

QUALITÉ DES EAUX PLUVIALES : ÉVALUATION, CONTRÔLE ET SUIVI

CHAPITRE 8

8.1 INTRODUCTION

Historiquement, la pollution engendrée par le ruissellement de surface était considérée comme relativement peu importante – une nuisance plutôt qu’un réel problème. Un programme majeur de mesures complété au début des années 1980 par l’EPA (*Environmental Protection Agency* des États-Unis) a cependant clairement démontré que le ruissellement urbain pouvait être une source significative de pollution. Ce programme de mesures à grande échelle, appelé NURP (*Nationwide Urban Runoff Program*), a permis de mettre en évidence que les eaux de ruissellement sont habituellement chargées de matières en suspension et en nutriments, ont une demande biochimique en oxygène (DBO) élevée et peuvent contribuer de façon importante aux concentrations de métaux lourds, de sels, d’huile, de graisse et d’autres contaminants. Le tableau 8.1 fournit une liste des principaux contaminants transportés par le ruissellement qu’on peut retrouver en milieu urbain, ainsi que les différents critères d’évaluation de la qualité de l’eau du MDDEP. On peut donc constater en consultant cette liste que les eaux de ruissellement peuvent avoir un impact non négligeable sur l’approvisionnement en eau, les habitats aquatiques et fauniques, les usages récréatifs des plans d’eau et les aspects esthétiques.

Les problèmes touchant la qualité sont généralement plus complexes que ceux impliquant uniquement un contrôle de la quantité, tant au niveau de la définition du problème qu’au niveau technique. Tout d’abord, par opposition aux aspects quantitatifs qui sont relativement faciles à identifier et à décrire, les problèmes nécessitant un contrôle de la qualité sont la plupart du temps diffus parce que leur définition implique des considérations

parfois subjectives. Ces considérations peuvent être extrêmement variables d’une localité à une autre et incluent la plupart du temps des aspects touchant la qualité de vie et les attentes implicites ou clairement exprimées des citoyens. C’est pourquoi il devient opportun d’adopter une définition avec différents niveaux pour préciser ce qui constitue un problème de qualité des eaux de ruissellement (EPA (NURP), 1983) :

- Effets négatifs entraînant une réduction ou une perte complète d’un usage des cours d’eau récepteurs;
- violation de critères relatifs à la qualité de l’eau;
- perception des citoyens.

Dans le premier cas, on doit tout d’abord spécifier l’utilisation qui doit être protégée, ce qui permettra d’ajuster les critères de contrôle en conséquence. Les usages peuvent être par exemple la présence d’une prise d’eau potable, la baignade ou des sports nautiques sans contact prolongé comme la planche à voile et la navigation de plaisance. Le deuxième niveau de définition réfère à une violation de certains critères émis par exemple par le MDDEP (voir tableau 8.1) en ce qui touche par exemple les niveaux recommandables pour un certain type de milieu récepteur (rivière, lac ou océan). Cette définition peut parfois venir en contradiction avec la première puisque les critères imposés peuvent être trop ou pas assez conservateurs selon les usages qui sont à protéger ou à récupérer. Le dernier niveau fait finalement intervenir la perception des citoyens qui pourra être exprimée par des plaintes formulées aux représentants municipaux. Il va sans dire que cette perception concernant par exemple la couleur de l’eau ou les odeurs peut être extrêmement variable.

Tableau 8.1

Polluants associés au ruissellement urbain (EPA, 1993 : MDDEP, 2008).

Classes	Paramètres	Critères du MDDEP (mg/L) (1)			Sources possibles	Effets
		CPC(EO)	CVAC	CARE		
Sédiments	Organiques ou non	–	–	–	Sites de construction Ruissellement rural/urbain Débordements de réseaux d'égout Installations septiques Érosion des berges	Habitats altérés Perte d'usage de l'eau (récréatif et esthétique) Transport de contaminants Navigation / hydrologie
	Matières en suspension	–	5,0	–		
	Turbidité		2,0	5,0		
	Matières dissoutes	–	–	–		
Nutriments	Nitrites	1,0	0,02		Ruissellement rural/urbain Sites d'enfouissement Dépôt atmosphérique Érosion Installations septiques	Eutrophisation Prolifération d'algues et plantes aquatiques Cyanobactéries Toxicité Perte d'usage de l'eau (récréatif et esthétique)
	Nitrates	10,0	40,0			
	Azote ammoniacal	0,5	Variable	–		
	Phosphates	–	–	–		
	Phosphore total Ruisseaux et rivières Cours d'eau en amont des lacs	–	0,03 0,02	0,03 0,02		
Micro-organismes (UFC/100ml)	Coliformes totaux	–	–	–	Ruissellement rural/urbain Installations septiques Branchements croisés Débordements de réseaux d'égout Rejets de bateaux Animaux domestiques et sauvages	Maladies d'origine hydriques : gastroentérites, otites, etc. Perte d'usage de l'eau (récréatif)
	Coliformes fécaux	14 – 1000	–	200 – 1000		
	E. coli	–	–	–		
	Entérocoques	–	–	–		
	Virus	–	–	–		
	Parasites (Giardia, Cryptosporidium, etc.)	–	–	–		
Organiques	DBO5	–	3,0	–	Ruissellement rural/urbain Débordements de réseaux d'égout Sites d'enfouissement Installations septiques	Diminution d'oxygène dissous Odeurs Mortalité de poissons
	DCO	–	–	–		
	COT	–	–	–		
	Oxygène dissous	–	4,0 – 8,0	–		
Polluants toxiques	Contaminants organiques et inorganiques (métaux)	–	–	–	Ruissellement rural/urbain Pesticides / herbicides Réservoirs souterrains Dépôts de matériaux dangereux Sites d'enfouissement Rejets industriels	Bioaccumulation dans la chaîne alimentaire et toxicité potentielle pour les humains et autres organismes
Sels	Chlorures	250,0	230,0		Ruissellement urbain Fonte des neiges	Corrosion des véhicules Nuisibles à des plantes Contamination de l'eau potable
Hydrocarbures	Huiles et graisses minérales	–	–	–	Rejets d'huile	Perte d'usage de l'eau (récréatif et esthétique)

(1) Critères de qualité de l'eau du MDDEP :

CPC(EO) : critère de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques;

CVAC : critère de protection de la vie aquatique chronique;

CARE : critère d'activités récréatives et d'esthétique.

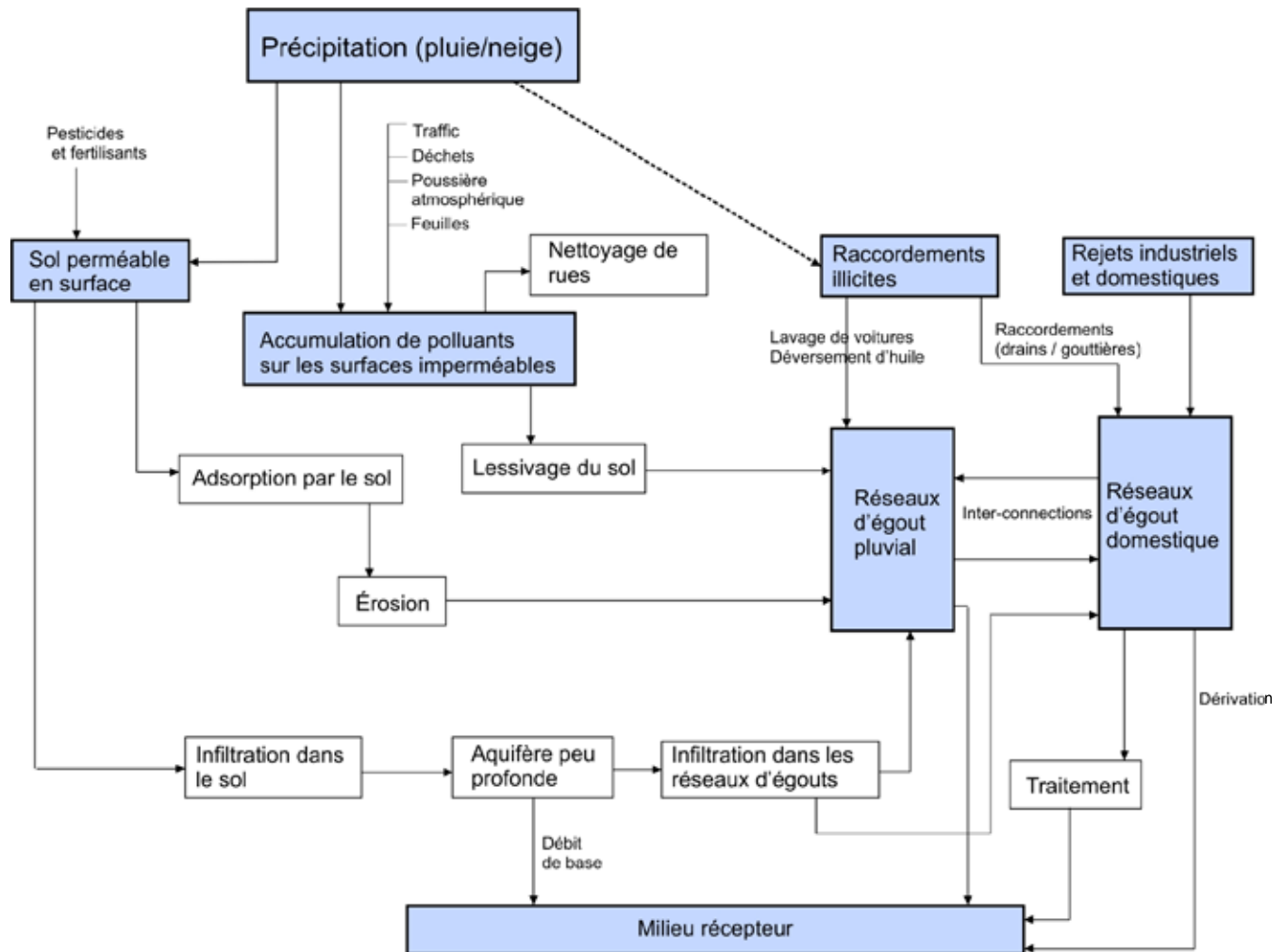


Figure 8.1 Diagramme schématique des sources de pollution pour une zone urbaine (adapté de Novotny et Olem, 1994)

Typiquement, les trois niveaux de définition seront présents dans un cas particulier et il conviendra de peser chaque élément pour prendre une décision éclairée quant à la nature et à la sévérité du problème.

Quant au niveau technique, il faut souligner que le contrôle de la qualité des eaux de ruissellement est relativement complexe puisqu'elle doit prendre en compte l'hydrologie, l'hydraulique, la chimie de l'eau et l'écologie aquatique. La tendance au niveau mondial est toutefois résolument d'orienter la gestion des eaux pluviales pour qu'elle inclue, en plus du contrôle de la quantité, les aspects touchant la qualité. La qualité des eaux peut certainement être améliorée sensiblement si le concepteur est informé de certains principes de base qu'il pourra inclure dans son processus de conception; dans plusieurs cas, la prise en compte de ces éléments n'impliquera que de simples modifications aux éléments qui sont mis en place pour le contrôle quantitatif.

8.2 PROCESSUS DE GÉNÉRATION DE LA POLLUTION

Comme le montre la figure 8.1, la pollution associée au ruissellement urbain est causée par plusieurs phénomènes et processus, qui dépendent des apports externes et des activités résultant de l'occupation du territoire. Concrètement, cette pollution est la résultante de deux processus : une accumulation des polluants durant les périodes de temps sec et un lessivage de ces polluants lors des épisodes pluvieux. Les sources de polluants peuvent être regroupées en 6 principales catégories (Chocat *et al.*, 1997) :

- Circulation automobile;
- Industries;
- Animaux;
- Déchets solides;
- Chantiers et érosion des sols;
- Végétation.

Après l'accumulation et le dépôt des polluants en période sèche, l'érosion et la mobilisation des polluants entrent en jeu lors de pluies suffisamment importantes pour générer du ruissellement (la quantité de pluie nécessaire pour générer du ruissellement sur les surfaces imperméables étant plus faible (1 à 1,5 mm) que pour les surfaces perméables). Les deux paramètres pluviométriques importants pour caractériser l'ampleur et l'intensité du lessivage sont la hauteur totale de pluie durant l'événement et l'intensité maximale sur une durée courte. La génération de pollution par le ruissellement urbain est souvent décrite et modélisée en utilisant les concepts d'accumulation et de lessivage.

8.2.1 Dépôt, accumulation et lessivage

Il est tout d'abord important de distinguer entre le dépôt, l'accumulation et le lessivage des polluants (Minton, 2005). Le dépôt est le processus par lequel les polluants atteignent le sol; l'accumulation comprend les polluants qui demeurent où ils se sont déposés; finalement le lessivage se produit lors d'un événement pluvieux. L'accumulation est moindre que le dépôt sur les surfaces imperméables parce que la turbulence des véhicules et le vent entraînent les particules déposées vers les surfaces gazonnées où elles sont subséquentement retenues.

On peut par ailleurs distinguer deux composantes pour l'accumulation : une composante dynamique par laquelle l'accumulation et les taux d'enlèvement sont dans un état d'équilibre dynamique et une composante «permanente» de stockage, qui est fonction du type de surface et des conditions locales. L'accumulation totale est la somme du stockage permanent et de la quantité de particules accumulées depuis la dernière pluie ou le dernier nettoyage mécanique.

Le lessivage est le processus par lequel les particules accumulées sont lessivées par le ruissellement et entraînées par les débits générés. Les caractéristiques observées pour le lessivage dépendent des caractéristiques de l'événement pluvieux, des caractéristiques du bassin versant et de la nature des sédiments accumulés. Concernant l'événement pluvieux, quatre variables hydrologiques ont une influence (Wong *et al.*, 2006) : l'intensité de la pluie et la quantité totale tombée, le débit ainsi que le volume de ruissellement. Pour les caractéristiques du bassin versant, elles peuvent être spécifiées selon l'occupation du sol (par exemple résidentiel, industriel/commercial et non déve-

loppé) ou selon le matériau de la surface ou de fonction (comme des rues ou des toits).

