effluent de la municipalité A et la zone de baignade et pour le temps de parcours entre l'effluent B et la zone de baignade.

Calcul de l'OER

Usage	Rejet en amont de l'usage	Temps de parcours rejet-usage (h)	C _{am} (UFC/100 ml)	Q _r (l/s)	Q _e (l/s)
Pêche	Effluent A	1	36	1 100	50
Baignade	Effluent A	4,4	36	2 000	50
	Effluent B	2,2			200

Le tableau ci-dessus regroupe les données nécessaires au calcul des OER pour la protection de la pêche et de la baignade. La constante de décroissance retenue pour les coliformes fécaux est de 0,02 h⁻¹.

$$C_e = (C_c - C_{am}) \frac{Q_r}{\sum_{i=1}^n Q_{e_i} e^{-kt_i}} \quad (7)$$

Seul le rejet de la municipalité A est situé en amont du site de pêche. Il est donc le seul inclus dans le calcul de l'OER pour la protection de cet usage.

$$\text{OER c.f.}_{\text{PÊCHE}} = (1\,000 - 36) \frac{1\,100}{50 e^{-(0,02)(1)}} = 21\,636 \text{ UFC / 100 ml}$$

Pour la protection du site de baignade, on doit considérer les effluents des municipalités A et B :

$$\text{OER c.f.}_{\text{BAIGNADE}} = (200 - 36) \frac{2\,000}{50 e^{-(0,02)(4,4)} + 200 e^{-(0,02)(2,2)}} = 1\,383 \text{ UFC / 100 ml}$$

L'OER retenu pour l'effluent de la municipalité A est celui qui assure la protection de tous les usages récréatifs en aval du rejet, soit 1 383 UFC/100 ml (pour les coliformes fécaux, l'OER est exprimé en concentration seulement). Cet OER s'applique aussi à l'effluent de la municipalité B.