Les activités de construction et le remaniement des sols en place peuvent avoir un impact important sur la quantité et la qualité des eaux lessivées. Plusieurs études ont mis en évidence le fait que les sols remaniés étaient de loin le type d'occupation du sol ayant le plus d'influence sur la quantité de particules lessivées lors d'un événement pluvieux et c'est pourquoi le contrôle des sédiments durant les activités de construction devrait être un élément inclus dans les plans de gestion de la qualité des eaux de ruissellement.

Le lessivage a souvent été représenté par des relations de forme exponentielle tendant vers une valeur maximale pour laquelle il y a un équilibre entre l'accumulation et l'enlèvement à un site en particulier. Dans une revue détaillant les différentes approches utilisées pour décrire le lessivage, Duncan (1995) conclut que c'est un processus de surface contrôlé par l'énergie de la pluie (intensités instantanées maximum) et des débits générés (capacité de transport). Lorsque la pluie commence, une certaine portion des particules est délogée de la surface et mise en suspension dans la couche fine de ruissellement par l'énergie des gouttes de pluie. Au fur et à mesure que le film d'eau augmente et commence à couler, l'énergie de cet écoulement maintient les particules en suspension et les transporte.

Les différents paramètres jouant un rôle dans le processus de lessivage sont importants à considérer puisqu'ils peuvent avoir un impact direct sur la caractérisation des polluants. Ainsi, pour une intensité de pluie plus forte et des quantités totales plus grandes, les concentrations en matières en suspension et les charges polluantes seront augmentées, ce qui est confirmé par les observations et mesures qui ont été faites.

Heaney *et al.* (1999) et Pitt *et al.* (2005) fournissent une revue des données et représentations mathématiques pour l'accumulation et le lessivage. Le tableau 8.2 résume les données d'accumulation et de taux de dépôt provenant de cette référence et qui ont été prises en Ontario.

8.2.2 Effet de premier flot (first flush)

Le concept d'effet de premier flot (*first flush*) est souvent mentionné lorsqu'on considère une stratégie de contrôle de la qualité des eaux de ruissellement. Selon ce concept, les rejets seraient beaucoup plus pollués au début de

Tableau 8.2

Accumulations de débris et de taux de dépôt en surface des rues pour des sites en Ontario (adapté de Heaney *et al.*, (1999) et de Pitt et Voorhees, (2000)).

Site	Valeur de charge initiale (g/longueur de bordure en m)	Taux de déposition journalier (g/jr/longueur de bordure en m)	Valeur de charge maximale observée (g/longueur de bordure en m)	Nombre de jours avant la valeur de charge maximale observée
conditions modérées pour surfaces de rues				
Ottawa	40	20	n/a	n/a
Toronto (résidentiel)	40	32	100	> 10
Toronto (industriel)	60	40	351	> 10
conditions rugueuses pour surfaces de rues				
Ottawa (très rugueux)	310	20	n/a	n/a
Ottawa (rugueux)	200	20	n/a	n/a

l'événement pluvieux que dans la suite de l'épisode de précipitation. Ce concept est de prime abord intéressant puisqu'il justifierait, en principe, que l'on ne traite que la partie la plus polluée des rejets. En général, au moins trois mécanismes ont été invoqués comme étant susceptibles de produire un effet de premier flot (Chocat *et al.*, 1997) :

1. L'eau précipitée est plus polluée au début de pluie, avec un effet de « lavage » de l'atmosphère de la ville. Ceci n'est pas suffisant pour expliquer le phénomène puisque cet apport quant à la pollution ne dépasse pas 15 à 25 % de la pollution totale.
2. Le lavage des surfaces urbaines. Le premier flot de ruissellement collecte les polluants qui se sont accumulés durant la période de temps sec. On observe toutefois que la concentration en polluant est corrélée au débit ou à l'intensité de pluie mais qu'elle n'a aucune raison de diminuer sensiblement avec le temps (sauf évidemment lorsque tous les polluants auront été entraînés).
3. La remise en suspension des matériaux du réseau. Ce dernier phénomène est probablement responsable de la pointe importante de concentration (et non de débit massique) observé au tout début des événements, lorsque le débit d'eau est encore très voisin du débit de temps sec.

Comme le mentionnait la section 8.2.1, la répartition des masses rejetées en fonction du temps est représentée par un pollutogramme, qui donne soit les variations de la concentration en fonction du temps, soit les variations du débit massique en fonction du temps. Le problème vient du fait que ces deux quantités ne sont pas identiques (Chocat *et al.*, 1997). En effet, le débit massique est égal au produit de la concentration par le débit. Or, une concentration très élevée au début de l'événement, lorsque le débit est très faible, ne garantit pas qu'une fraction importante de la masse transite au début de l'événement. La figure 8.2 illustre ce concept.

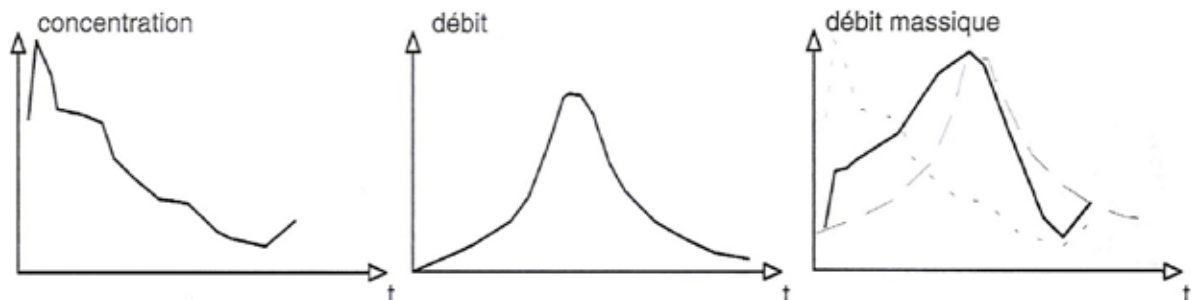


Figure 8.2 Illustration des pollutogrammes en concentration ou en débit massique (Chocat, 1997).

Tableau 8.3

Effet des caractéristiques des bassins versants sur la tendance à observer un effet de premier flot (adapté de Minton, 2005).

Caractéristiques	Effet sur la tendance à observer un effet de premier flot
Superficie du bassin	Plus les dimensions du bassin versant sont importantes, moins le phénomène de premier flot est probable
Forme du bassin	Pour une même superficie, un bassin très large sera plus propice à un phénomène de premier flot qu'un bassin très allongé
Intensité de la pluie	Plus l'intensité de pluie est faible, moins le phénomène de premier flot est probable
Quantité de pluie	Plus l'événement pluvieux est de faible ampleur, moins le phénomène de premier flot est probable (à moins qu'il n'y ait de fortes intensités)
Période interévénements	Plus la période de temps entre 2 événements est courte, moins le phénomène de premier flot est probable
Surface imperméable	Pour de plus faibles pourcentages imperméables, le phénomène de premier flot est moins probable
Système de drainage	Les sédiments accumulés dans le réseau de drainage sont lessivés et remis en suspension durant un événement intense

En pratique, plusieurs études ont toutefois démontré que, dépendant du type de réseau (combiné ou séparé), du type de bassin versant considéré, de ses caractéristiques et des conditions pluviométriques des secteurs, il pouvait y avoir ou non un phénomène de premier flot qui était observé. Le tableau 8.3 fournit une liste d'indicateurs concernant ce phénomène en fonction de différents paramètres; de façon générale, on aura tendance à observer davantage le phénomène de premier flot à petite échelle, en fonction des intensités de pluie et des débits plus importants.

Plusieurs méthodes ont été suggérées pour caractériser et mettre en évidence un effet de premier flot et on peut constater que les difficultés sont associées à la définition même de ce qui constitue le premier flot. De plus, les définitions peuvent varier selon que l'on a un réseau pluvial ou unitaire. Par conséquent, plutôt que de conclure sur l'existence du phénomène de premier flot pour tous les cas, il apparaît plus approprié en pratique de s'appuyer sur les conclusions suivantes (Chocat *et al.*, 1997) :

- Effectivement, il existe souvent un pic important de concentration de polluants au début des événements pluvieux;
- Les courbes représentant le pourcentage de masse rejeté en fonction du pourcentage du volume écoulé sont majoritairement situées au-dessus de la diagonale;

- Il est toutefois exceptionnel que ce phénomène soit assez marqué pour qu'on puisse l'invoquer pour ne traiter que les eaux au début de l'orage.

Concrètement, comme on le verra à la section 8.3, le critère de contrôle pour la qualité sera plutôt orienté vers le traitement de la plupart des événements pluvieux de plus petite envergure (90 % des événements qui seront traités).

8.3 CARACTÉRISATION DES POLLUANTS

8.3.1 Généralités

Les eaux pluviales entraînent avec elles plusieurs polluants dont les caractéristiques et les concentrations sont dépendantes en grande partie de l'occupation du sol et de la localisation du site considéré par rapport aux sources de pollution atmosphériques comme des industries majeures ou d'autres développements importants. Les eaux de ruissellement peuvent contenir une gamme étendue de polluants, souvent à des concentrations élevées qui peuvent dans certains cas dépasser les limites de critères pour la qualité de l'eau qui sont résumés au tableau 8.1 déjà présenté.

La pollution due au ruissellement urbain peut avoir plusieurs sources. Elle résulte de la pluie et des eaux provenant de la fonte des neiges qui deviennent contaminées alors qu'elles transitent dans l'atmosphère,

ruissellent sur les surfaces et se retrouvent dans un cours d'eau récepteur. Le ruissellement urbain peut entrer dans le cours d'eau récepteur par une source clairement identifiable, comme un émissaire d'égout pluvial ou unitaire; les eaux peuvent également couler directement dans le cours d'eau récepteur sans passer par un point d'entrée facilement identifiable.

On peut donc distinguer des sources de pollution distribuées sur le territoire (ou diffuses) et des sources de pollution locales, qui peuvent être clairement attribuées à des sites en particulier. Dans le premier cas, l'origine de la pollution peut provenir par exemple des accumulations de polluants sur les routes, incluant les sels de déglacage, les fertilisants utilisés pour les pelouses ou l'érosion des sols. Dans le deuxième cas, on pourra retrouver par exemple des sites industriels (avec accumulation de matériaux), des stations-services et des stationnements de centres commerciaux qui pourront typiquement représenter des sources locales de pollution qui peuvent être significatives. Le tableau 8.2 présente les origines typiques pour les différentes catégories de polluants. Il faut souligner que, sous certaines conditions, les ouvrages de contrôle pour les eaux pluviales peuvent dans certains cas devenir des concentrateurs de polluants qui seront par la suite relâchés vers les milieux récepteurs. Des éléments spécifiques de conception peuvent toutefois être considérés pour minimiser cette problématique.

Par ailleurs, il y a lieu de distinguer les différentes occupations du sol qui peuvent évidemment générer divers types de polluants à des niveaux variables. Par exemple, on peut distinguer les **routes** (qui peuvent également être subdivisées en routes urbaines, autoroutes, routes en milieu rural), les **secteurs urbains** (qui peuvent être subdivisées en secteurs résidentiel, industriel ou commercial) et les **secteurs non développés** (agriculture ou forêt). Les secteurs qui sont en développement et qui sont souvent caractérisés par un sol remanié qui n'est pas stabilisé peuvent également être vus comme une catégorie distincte pouvant notamment influencer de façon importante la quantité de matières en suspension pouvant être générées par un secteur.

Certains sites ou secteurs peuvent également être considérés comme des sites à risque (hot spots), qui devraient faire l'objet d'un contrôle de qualité de base. Typiquement, ces zones plus à risque sont des secteurs commerciaux, industriels, institutionnels, municipaux ou

associés au transport automobile et qui produisent des taux plus élevés de polluants ou qui présentent un risque potentiel plus grand pour des déversements, des fuites ou des débits illicites vers les réseaux de drainage. Les eaux de ruissellement provenant de ces zones peuvent contenir des polluants qui ne pourraient pas être efficacement enlevés par des traitements plus en aval et elles peuvent polluer de façon majeure les milieux récepteurs ou contaminer la nappe phréatique. Le tableau 8.5 fournit une liste de ces secteurs qui devraient minimalement faire l'objet d'un contrôle de qualité de base. En plus des types d'usages qui sont décrits au tableau 8.5, un site pourra également faire l'objet d'un contrôle de base en fonction de sa superficie; une dimension de 1 000 ou 1 500 m² peut être retenue comme valeur à partir de laquelle on pourra effectuer un contrôle (quantitatif ou qualitatif).

Deux paramètres doivent être considérés en évaluant la pollution associée au ruissellement : les **charges** de polluants ainsi que les **concentrations**. La charge polluante est la masse de polluant transitée en un point pendant une durée donnée ou pour un événement particulier. Les charges polluantes sont normalement exprimées en kilogrammes par année et les caractéristiques des milieux récepteurs doivent être évaluées pour établir leur capacité à assimiler et diluer les charges polluantes qui seront imposées. La concentration, généralement exprimée en milligrammes par litre (mg/L) ou également en parties par million (ppm), désigne la quantité de polluant contenue par unité de volume d'eau. Un pollutogramme représente la courbe d'évolution de la pollution transportée en fonction du temps, exprimée en débit massique ou en concentration. La forme du pollutogramme peut être très différente selon que l'on s'intéresse au débit massique ou à la concentration (une concentration élevée pouvant être par exemple associée à des débits relativement faibles).

Les charges polluantes et les concentrations sont évidemment dépendantes des caractéristiques pluviométriques des sites (quantité et intensité des précipitations), ce qui explique la grande variation de ces paramètres qui est rapportée dans la littérature technique. Le calcul de la masse de polluant est effectué à partir des mesures conjointes de débits et de concentrations, avec l'équation suivante :

$$M_t = \sum_{i=1}^N Q_i C_i \Delta t_i \quad (8-1)$$

Où M_i est la masse totale durant un événement pluvieux, Q_i est le débit durant chaque intervalle de temps Δt et C_i est la concentration durant ce même intervalle de temps Δt .

La variabilité des concentrations peut être prise en compte avec le concept de concentration moyenne par événement (CME), qui se définit par la masse totale de polluant divisée par le volume total de ruissellement pour un événement d'une durée spécifique et s'établit à l'aide de la relation suivante (EPA (NURP), 1983) :

$$CME = \frac{\text{Masse de polluant contenue dans l'événement}}{\text{Volume total de ruissellement dans l'événement}} = \frac{\int C(t) Q(t) dt}{\int Q(t) dt} \quad (8-2)$$

où $C(t)$ sont les concentrations et $Q(t)$ sont les débits à chaque pas de temps dt . En pratique, les CME sont déterminés avec une analyse en laboratoire à partir de plusieurs échantillons pris durant l'événement (échantillon moyen représentatif). Les concentrations instantanées durant un événement peuvent varier de façon appréciable par rapport à la CME mais l'utilisation de ce paramètre permet de s'assurer que la masse de polluant dans le système durant un événement est bien représentée. Les CME sont par ailleurs l'approche utilisée pour rapporter l'in-

formation dans plusieurs bases de données internationales (Geosyntec, 2007; CWP, 2007).

Compte tenu de la variabilité importante des concentrations des polluants durant un événement pluvieux, l'utilisation d'un protocole rigoureux pour l'échantillonnage est fondamentale. En ce sens, un échantillon par prélèvement unique moyen proportionnel au temps est à proscrire (Chocat *et al.*, 1997). On doit plutôt envisager le prélèvement d'un volume fixe à intervalle de temps constant ou d'un volume variable proportionnellement au volume écoulé à intervalle de temps constant ou variable. Plusieurs documents techniques présentent de façon détaillée les principes qui devraient être suivis lors de l'échantillonnage et des campagnes de mesures pour les différents polluants (Shaver *et al.*, 2007; Geosyntec *et al.*, 2002; USGS, 1999).

Deux autres paramètres sont également utilisés pour la caractérisation de certains polluants : la densité et le poids spécifique. La densité est la masse divisée par le volume (unité de kg/m^3). Le poids spécifique est la densité d'une substance divisée par la densité de l'eau à une température spécifiée. Donc, le poids spécifique de l'eau est de 1.

Tableau 8.4

Sources typiques des différents polluants pour le ruissellement urbain (adapté de Wong *et al.*, 2006).

Source	Matières en suspension	Nutriments	Micro-organismes	Demandes en oxygène dissous	Métaux	Huile	Polluants synthétiques
Érosion du sol	•	•		•	•		
Sol dénudé	•	•	•				
Fertilisants		•			•		
Déchets humains	•	•	•	•			
Déchets d'animaux	•	•	•	•			
Fluides pour véhicules	•			•	•		
Combustion d'essence		•			•	•	
Usure de véhicules	•				•	•	
Produits chimiques (industriels et domestiques)	•	•			•	•	•
Procédés industriels	•	•			•	•	•
Peinture et dissolvants					•	•	
Ouvrages pour le contrôle des eaux pluviales	•	•	•	•	•	•	

Tableau 8.5

Secteurs à risque où un contrôle de base devrait être privilégié
(adapté de MDE, 2000; MPCA, 2005).

Secteurs pour service et entretien des véhicules (stations-services ou autres)	Secteurs industriels
Secteurs d'entreposage ou de recyclage de véhicules	Zones de chargement
Secteurs de nettoyage des véhicules	Zones où sont générés ou entreposés des matériaux toxiques
Secteurs pour flotte de véhicules (autobus, camions, etc.)	Stationnements à grande surface
Marinas (service et entretien)	Zone extérieure de stockage de liquides
Aires pour manipulation de produits toxiques	

8.3.2 Description et caractérisation des paramètres

Plusieurs campagnes de mesures importantes ont eu lieu depuis les 20 dernières années, tant au Canada qu'aux États-Unis et à l'international, ce qui a permis de mieux caractériser les divers polluants associés au ruissellement urbain.

On peut distinguer **quatre grandes catégories de paramètres** : les paramètres physiques, les paramètres chimiques, les paramètres biologiques et les facteurs additionnels qui peuvent avoir une influence sur la qualité des eaux. Dans la première catégorie des paramètres physiques, on retrouve les matériaux grossiers (incluant les débris et déchets) ainsi que les matières en suspension (MES). Les paramètres chimiques les plus importants sont les nutriments, les paramètres de demande en oxygène, les huiles et graisses ainsi que les métaux lourds. Les paramètres biologiques comprennent les coliformes (totaux et fécaux) et les streptocoques fécaux. Finalement, d'autres paramètres comme le pH, la turbidité et la température peuvent affecter de façon significative la qualité des eaux.

On retrouvera aux sections suivantes une brève discussion présentant chaque type de polluants et de paramètres, avec une description de la gamme potentielle de concentration qu'on peut retrouver dans chaque cas. La section 8.3.3. fournit une caractérisation spécifique par occupation du sol (secteurs résidentiels, secteurs industriels, routes et autoroutes et sites de construction) avec les valeurs qui sont recommandées de façon générale

Tableau 8.6

Composition des solides grossiers dans le ruissellement
(adapté de Allison *et al.*, 1998).

Groupe de solides grossiers	Caractéristiques
Végétation	Principalement des feuilles d'arbres
Plastiques d'usage personnel	Provenant des piétons et usagers de routes (contenant pour breuvages et nourriture)
Plastiques d'usage commercial	Emballage commercial
Papier (usage personnel)	Journaux, revues, contenants pour nourriture, bouts de cigarettes
Papier (usage commercial)	Papier usagé, carton pour emballage
Métaux	Contenants divers
Autres	Autres matériaux divers

dans chaque cas. Les valeurs recommandées, tant pour les concentrations des polluants qui doivent être contrôlés que pour les charges annuelles de polluants à considérer, sont finalement regroupées à la section 8.3.4.

8.3.2.1 Solides grossiers (incluant les débris et déchets)

Les solides grossiers comprennent les particules de dimensions plus grandes que 2 à 5 mm (sédiments, sables et gravier) et les débris artificiels qui peuvent être transportés par le ruissellement (plastiques, papier, contenants métalliques, feuilles et autres déchets divers). Plusieurs définitions existent dans la littérature; Allison *et al.* (1998) définissent les polluants grossiers comme le matériel qui serait retenu par un tamisage de 5 mm. Le tableau 8.6 donne la composition générale des solides grossiers qu'on retrouve dans les eaux de ruissellement urbain. Armitage (2001) *et Allison et al.* (1998) donnent des informations complémentaires sur la composition des solides grossiers.

En plus des impacts esthétiques négatifs, les solides grossiers peuvent nuire à la faune aquatique, constituent un risque pour la santé, contribuent aux charges polluantes de certains polluants et entraînent des coûts pour l'enlèvement et le nettoyage.

Il y a deux composantes principales pour les solides grossiers : les matériaux naturels organiques et les débris artificiels. Les matériaux naturels organiques, comprenant essentiellement les feuilles et autres éléments végétaux,

Tableau 8.7

Charges approximatives de débris/déchets (> 5 mm) et solides grossiers pour la région de Melbourne (Allison *et al.*, 1998).

Type d'occupation du sol	Débris et déchets Volume (L/ha-an)	Débris et déchets Masse (kg/ha-an)	Solides grossiers Volume (L/ha-an)	Solides grossiers Masse (kg/ha-an)
Commercial	210	56	530	135
Résidentiel	50	13	280	71
Industriel léger	100	25	150	39

Note : Les valeurs de masse sont la masse humide, soit la masse lorsque les solides sont prélevés d'une trappe à débris. Les valeurs pour les solides grossiers incluent la végétation et les déchets solides.

constituent la composante la plus importante. Allison *et al.* (1998) ont trouvé que de 65 % à 85 % de la masse sèche retrouvée dans des paniers avec un grillage de 5 mm était constituée de matériaux organiques naturels. Ces constituants naturels peuvent être une source potentielle non négligeable de nutriments comme le phosphore et l'azote total. Les plastiques forment par ailleurs la fraction la plus importante des solides artificiels, que l'évaluation soit faite avec la masse sèche (Allison *et al.*, 1998), le volume ou le dénombrement des articles. Les papiers viennent en second lieu, suivis du verre, des métaux et des autres catégories.

Le tableau 8.7 fournit par ailleurs d'autres données pour les accumulations annuelles pour un bassin versant de 50 ha. Armitage (2001) cite des relevés à New York qui donnent une charge annuelle de l'ordre de 50 kg/ha-an, avec une densité de 94 kg/m³. Comme le souligne Allison *et al.* (1998), les charges polluantes générées lors des différents événements pluvieux dépendent notamment de la quantité de pluie tombée (et également de l'intensité de la précipitation).

8.3.2.2 Sédiments et matières en suspension

Les solides qu'on retrouve dans l'eau peuvent être classés en 3 grandes catégories (Minton, 2005) : dissous, en suspension et sédimentables. Les matières dissoutes (de diamètres inférieurs à environ 0,5 µm) sont définies comme étant les matières solides qui passeront à travers un filtre de laboratoire. Les matières en suspension ont des diamètres supérieurs à 0,5 µm et elles sont sédimentables, dé-

pendant de leur forme et de leur gravité spécifique, pour des diamètres supérieurs à 20,5 à 50 µm. Cette section traitera plus spécifiquement des matières en suspension (MES).

Le dépôt des matières et la sédimentation peuvent avoir d'importants effets biologiques, chimiques et physiques sur le milieu récepteur (ASCE/WEF, 1992; EPA, 1993) :

1. perte ou altération d'habitats – L'érosion des berges ou du fond des cours d'eau peut produire une altération importante ou une perte d'habitat. Les matières en suspension peuvent par ailleurs se déposer, former des bandes de dépôts et ainsi nuire à la reproduction de certains organismes.
2. Réduction de la capacité d'emmagasinement et de transport des ouvrages – Les charges additionnelles de sédiments peuvent réduire la capacité des bassins de rétention, affecter le fonctionnement efficace des puisards, réduire les sections d'écoulement des fossés, augmentant ainsi les risques d'inondation.
3. Demande en oxygène – L'augmentation des niveaux de turbidité peut affecter la capacité de certains organismes aquatiques d'obtenir l'oxygène dissous dans l'eau.
4. Diminution de la pénétration de la lumière – La turbidité accrue des eaux réduisant la profondeur de pénétration de la lumière dans l'eau affecte l'activité photosynthétique et contribue à réduire les sources de nourriture.
5. Augmentation des coûts de traitement – La présence de sédiments peut augmenter les coûts de traitement des sources d'alimentation en eau potable.

Quoique des particules de dimensions plus importantes puissent être observées, la plus grande masse de matières en suspension dans le ruissellement urbain se retrouve dans la gamme de particules fines, avec un diamètre médian généralement compris entre 30 et 40 µm, et 70 % à 80 % de la masse de matières en suspension est constituée de particules dont la taille est inférieure à 100 µm (Chocat *et al.*, 1997). La caractérisation de ces matières en suspension se fait généralement avec une courbe granulométrique.

Les matières en suspension sont par ailleurs utilisées comme paramètre substitut pour analyser d'autres polluants qui sont connus pour être corrélés avec les MES. En effet, comme l'ont démontré plusieurs études (Chocat *et al.*, 1997; Pitt *et al.*, 2005; Wong *et al.*, 2006), plusieurs des

polluants associés avec le ruissellement comme les métaux toxiques et les nutriments comme le phosphore se lient avec les particules de sédiments plus fines. En contrôlant les MES avec une emphase sur les matières plus fines, on contrôle donc indirectement les autres polluants.

Signalons par ailleurs que les plus grandes quantités de sédiments sont exportées vers le milieu récepteur lors de la phase de construction de tout développement. Certaines techniques pour le contrôle des sédiments lors de la construction auraient donc intérêt à être appliquées de façon plus serrée.

Trois caractéristiques physiques des MES sont importantes pour le contrôle de la qualité et la relation qu'elles ont avec les fractions dissoutes de divers polluants (Minton, 2005). Ces caractéristiques sont la distribution de la dimension des particules (DDP) (par le volume ou la masse des particules), les vitesses de chute pour la sédimentation et la surface des particules. Les deux premières caractéristiques sont discutées plus en détail aux paragraphes qui suivent.

Distribution de la dimension des particules (DDP)

Cette caractéristique réfère au nombre de particules de différentes dimensions. La DDP est importante pour le contrôle de la qualité des eaux de ruissellement pour 2 aspects (Minton, 2005). Le premier est l'enlèvement des MES par gravité avec une sédimentation : plus la dimension des particules est grande, plus facile sera la sédimentation. Avec deux distributions différentes, celle avec un plus grand pourcentage de grandes particules sédimentera plus rapidement, nécessitant ainsi un volume moins grand. Le second aspect est le phénomène d'adsorption des polluants à la surface des particules et par lequel les polluants s'attachent plus particulièrement aux matières qui sont plus fines.

Par ailleurs, les DDP qu'on retrouve dans les eaux de ruissellement sont différentes de ce qui est déposé sur les surfaces imperméables. Les sédiments de dimensions plus grandes que 500 à 1 000 μm tendent à demeurer sur le pavage ou, s'ils sont lessivés, à être captés par les trappes dans les puisards. Le nettoyage mécanique enlevant les particules plus grandes que 250 μm , on retrouve donc généralement des particules de dimensions plus petites que 250 μm dans les eaux de ruissellement. De plus, la plupart des études ont démontré que la majorité des particules (caractérisées par la masse) étaient très petites, moins que 50 à 75 μm .

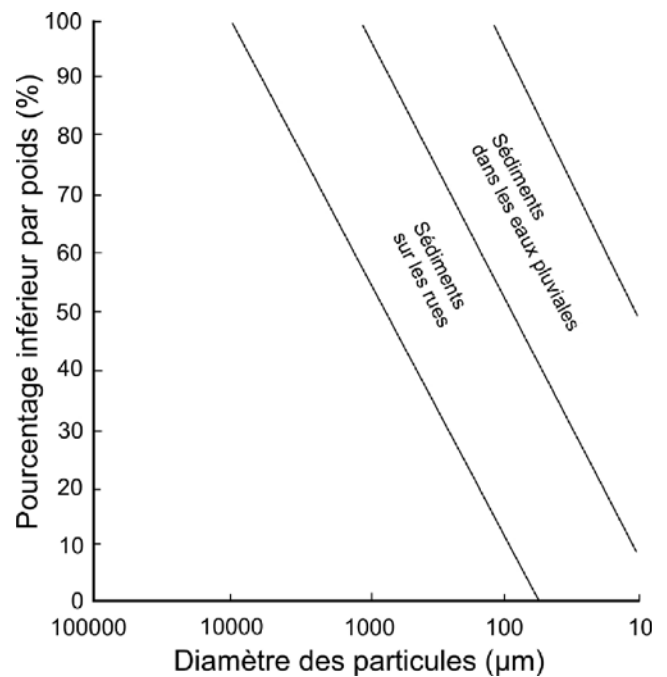


Figure 8.3 Gamme de distribution des dimensions des particules (DDP) qu'on retrouve sur les rues et dans les eaux pluviales (adapté de Minton, 2005).

La figure 8.3 présente la gamme générale des DDP fournie dans plusieurs études, en distinguant les DDP pour les sédiments sur les rues et les sédiments qu'on retrouve dans les eaux de ruissellement. Les DDP qu'on retrouve dans différentes études couvrent une gamme relativement large, ce qui peut s'expliquer par différentes causes (Minton, 2005) :

- **L'intensité du ruissellement** peut affecter la distribution de particules, les plus grosses particules pouvant être entraînées par des pluies plus intenses dans différentes régions.
- **Les sites où se font les échantillonnages.** Les échantillons pris immédiatement aux abords des routes pourront présenter des particules de dimensions plus grandes que ceux prélevés loin en aval dans le réseau puisque les particules plus grosses auront sédimenté plus en amont.
- **Les conditions du site.** Le balayage mécanique enlève les particules plus grossières laissant les particules plus fines être lessivées. Les fosses dans les puisards retiennent une part importante des particules plus grossières comme le sable et les petits graviers. Les bordures peuvent retenir une partie des sédiments, altérant ainsi les caractéristiques des eaux lessivées.

- **Le climat.** Pour la plupart des régions québécoises, l'application de sable en période hivernale peut évidemment affecter la distribution des particules. La neige fait également en sorte que les plus petites particules peuvent s'agglomérer. Des particules plus grosses peuvent être entraînées dans les régions où les précipitations sont plus intenses. On ne peut donc pas directement transférer des DDP provenant du sud des États-Unis, où de fortes pluies sont observées, aux conditions québécoises.
- **Différentes méthodes d'échantillonnage** existent en pratique et c'est probablement une des raisons principales pouvant expliquer les larges gammes de DDP qui sont rapportées dans la littérature. Les différentes approches utilisées pour l'échantillonnage ne font toujours pas l'objet de consensus dans la littérature technique (Karamalegos *et al.*, 2005; Minton, 2005; Bent *et al.*, 2001) et c'est pourquoi il est essentiel de connaître l'origine des courbes, les caractéristiques du site et les méthodes employées pour faire l'échantillonnage.

Les figures 8.4 et 8.5 sont tirées d'un document résumant des mesures prises lors d'un vaste programme de mesures en Ontario et illustrent les caractéristiques générales des courbes de DDP (SWAMP, 2005). Ces mesures

ont été prises à l'entrée (influent en anglais) et à la sortie (effluent en anglais et en français) des différents ouvrages qui incluaient des bassins de rétention avec retenue permanente et un marais artificiel. Les courbes sont donc représentatives de ce qu'on pourrait retrouver en aval de réseaux de drainage (et non pas immédiatement à la source), alors que les particules plus grossières auraient pu se déposer ailleurs plus en amont. On constate que les courbes se situent à l'intérieur des bandes montrées à la figure 8.3 et qu'elles indiquent une distribution étalée couvrant une certaine gamme de valeurs. La caractérisation de ce type de courbe doit donc non seulement inclure une valeur représentative centrale (comme le D50) mais également la répartition des dimensions qui est définie par toute la courbe. Puisque différentes études (Minton, 2005; Wong, 2006; Karamalegos *et al.*, 2005; Vaze et Chiew, 2004) ont mis en évidence le fait que certains polluants étaient davantage attachés aux particules plus fines (entre 35 et 150 μm), il deviendra important de prendre cet aspect en considération lors du choix de la courbe de DDP pour un site ou une région spécifique. Les matières ayant un diamètre plus grand que 100 μm sont relativement facilement sédimentables et on devra donc s'assurer que les mécanismes mis en place permettront d'avoir un impact sur les particules de diamètre inférieur à 100 μm .

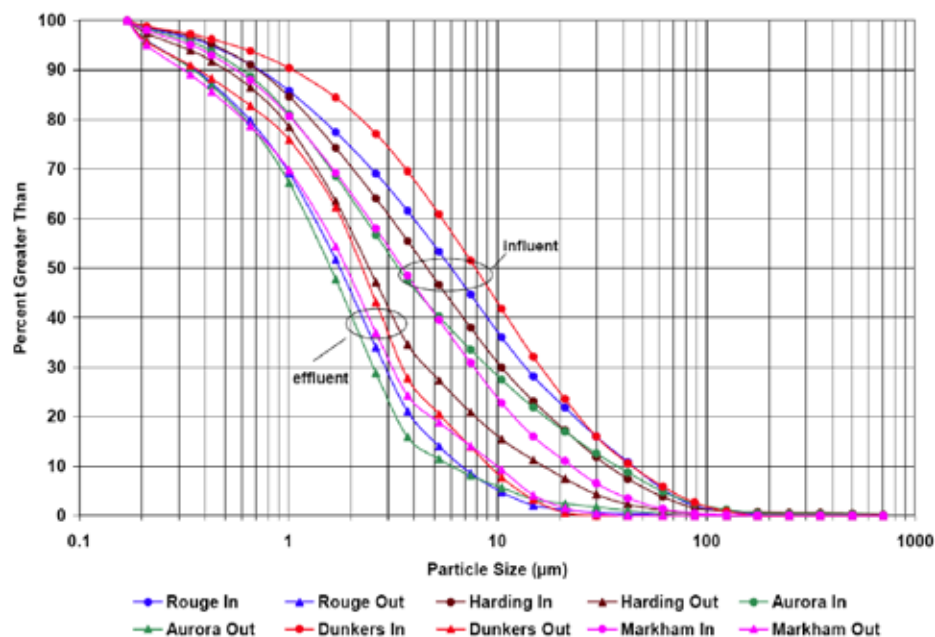


Figure 8.4 Courbes moyennes cumulatives de la distribution des dimensions des particules (DDP) mesurées en temps de pluie pour différents bassins de rétention et un marais artificiel en Ontario (SWAMP, 2005). Les courbes regroupées avec la mention influent sont pour les mesures à l'entrée et celles avec effluent représentent les mesures à la sortie.

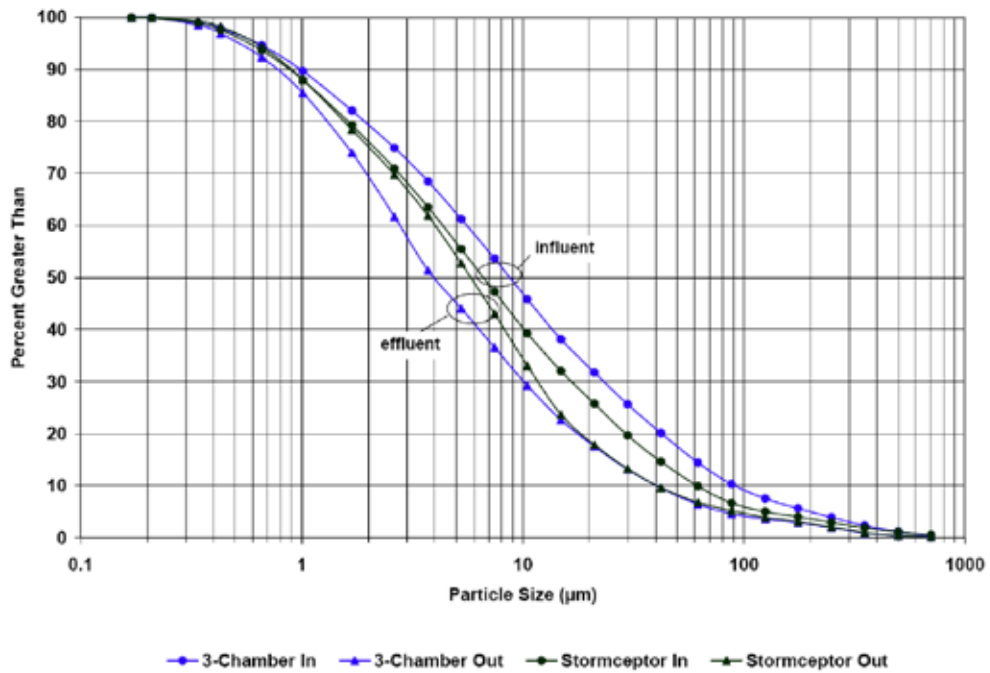


Figure 8.5 Courbes moyennes cumulatives de la distribution des dimensions des particules (DDP) mesurées en temps de pluie pour différents ouvrages captant le ruissellement provenant de stationnements en Ontario (SWAMP, 2005). Les courbes regroupées avec la mention influent sont pour les mesures à l'entrée et celles avec effluent représentent les mesures à la sortie.

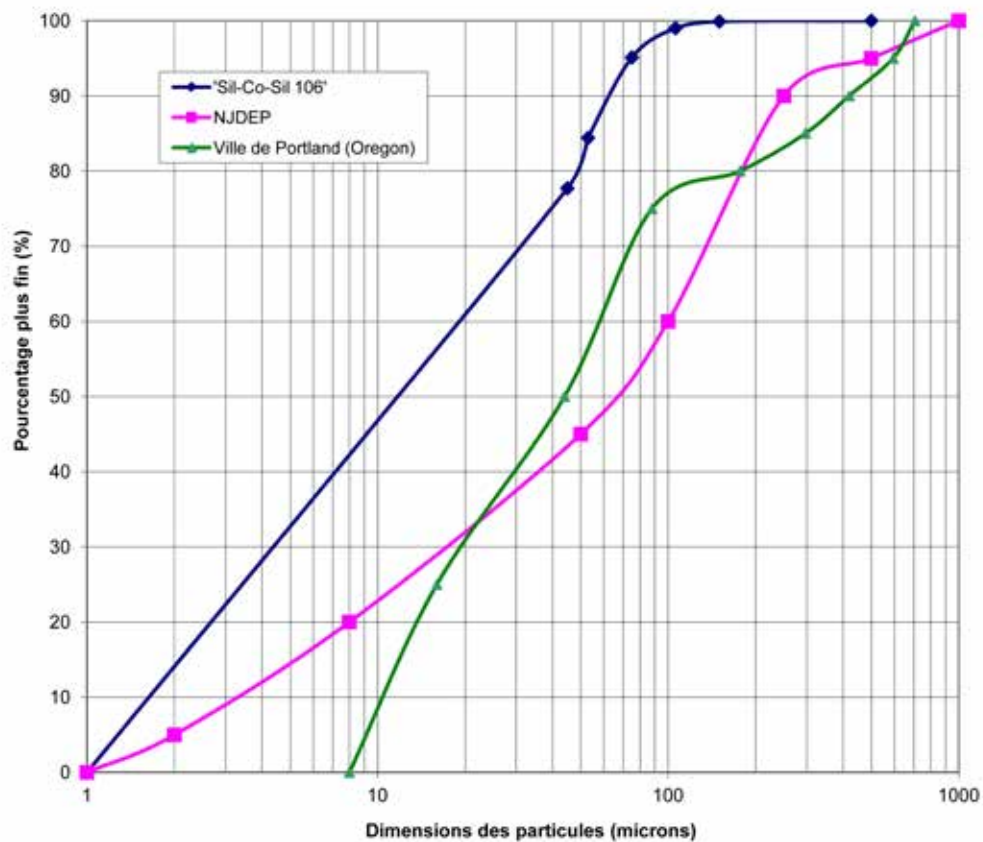


Figure 8.6 Exemples de distributions des dimensions des particules (DDP) normalisées utilisées par différents organismes nord-américains.

La figure 8.6 fournit finalement plusieurs courbes qui ont été couramment utilisées par différents organismes nord-américains pour la conception et l'analyse des différentes techniques de contrôle de la qualité des eaux pluviales. Le Département de protection environnemental du New Jersey (NJDEP) a spécifié une gradation avec un D50 d'environ 67 µm et dans son protocole de tests sur le terrain, il spécifie que le D50 ne dépasse pas 100 µm. Le département d'écologie de l'état de Washington a recommandé l'utilisation de la gradation normalisée Silica Sil-Co-Sil 106, en reconnaissant que les données de terrain démontreraient qu'un pourcentage élevé des particules étaient plus petites que 125 µm. Il faut toutefois rappeler que les techniques d'échantillonnage peuvent avoir un effet important sur les courbes de mesures. Plusieurs études antérieures (dont celles pour les figures 8.4 et 8.5) ont utilisé des échantillonneurs automatiques, ce qui peut être dans certains cas problématique pour la capture des particules plus grossières.

Dans la sélection et l'application de ce type de courbes qui est assumée comme étant représentative de plusieurs types de sites, il est essentiel de garder à l'esprit la gamme de courbes qu'il est possible d'observer en pratique (figure 8.3). Idéalement, les courbes choisies devraient être adaptées en fonction du type de site, des conditions d'opération et d'entretien, de l'endroit dans les réseaux où se fait l'évaluation (les particules plus grossières se déposent dans les réseaux; on observe souvent par exemple des particules plus fines à l'entrée d'un bassin de rétention situé en aval) et du climat.

Vitesses de chute

La distribution des vitesses de chute des différentes particules est le phénomène de base pour l'analyse de la sédimentation et elle a un impact direct sur l'efficacité du contrôle de la qualité. La vitesse de décantation dépend notamment des dimensions des particules, de leur forme, du poids spécifique des particules et de la température de l'eau. Il faut également distinguer deux modes de sédimentation, soit tranquille ou dynamique. Si un taux d'enlèvement élevé des particules est désiré, la période de sédimentation tranquille devient importante et le volume du bassin (donc avec retenue permanente) deviendra le paramètre de conception le plus important (Minton, 2005).

La vitesse de chute est la composante verticale de la distance parcourue par une particule en suspension dans

un liquide en un temps donné. Elle dépend de l'équilibre entre les forces dues à la pesanteur et de celles dues à la turbulence et peut être calculée à l'aide de l'équation de Stokes à partir des distributions de dimensions des particules; il est toutefois recommandé (Minton, 2005) d'établir les vitesses de chute à l'aide des tests de colonne d'eau. Le tableau 8.8 donne des valeurs recommandées pour les vitesses de chute en fonction des dimensions des particules.

Tableau 8.8

Vitesses de chute approximatives en fonction des dimensions de particules (Adapté de Wong *et al.*, 2006).

Classification de la gamme de particules	Diamètre de la particule (µm)	Vitesse de chute (mm/s)
Sable très grossier	2000	200
Sable grossier	1000	100
Sable moyen	500	53
Sable fin	250	26
Sable très fin	125	11
Silt grossier	62	2,3
Silt moyen	31	0,66
Silt fin	16	0,18
Silt très fin	8	0,04
Argile	4	0,011

Soulignons par ailleurs que la densité est souvent assumée comme étant 2,65 g/cm³ (comme un sable) mais qu'elle peut varier de façon appréciable. Karamalegos *et al.* (2005) ont fait la revue de plusieurs études et ont conclu que la gamme de valeurs était de 1 à 2.86 g/cm³.

Gamme de valeurs pour les MES

Finalement, la figure 8.7 fournit les gammes de valeurs qui ont été déterminées par différentes études et campagnes de mesures sur les matières en suspension, pour différents types d'occupation du sol.

8.3.2.3 Phosphore

Des quantités trop importantes de phosphore dans le milieu récepteur peuvent produire une prolifération d'algues (phénomène aussi connu sous le terme d'eutrophisation). Des études ont démontré que les concentrations typiques de nutriments qu'on retrouve dans le ruissellement urbain sont souvent amplement suffisantes pour stimuler une croissance excessive d'algues (Schueler, 1987; EPA, 1993). Généralement, les nutriments peuvent causer des

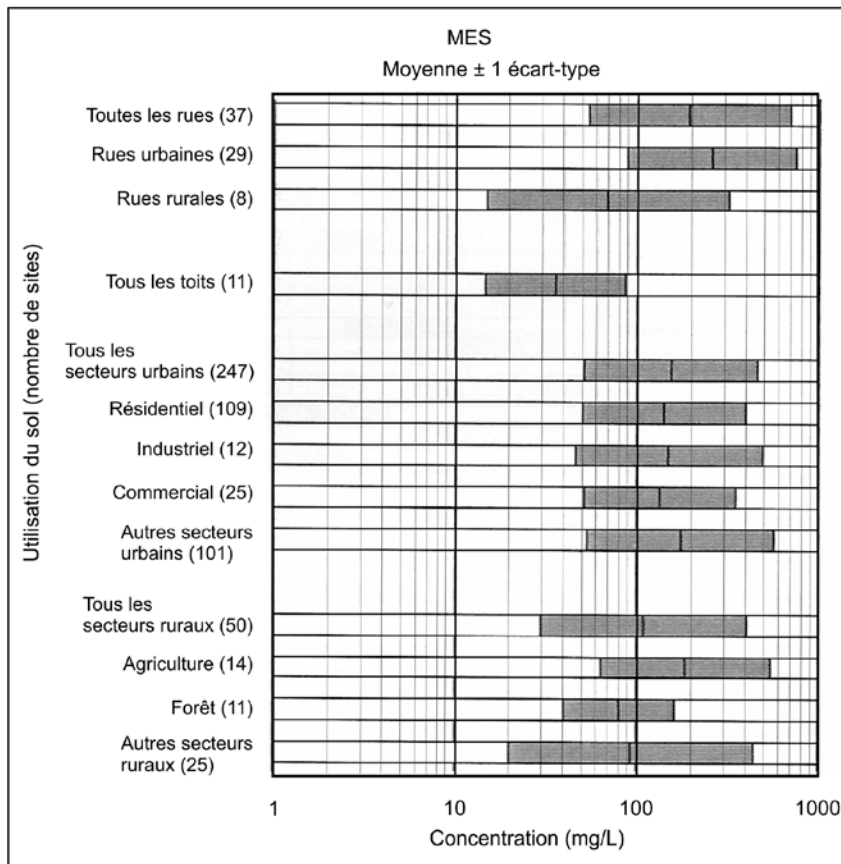


Figure 8.7 Gammes de variation des matières en suspension observées dans les eaux de ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

problèmes dans un milieu récepteur où les eaux ne bougent que très lentement, comme dans le cas d'un lac, des régions côtières, de rivières très importantes ou de marécages (EPA, 1993). On retrouve donc dans cette catégorie les bassins de rétention urbains conçus avec des temps de rétention supérieurs à 2 semaines, qui peuvent présenter des symptômes sévères d'eutrophisation comme la présence massive d'algues en surface, le développement de fortes odeurs et la diminution des niveaux d'oxygène dans l'eau.

Le phosphore total est la somme du phosphore dissous et du phosphore solide. La figure 8.8 fournit les gammes de valeurs qui ont été déterminées par différentes études et campagnes de mesures sur le phosphore total, pour différents types d'occupation du sol.

8.3.2.4 Azote total

L'azote total est la somme de plusieurs formes. C'est un nutriment qui peut stimuler la croissance des algues et conduire à une eutrophisation des milieux récepteurs. Les nitrates et nitrites dans les milieux servant à l'appro-

visionnement en eau potable peuvent provoquer certaines maladies. Les précipitations sont une source importante d'azote dans le ruissellement urbain (Duncan, 1995). Les nitrates sont la forme d'azote qui peut être le plus à risque pour les approvisionnements en eau potable (Shaver, 2007).

La figure 8.9 donne les gammes de valeurs typiques pour ce paramètre.

8.3.2.5 Paramètres de demandes en oxygène

La décomposition de la matière organique par les micro-organismes implique une diminution des niveaux d'oxygène dissous dans les eaux à faibles courants comme les lacs et les estuaires. Comme pour les éléments pathogènes, les problèmes les plus aigus associés à une augmentation de la demande biologique en oxygène (DBO) se retrouvent le plus souvent dans des secteurs pourvus de réseaux combinés qui débordent vers le milieu récepteur.

Les figures 8.10 et 8.11 donnent les gammes de valeurs typiques pour ce paramètre (DBO) ainsi que pour la demande chimique en oxygène (DCO)

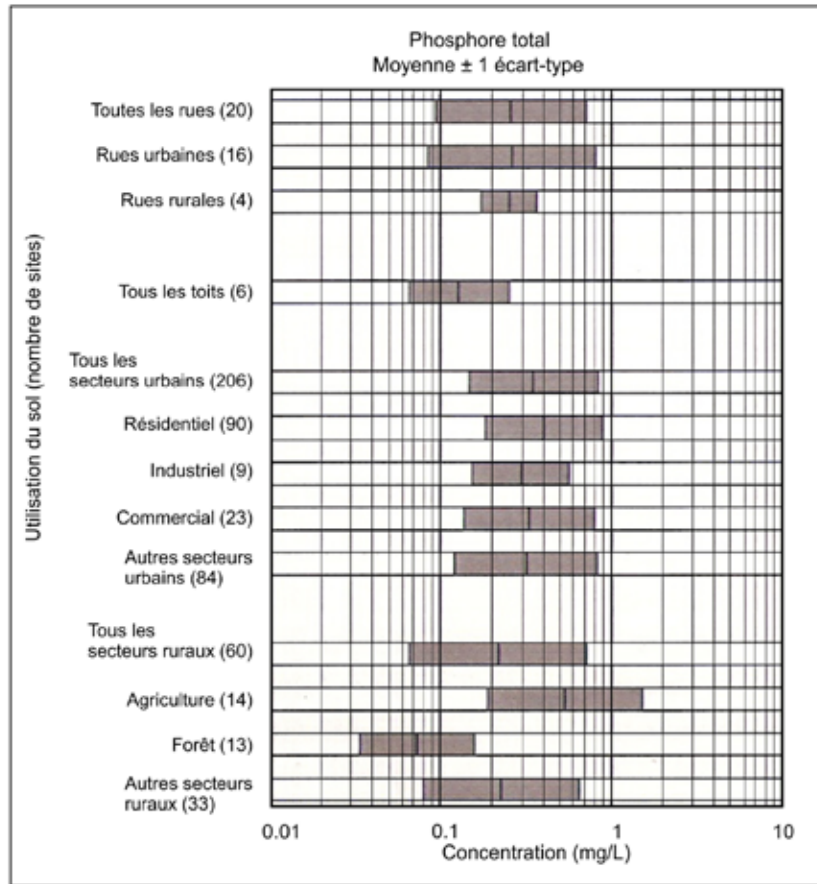


Figure 8.8 Gammes de variation du phosphore total dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

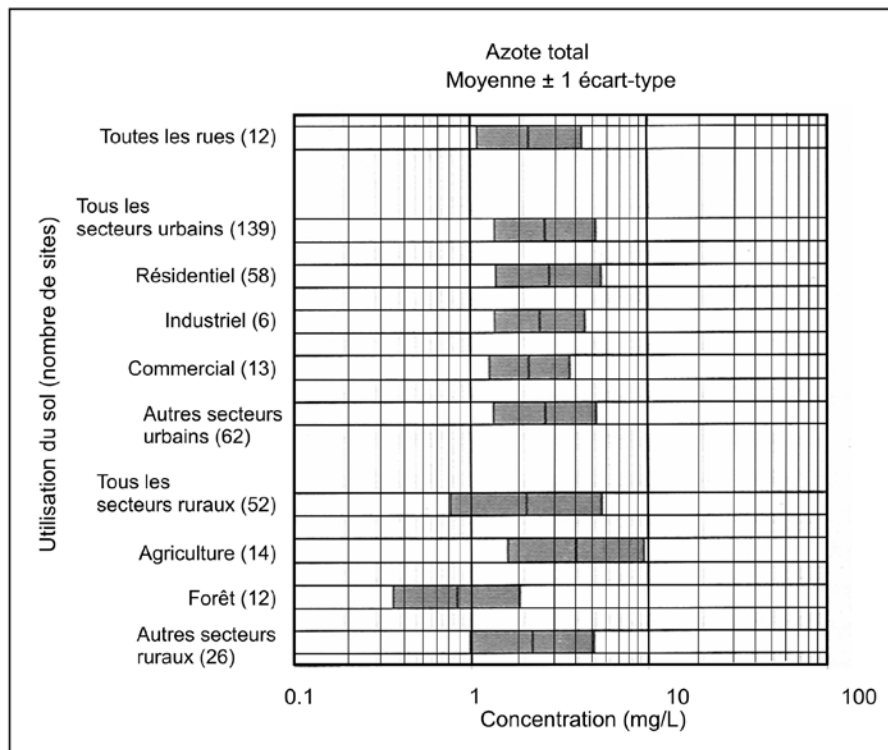


Figure 8.9 Gammes de variation de l'azote dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

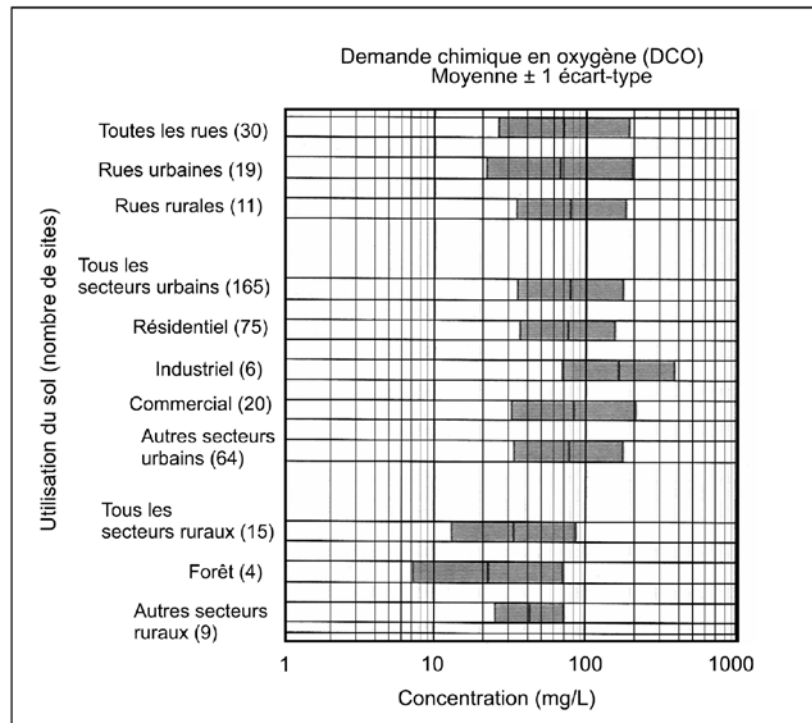


Figure 8.10 Gammes de variation de la DCO dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

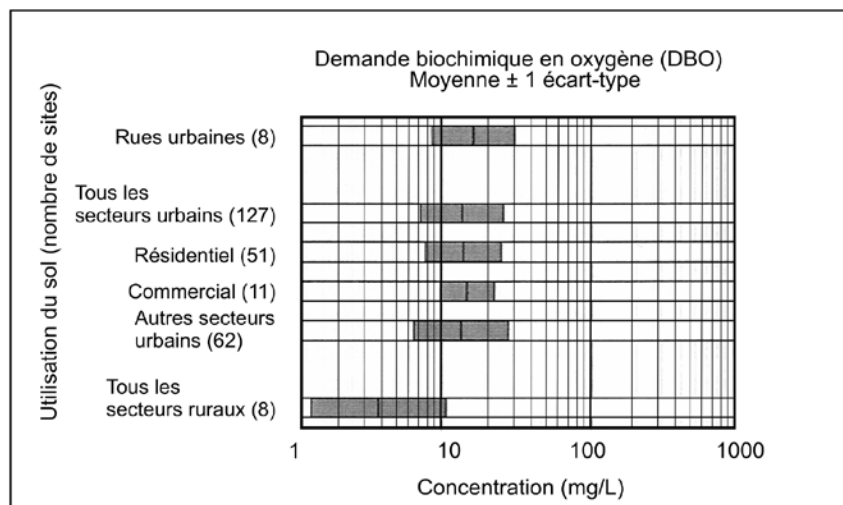


Figure 8.11 Gammes de variation de la DBO dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

8.3.2.6 Huiles et graisses

Ces polluants sont un composite de plusieurs produits chimiques organiques avec différentes propriétés et degrés de toxicité (Burton et Pitt, 2002; Milton, 2005). La source majeure pour ces éléments polluants est évidemment les véhicules moteurs de différentes natures et les composés chimiques associés aux huiles et graisses qui se retrouveront majoritairement dans le ruissellement des stationne-

ments, des rues et des stations-services. Des déversements, intentionnels ou non, peuvent évidemment venir accentuer dramatiquement les impacts de ces polluants sur les milieux récepteurs. Les huiles et graisses ainsi que d'autres substances à base de pétrole contiennent des hydrocarbonates, qui peuvent être dommageables pour certaines espèces animales et la vie aquatique en général (Schueler, 1987; Terrene Institute, 1994; Shaver *et al.*, 2007).

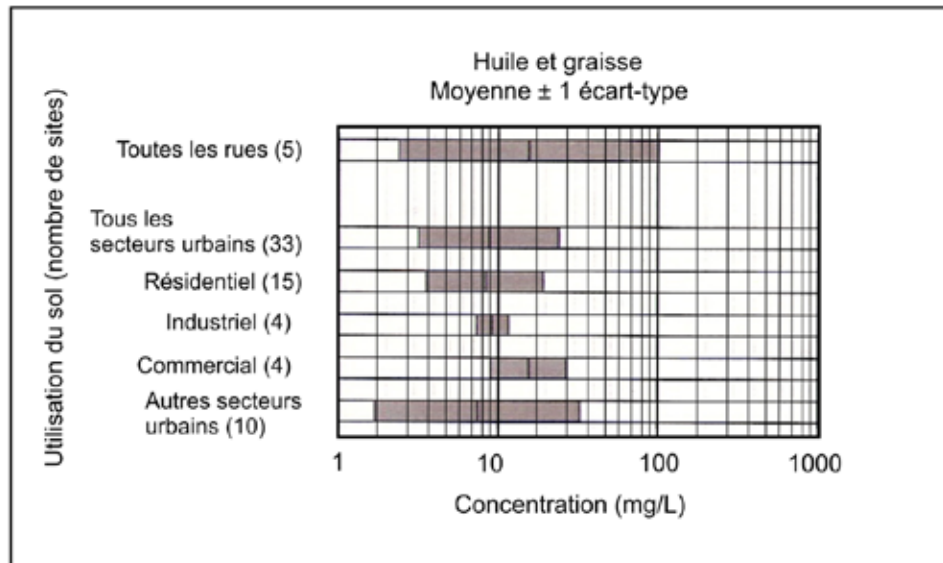


Figure 8.12 Gammes de variation des concentrations d'huiles et graisses dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

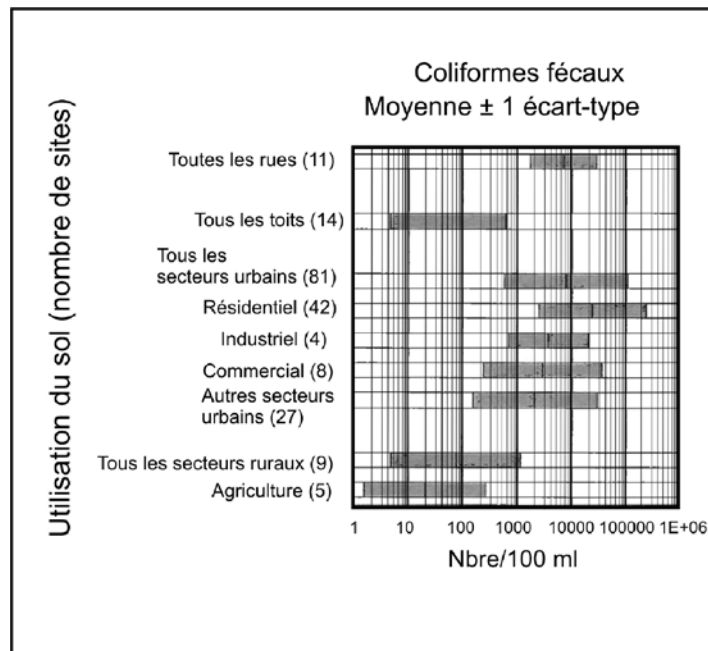


Figure 8.13 Gammes de variation des coliformes fécaux dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

Les hydrocarbures affectent l'apparence de la surface de l'eau (formant un film à la surface) et ont une forte tendance à être retenus en partie par les sédiments au fond des cours d'eau récepteurs, où ils peuvent affecter les organismes vivant à cet endroit et être éventuellement transférés à la chaîne alimentaire.

La figure 8.12 donne les gammes de valeurs typiques de concentrations pour ce paramètre.

8.3.2.7 pH

Abréviation de l'expression « potentiel Hydrogène », le pH d'une solution est une mesure de la concentration (de l'activité) des ions d'hydrogène (H⁺), ou H₃O⁺, dans une solution aqueuse. Une solution aqueuse est acide si son pH est inférieur à 7; elle est basique s'il est compris entre 7 et 14 (valeur maximum établie). Le pH d'une eau brute naturelle se situe normalement dans la gamme de 6,5 à 8,5.

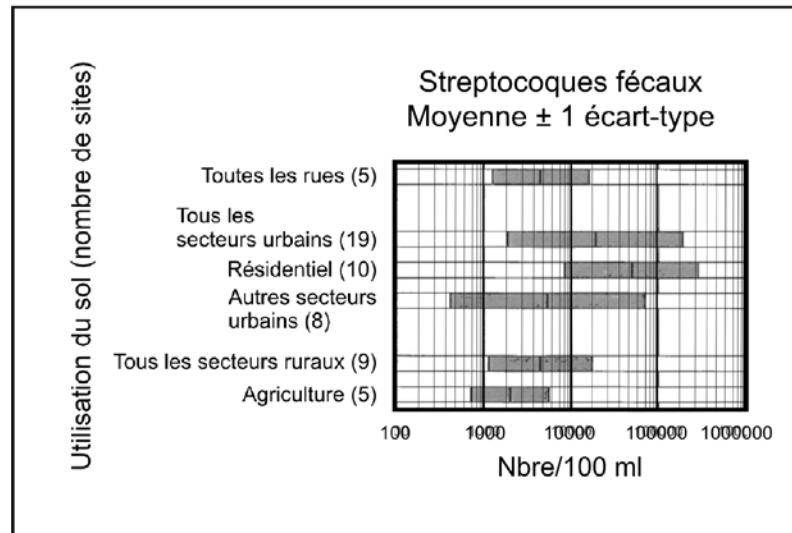


Figure 8.14 Gammes de variation des streptocoques fécaux dans le ruissellement urbain pour différentes occupations du sol (adapté de Wong *et al.*, 2006).

L'importance du pH pour la qualité de l'eau est principalement son effet sur d'autres paramètres de qualité et sur les réactions chimiques dans le milieu. Son effet sur la solubilité d'une large gamme de contaminants à base de métaux est particulièrement significatif (Wong *et al.*, 2006).

8.3.2.8 Turbidité

La turbidité dans l'eau est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières en suspension comme l'argile, le silt, des particules organiques colloïdales et autres organismes microscopiques. Ce paramètre affecte la pénétration de la lumière dans l'eau et interfère avec la désinfection dans les cas où un traitement de l'eau est requis. Il existe évidemment une certaine relation entre la concentration en MES et la turbidité d'une eau.

8.3.2.9 Métaux lourds

Les métaux lourds les plus fréquemment rencontrés dans les eaux de ruissellement urbain incluent le plomb, le zinc, le cuivre et le cadmium. La présence de plomb a toutefois sensiblement baissé au cours des récentes années depuis l'arrivée des essences sans plomb (Shaver *et al.*, 2007).

8.3.2.10 Coliformes et streptocoques

Les coliformes fécaux sont une sous-catégorie des coliformes totaux qui peut être reliée à la présence d'éléments pathogènes et de contamination fécale de l'eau. La figure 8.13 donne la gamme de coliformes fécaux qu'on peut retrouver dans les eaux de ruissellement. L'*Escherichia*

coli (*E. Coli*) est un élément de ce groupe et il est spécifiquement d'origine fécale. Les streptocoques fécaux (figure 8.14) sont habituellement un indicateur de pollution fécale et donc de présence possible de pathogènes.

8.3.2.11. Sels de déglçage

Les sels sont souvent introduits dans des cours d'eau suite à leur application pour le déglçage des rues et des trottoirs durant l'hiver. Ces sels sont toxiques pour plusieurs organismes aquatiques qui peuvent tolérer seulement un certain niveau de salinité; en fait, au sens de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), Environnement Canada considère que les sels de voirie qui contiennent des sels inorganiques de chlorure avec ou sans sels de ferrocyanure sont considérés comme « toxiques » (Environnement Canada, 2001). Les niveaux de sel dans le ruissellement dû à la fonte des neiges peuvent excéder plusieurs milliers de mg/L (Schueler, 1987). Les plans d'eau les plus sujets aux impacts des sels de voirie sont les petits étangs et les cours d'eau qui drainent de grandes zones urbanisées, ainsi que les cours d'eau, les milieux humides ou les lacs qui drainent les grandes routes.

8.3.3 Caractérisation de la pollution par type d'occupation du sol

La composition chimique des eaux de ruissellement dépend en large partie des types d'occupation du sol qui prévalent à l'intérieur du bassin considéré. On peut de façon générale distinguer quatre (4) types d'occupation

du sol en ce qui concerne la caractérisation de la qualité des eaux de ruissellement (ASCE/WEF, 1992) :

- secteurs résidentiels et commerciaux;
- secteurs industriels;
- routes et autoroutes;
- sites de construction.

Une brève discussion sur la qualité des eaux de ruissellement pour chacun de ces types d'occupation du sol et les valeurs qui sont recommandées sont fournies aux sections qui suivent.

Secteurs résidentiels et commerciaux

Le programme américain NURP (Nationwide Urban Runoff Program) a permis de rassembler une quantité appréciable d'informations relativement à la qualité des eaux de ruissellement pour ce type de secteur. Le programme a en effet permis d'analyser les données enregistrées entre 1978 et 1983 pour 81 sites différents, dont 39 étaient complètement résidentiels, 14 étaient commerciaux, 20 étaient mixtes (résidentiel et commercial) et 8 étaient des espaces verts en milieu urbain. La majorité de l'échantillonnage s'est fait pour 7 polluants conventionnels et trois métaux.

Tableau 8.9

Caractéristiques des eaux de ruissellement pour des secteurs résidentiels et commerciaux – comparaison entre des données 1999 et NURP de 1983 (adapté de Shaver *et al.*, 2007).
(CME = Concentration moyenne par événement).

Polluant	Source	CME moyen	CME médian
MES (mg/L)	Données 1999	78	55
	NURP (1983)	174	113
DBO (mg/L)	Données 1999	14	12
	NURP (1983)	10	8
DCO (mg/L)	Données 1999	53	45
	NURP (1983)	66	55
Phosphore total (mg/L)	Données 1999	0,32	0,26
	NURP (1983)	0,34	0,27
Phosphore dissous (mg/L)	Données 1999	0,13	0,10
	NURP (1983)	0,10	0,08
Azote total Kjeldahl (mg/L)	Données 1999	1,73	1,47
	NURP (1983)	1,67	1,41
Nitrite – Nitrate (N-NO ₂ - et N-NO ₃ -) (mg/L)	Données 1999	0,66	0,53
	NURP (1983)	0,84	0,66
Cu total (µg/L)	Données 1999	14	11
	NURP (1983)	67	55
Pb total (µg/L)	Données 1999	68	51
	NURP (1983)	175	131
Zn total (µg/L)	Données 1999	162	129
	NURP (1983)	176	140

Tableau 8.10

Caractéristiques des eaux de ruissellement pour des secteurs résidentiels et commerciaux – comparaison entre des données 2004 (NSQD - CWP) et NURP de 1983 (Shaver *et al.*, 2007).

Les valeurs sont des valeurs médianes pour les concentrations moyennes par événement (CME).

Polluant	Toutes les données		Résidentiel		Commercial		Non développé	
	NSQD	NURP	NSQD	NURP	NSQD	NURP	NSQD	NURP
DCO (mg/L)	53	65	55	73	63	57	21	40
MES (mg/L)	58	100	48	101	43	69	51	70
Pb total (µg/L)	16	144	12	144	18	104	5	30
Cu total (µg/L)	16	34	12	33	17	29	5	11
Zn total (µg/L)	116	160	73	135	150	226	39	195
Azote total Kjeldahl (mg/L)	1,4	1,5	1,4	1,9	1,60	1,18	0,60	0,97
Nitrite – Nitrate (N-NO ₂ et N-NO ₃) (mg/L)	0,60	0,68	0,60	0,74	0,60	0,57	0,60	0,54
Phosphore total (mg/L)	0,27	0,33	0,30	0,38	0,22	0,20	0,25	0,12
Phosphore dissous (mg/L)	0,12	0,12	0,17	0,14	0,11	0,08	0,08	0,03

Le tableau 8.9 présente un résumé des concentrations pour ces paramètres, d'après les mesures originales du programme NURP aux États-Unis avec également pour comparaison les valeurs obtenues lors d'une mise à jour effectuée en 1999 avec les mesures dans trois autres bases de données plus récentes (Shaver *et al.*, 2007). Les principales différences incluent une diminution des matières en suspension (reflétant peut-être une meilleure gestion de l'érosion et des sédiments provenant des sites en développement) ainsi qu'un abaissement du plomb, reflétant probablement dans ce cas l'arrivée de l'essence sans plomb. Les données plus récentes ont également pu mettre à jour la variabilité de la qualité en fonction de l'occupation du sol, des saisons et de la situation géographique. Le tableau 8.10 donne par ailleurs les résultats d'une autre base de données (*National Stormwater Database – NSQD*, 2004) en les comparant toujours aux données du NURP de 1983.

Lorsque l'on considère des bassins commerciaux ou résidentiels relativement de grandes dimensions, les facteurs les plus importants pouvant influencer les charges de pollution sont habituellement le pourcentage de sur-

face imperméable et la quantité de précipitation. Les données du programme NURP ont permis de conclure que, pour des objectifs de planification, les concentrations de polluants dans le ruissellement pour de grands bassins commerciaux ou résidentiels étaient approximativement équivalentes mais que le degré d'imperméabilisation pouvait jouer un rôle important.

Secteurs industriels

De façon générale, des quantités plus importantes et une plus grande variété de polluants se retrouveront dans le ruissellement issu des secteurs industriels (ASCE/WEF, 1992). La plupart de ces secteurs se caractérisant par un fort pourcentage de surfaces imperméables, des matériaux stockés parfois en vrac et exposés à la pluie ainsi qu'une prolifération de branchements illicites et de fuites, on peut s'attendre à ce que le ruissellement issu de ces surfaces contienne des éléments toxiques, parfois à des niveaux importants. Le tableau 8.11 donne des valeurs médianes pour le CME dans les secteurs industriels, en les comparant également aux secteurs résidentiels, commerciaux, les autoroutes et les secteurs non développés.

Tableau 8.11

Valeurs médianes des CME pour différents polluants, par catégories d'occupation du sol (basé sur NSQD, 2004, dans Shaver *et al.*, 2007).

Polluant	Résidentiel	Commercial	Industriel	Autoroutes	Non développé
MES (mg/L)	48	43	77	99	51
DBO (mg/L)	9,0	11,9	9,0	8,0	4,2
DCO (mg/L)	55	63	60	100	21
Coliformes fécaux (nb/100 mL)	7750	4500	2500	1700	3100
NH3 (mg/L)	0,31	0,50	0,50	1,07	0,30
Nitrite – Nitrate (N-NO2 et N-NO3) (mg/L)	0,60	0,60	0,70	0,30	0,60
Azote total Kjeldahl (mg/L)	1,40	1,60	1,40	2,00	0,60
Phosphore dissous (mg/L)	0,17	0,11	0,11	0,20	0,08
Phosphore total (mg/L)	0,30	0,22	0,26	0,25	0,25
Cd total (µg/L)	0,5	0,9	2,0	1,0	0,5
Cd dissous (µg/L)	Non détecté	0,3	0,6	0,7	Non détecté
Cu total (µg/L)	12	17	22	35	5
Cu dissous (µg/L)	7	8	8	11	Non détecté
Pb total (µg/L)	12	18	25	25	5
Pb dissous (µg/L)	3	5	5	2	Non détecté
Ni total (µg/L)	5	7	16	9	Non détecté
Ni dissous (µg/L)	2	3	5	4	Non détecté
Zn total (µg/L)	73	150	210	200	39
Zn dissous (µg/L)	33	59	112	51	Non détecté

Routes et autoroutes

Typiquement, les concentrations de polluants que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement dans le cas spécifique des routes principales et autoroutes sont généralement plus élevées que celles que l'on retrouve pour des secteurs résidentiel ou commercial (ASCE/WEF, 1992). La recherche indique par ailleurs que les concentrations médianes de polluant pour les routes et autoroutes en milieu urbain sont trois fois plus élevées que dans le cas de routes rurales, principalement à cause de la quantité plus importante de véhicules. Le tableau 8.12 présente des valeurs typiques qui sont recommandées, d'après Strecker *et al.* (1987). La figure 8.15 donne les résultats de mesures récentes pour différentes autoroutes aux États-Unis. Si on exclut la valeur extrême (149 000 véhicules/par jour) qui a été mesurée à Denver au Colorado (précipitation annuelle de seulement 390 mm), on constate que la gamme de valeurs mesurées se situe entre 50 et 300 mg/L. Le rapport de l'agence américaine TRB (*Transportation Research Board*) présente une excellente discussion du contrôle de la pollution pour les autoroutes (TRB, 2006).

Sites de construction

Finalement, un aspect souvent négligé est le degré de pollution que peuvent engendrer les sites lors du développement proprement dit. Par exemple, les quantités de sédiments pour un site en construction sont typiquement 10 à 20 fois plus élevées que dans le cas d'un territoire en culture et typiquement 1000 à 2000 fois plus élevées si on les compare à une forêt (ASCE/WEF, 1992). Dans une courte période de temps, des sites en construction non contrôlés peuvent générer plus de sédiments vers les cours d'eau que ce qui a pu se déposer sur une période de plusieurs décennies.

Le développement d'un territoire implique souvent le décapage complet des sols en surface, ce qui peut évidemment accélérer les processus d'érosion et de sédimentation dans les secteurs qui sont en construction. Des procédures devraient être mises en place pour minimiser le potentiel d'érosion entre la période initiale de développement et l'aménagement complet et stabilisé des surfaces. Ainsi, on devrait minimiser les quantités des sols qui doivent être remaniés, tenter de préserver dans la mesure du possible la végétation en place, limiter le temps de construction pendant lequel les sites sont vulnérables et prévoir l'utilisation de mesures appropriées permettant de minimiser

Tableau 8.12

Concentrations moyennes de polluants dans le ruissellement provenant d'autoroutes (Strecker *et al.*, 1987).

Paramètre	Concentration moyenne (mg/L)	Coefficient de variation
Matières en suspension	143	1,16
N Total Kjeldahl	1,8	0,97
Plomb	0,53	2,01
Zinc	0,37	1,37

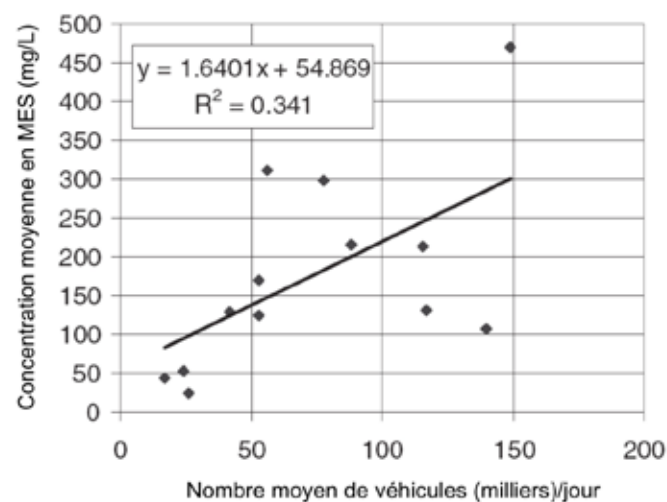


Figure 8.15 Concentrations moyennes de matières en suspension pour les autoroutes (Teng et Sansalone, 2004 – extrait et adapté de TRB, 2006).



Figure 8.16 Exemple de sol remanié non protégé.

l'exportation de sédiments (réduction de vitesses, aménagement de bassin de sédimentation).

Un plan de gestion pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation durant les activités de construction devrait tenir compte des principes suivants (EPA, 2007) :

- Installer les contrôles avant l'enlèvement du couvert végétal;
- Minimiser l'ampleur des zones remaniées et la durée pendant laquelle le sol est dénudé;
- Stabiliser et protéger les zones remaniées aussitôt que possible (figure 8.16);
- Maintenir les vitesses d'écoulement faibles;
- Protéger les zones remaniées du ruissellement par différentes techniques;
- Retenir les sédiments sur le site dans la mesure du possible;
- Mettre en place un programme de suivi et de contrôle.

Les différentes techniques de contrôle pour l'érosion et la sédimentation peuvent être classées selon le type d'approche utilisée :

- Pratiques temporaires de protection du sol;
- Pratiques permanentes de protection du sol;
- Contrôle de l'érosion avec des techniques végétatives;
- Pratiques de contrôle pour la sédimentation.

Plusieurs documents peuvent être consultés pour l'élaboration d'un plan de contrôle de l'érosion et de la sédimentation pour les sites de construction (EPA, 2007; MTO, 1997; Goldman *et al.*, 1986; TRB, 1980; Alberta Transportation, 2003; Calgary, 2001).

8.3.4 Valeurs recommandées de concentrations et évaluation des charges annuelles

La section précédente fournissait une vue d'ensemble des valeurs de concentration pour plusieurs des polluants qui sont associés aux eaux pluviales, en discutant également les principaux paramètres qui peuvent influencer ces concentrations. Il faut par ailleurs reconnaître que les concentrations observées pour différents événements et différentes régions peuvent varier de façon appréciable et c'est pourquoi les stratégies de contrôle doivent nécessairement être basées sur des probabilités (dont on tient compte avec le concept de concentration moyenne par événement (CME)). D'un autre côté, ces fluctuations observées pour les valeurs de concentration tendent à

diminuer si on considère les charges de polluants sur une base annuelle. Ainsi, on pourra mieux comparer une situation avant et après développement en utilisant une charge annuelle.

Deux paramètres devraient faire l'objet d'un contrôle dans un programme de base pour la gestion de la qualité : les MES et le phosphore total. Deux approches sont recommandées pour l'évaluation des concentrations. Pour les secteurs résidentiels, commerciaux ou industriels, on peut avoir recours au tableau 8.11 (concentrations établies par catégories d'occupation du sol). Pour les autoroutes et une évaluation par type de surfaces, les valeurs fournies au tableau 8.13 sont recommandées. Ces valeurs de concentration peuvent être appliquées aux volumes de ruissellement pour obtenir des charges polluantes.

Par ailleurs, les charges annuelles de polluants pour différentes occupations du sol peuvent être évaluées à partir des données fournies aux tableaux 8.14 et 8.15, ce dernier tableau présentant des gammes de valeurs pour les différents paramètres (minimum, médiane et maximum).

8.4 HYDROLOGIE POUR LE CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

La prise en compte de l'aspect qualitatif pour la gestion des eaux pluviales introduit une nouvelle dimension pour la conception des éléments de contrôle et de traitement. Alors que les événements pluvieux plus rares sont à la base des critères pour l'aspect quantitatif, on doit plutôt, pour la gestion de la qualité, baser la conception sur la précipitation annuelle et les charges polluantes associées aux débits et volumes de ruissellement pour des pluies plus fréquentes.

8.4.1 Importance des petites précipitations

Les plus petites précipitations, qui constituent sur une base annuelle la plus grande part des précipitations et apportent le plus de polluants, sont en effet responsables d'une grande partie de la pollution engendrée par le ruissellement urbain. La capacité hydraulique des systèmes de drainage est traditionnellement établie pour des événements pluvieux relativement rares et importants (réurrence de 1 fois dans 2 ans jusqu'à 1 fois dans 100 ans), alors que les événements pluvieux pour la conception des ouvrages visant le contrôle de la qualité sont plutôt de plus petits événements se produisant plus

Tableau 8.13

Valeurs recommandées de concentration moyenne **par événement** (CME) (adapté de DEP, Pennsylvanie, 2006).

		Polluant	
	Type de surface	CME pour MES (mg/L)	CME pour phosphore total (mg/L)
Surfaces perméables	Forêt	39	0,15
	Champs	47	0,19
	Aire de plantation fertilisée	55	1,34
	Aire de plantation naturelle	55	0,4
	Pelouse – secteur faible densité	180	0,4
	Pelouse – apport élevé	180	2,22
	Terrains de golf	305	1,07
	Terrains de sport	200	1,07
Surfaces imperméables	Toit	21	0,13
	Rues à circulation élevée / autoroute	261	0,4
	Rues à circulation moyenne	113	0,33
	Rues à circulation basse / résidentiel	86	0,36
	Entrée résidentielle pavée, terrains de jeux	60	0,46
	Aire de stationnement – volume de circulation élevé	120	0,39
	Aire de stationnement – volume de circulation bas	58	0,15

Tableau 8.14

Charges polluantes **annuelles** typiques pour différents types d'occupation du sol (Burton et Pitt, 2002).

Occupation du sol	MES	P Total	Azote total	N-NH ₃	N-NO ₂ et N-NO ₃	DBO	DCO	Pb	Zn	Cu	Cd
Commercial	1000	1,5	6,7	1,9	3,1	62	420	2,7	2,1	0,4	0,03
Stationnement	400	0,7	5,1	2,0	2,9	47	270	0,8	0,8	0,06	0,01
Résidentiel haute densité	420	1,0	4,2	0,8	2,0	27	170	0,8	0,7	0,03	0,01
Résidentiel moyenne densité	250	0,3	2,5	0,5	1,4	13	50	0,05	0,1	0,03	0,01
Résidentiel basse densité	65	0,04	0,3	0,02	0,1	1	7	0,01	0,04	0,01	0,01
Autoroute	1700	0,9	7,9	1,5	4,2	n/d	n/d	4,5	2,1	0,37	0,02
Industriel	670	1,3	3,4	0,2	1,3	n/d	n/d	0,2	0,4	0,10	0,05
Centre commercial	440	0,5	3,1	0,5	1,7	n/d	n/d	1,1	0,6	0,09	0,01

Note : Unités en lbs/acre-an; multiplier par 1,12 pour obtenir des kg/ha-an.

Tableau 8.15

Charges polluantes **annuelles** typiques (kg/ha-an) pour différents types d'occupation du sol (adapté de Shaver *et al.*, 2007).

Occupation du sol		MES	P Total	Azote total	Pb	Zn	Cu	Coliformes fécaux
Rue	Minimum	281	0,59	1,3	0,49	0,18	0,03	7,1E+07
	Maximum	723	1,50	3,5	1,10	0,45	0,09	2,8E+08
	Médiane	502	1,10	2,4	0,78	0,31	0,06	1,8E+08
Commercial	Minimum	242	0,69	1,6	1,60	1,70	1,10	1,7E+09
	Maximum	1 369	0,91	8,8	4,70	4,90	3,20	9,5E+09
	Médiane	805	0,80	5,2	3,10	3,30	2,10	5,6E+09
Résidentiel basse densité	Minimum	60	0,46	3,3	0,03	0,07	0,09	2,8E+09
	Maximum	340	0,64	4,7	0,09	0,20	0,27	1,6E+10
	Médiane	200	0,55	4,0	0,06	0,13	0,18	9,3E+09
Résidentiel haute densité	Minimum	97	0,54	4,0	0,05	0,11	0,15	4,5E+09
	Maximum	547	0,76	5,6	0,15	0,33	0,45	2,6E+10
	Médiane	322	0,65	5,8	0,10	0,22	0,30	1,5E+10
Résidentiel multi-familial	Minimum	133	0,59	4,7	0,35	0,17	0,17	6,3E+09
	Maximum	755	0,81	6,6	1,05	0,51	0,34	3,6E+10
	Médiane	444	0,70	5,6	0,70	0,34	0,51	2,1E+10
Forêt	Minimum	26	0,10	1,1	0,01	0,01	0,02	1,2E+09
	Maximum	146	0,13	2,8	0,03	0,03	0,03	6,8E+09
	Médiane	86	0,11	2,0	0,02	0,02	0,03	4,0E+09
Gazon	Minimum	80	0,01	1,2	0,03	0,02	0,02	4,8E+09
	Maximum	588	0,25	7,1	0,10	0,17	0,04	2,7E+10
	Médiane	346	0,13	4,2	0,07	0,10	0,03	1,6E+10
Champs	Minimum	103	0,01	1,2	0,004	0,02	0,02	4,8E+09
	Maximum	583	0,25	7,1	0,015	0,17	0,04	2,7E+10
	Médiane	343	0,13	4,2	0,010	0,10	0,03	1,6E+10

souvent. On doit donc caractériser de façon plus générale la pluviométrie des différentes zones. Une telle analyse pour les conditions québécoises est détaillée à la section suivante.

8.4.2. Analyses pluviométriques spécifiques

Le critère qui fait maintenant de plus en plus l'unanimité pour établir un contrôle qualitatif des eaux de ruissellement est de viser à traiter 90 % des précipitations se produisant annuellement. L'évaluation de la quantité de pluie correspondant à ce seuil doit se faire en analysant globalement les événements pluvieux, ce qui est différent des données représentées par les courbes IDF (Intensité-Durée-Fréquence). En effet, la représentation de la pluviométrie par les courbes IDF est fondamentalement artificielle puisqu'elle suppose, à partir d'événements réels,

l'extraction des quantités de pluie pour chaque durée sur lesquelles les analyses statistiques sont effectuées. Ces courbes ne décrivent donc pas les caractéristiques d'événements pluvieux réels et distincts.

La figure 8.17 montre les résultats d'une analyse spécifique complétée pour la station pluviométrique de Dorval, dans la région de Montréal. Les précipitations horaires pour la période de 1943 à 1992 (couvrant toute l'année et incluant donc les précipitations hivernales et printanières) ont été utilisées pour cette analyse, en éliminant les précipitations dont la quantité de pluie était inférieure à 1 mm (en assumant qu'aucun ruissellement n'était généré par ces très faibles événements pluvieux). La période de temps sec entre les pluies qui permet de distinguer deux événements pluvieux est de 6 heures. Le même genre d'analyse est montré à la figure 8.18 pour

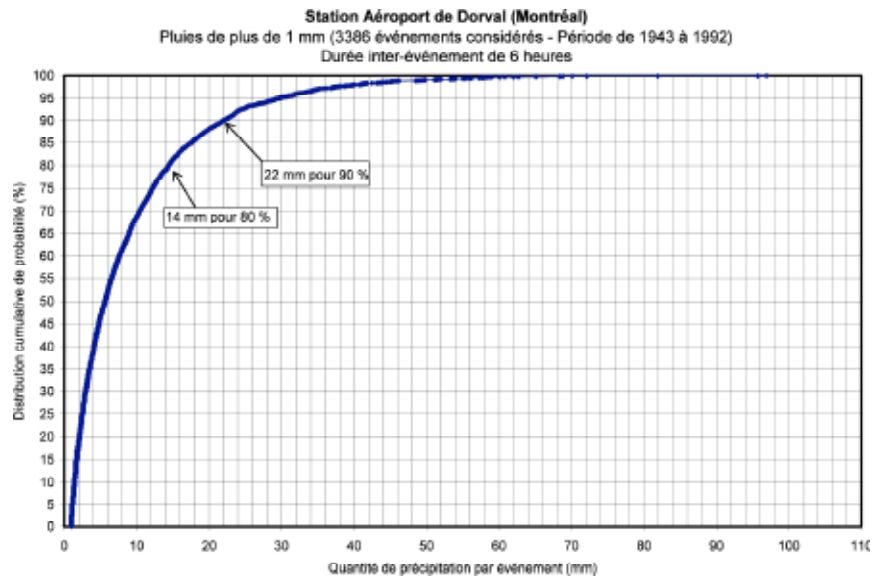


Figure 8.17 Analyse de la pluviométrie pour la station de Dorval. Toutes les périodes considérées.

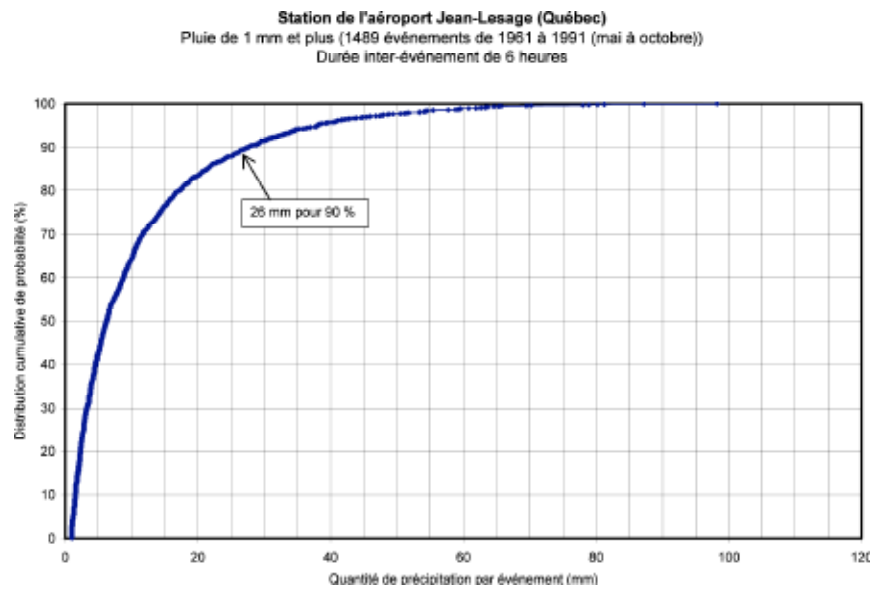


Figure 8.18 Analyse de la pluviométrie pour la station de l'aéroport de Québec (seulement périodes de mai à octobre de chaque année considérées).

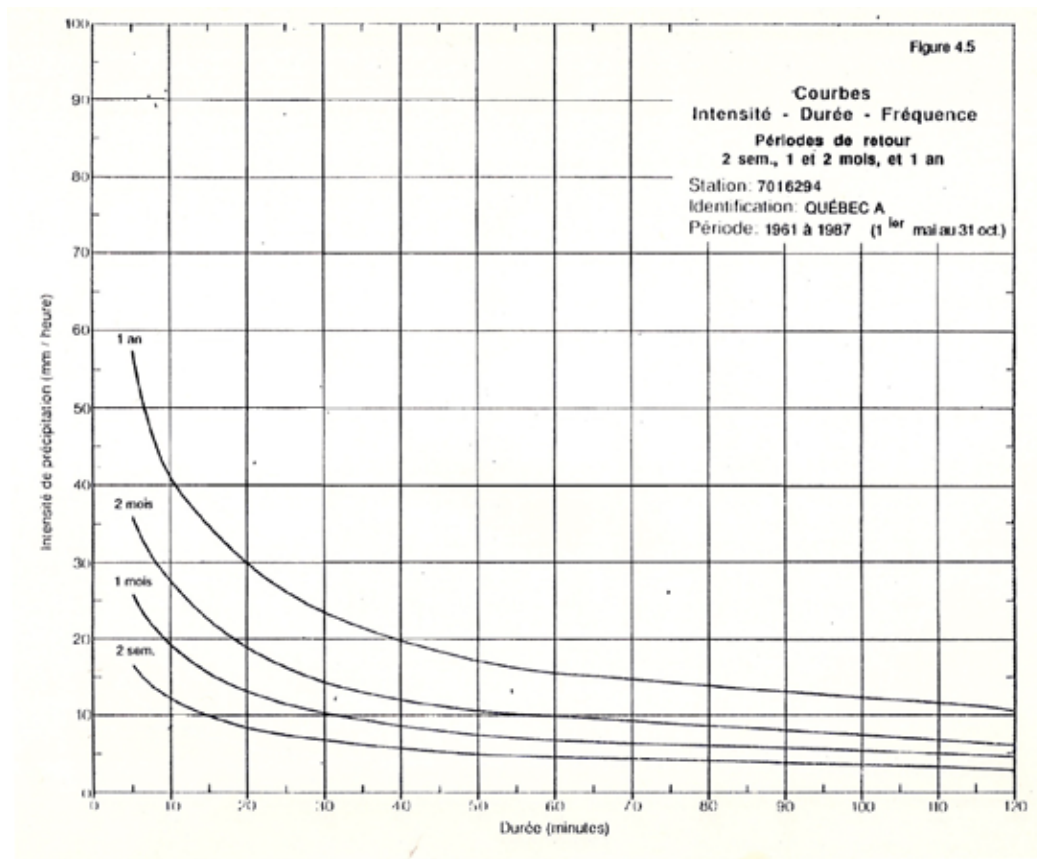


Figure 8.19 Exemple de courbes IDF pour le contrôle de la qualité (SQAE, 1988).

la station de l'aéroport de Québec. Les données couvrent toutefois dans ce cas que les périodes de mai à octobre pour chaque année.

Ces analyses permettent d'établir que, pour la région de Montréal par exemple, 90 % des événements pluvieux ont une quantité de pluie inférieure à 22 mm (26 mm dans le cas de Québec) et que 80 % des pluies ont une quantité inférieure à 14 mm (17 mm dans le cas de Québec). Cela signifie donc que des ouvrages permettant de traiter 22 mm de pluie pour la région de Montréal traiteraient 90 % des précipitations s'abattant en moyenne sur le territoire.

Soulignons que les durées de précipitation pour chaque événement pluvieux contenu dans les graphiques des figures 8.17 et 8.18 sont variables puisqu'on peut y retrouver autant des pluies courtes mais intenses que des pluies plus longues mais avec une intensité moyenne plus basse. Les durées moyennes des pluies obtenues avec cette approche sont toutefois de l'ordre de 6 heures.

Considérant que ces analyses n'ont pas été faites pour toutes les autres stations du Québec, **il est recommandé pour l'ensemble du Québec d'utiliser comme quantité de pluie correspondant à 90 % des précipitations une valeur de 25 mm de pluie.**

Par ailleurs, des courbes IDF ont été établies au cours des années 1980 au Québec pour des périodes de retour inférieures à 1 dans 2 ans. Un exemple d'une telle courbe est montré à la figure 8.19. Ces courbes IDF spécifiques pourront donc être utilisées avec des méthodes simplifiées pour concevoir des ouvrages de traitement pour des projets de petite envergure (en utilisant par exemple la méthode rationnelle). L'utilisation d'une période de retour de 1 dans 6 mois (devant être interpolée sur les courbes comme celle de la figure 8.19) est recommandée pour les analyses utilisant cette approche. Évidemment, une autre approche qui est envisageable par modélisation est d'utiliser des pluies réelles et de simuler les débits et volumes de ruissellement pour une série statistique complète.

8.5. MODÉLISATION ET ÉVALUATION DES PARAMÈTRES

8.5.1 Considérations générales

Les concentrations et charges polluantes peuvent être déterminées de trois façons :

1. Avec un programme spécifique de mesures de débits et de concentrations de polluants;

2. Par modélisation avec un logiciel approprié permettant la simulation des débits et des polluants;
3. Avec des calculs simplifiés.

En règle générale, la première approche demeure la meilleure considérant la complexité des phénomènes à analyser et leur variabilité mais elle est souvent dispendieuse, ce qui fait qu'elle ne peut être justifiable que pour des projets de grande envergure. De plus, des mesures seules ne peuvent permettre d'extrapoler les résultats dans le cas d'un développement à venir. L'approche par modélisation devrait, par ailleurs, s'appuyer sur des mesures lorsque possible. Une approche peut toutefois être suggérée pour des projets de petite et moyenne envergure, avec l'utilisation d'une pluie de projet (ou avec une simulation en continu) et des valeurs de concentrations moyennes. Finalement, une approche simplifiée demeure souvent la seule façon de procéder dans le cas de projets de plus faible envergure. Une telle approche a été suggérée initialement par Schueler (1987) et elle permet, à partir de données moyennes, de prendre en compte les impacts qualitatifs des développements.

8.5.2 Modèles pour la qualité

8.5.2.1 Logiciels

Le logiciel le plus facilement accessible et le mieux adapté à une simulation de la qualité des eaux ruisselées en milieu urbain est SWMM (*Storm Water Management Model*), qui est développé par la US EPA (Rossman, 2008). Le logiciel est disponible gratuitement sur Internet (version 5) et permet de simuler, pour une pluie de projet ou avec des données de pluie en continu, la variation des polluants lors de leur acheminement dans les réseaux. Il existe également d'autres versions avec des interfaces d'opération légèrement différentes mais toutes basées sensiblement sur les mêmes concepts (PCSWMM.NET, XP-SWMM, StormNet). D'autres logiciels internationaux, comme Mouse ou Mike-Urban (DHI) ou Infoworks (Wallingford) permettent également de simuler la qualité des eaux.

Il faut toutefois souligner que les modèles de qualité (où l'on veut prédire les changements de concentration et l'évolution des paramètres dans le temps) sont relativement complexes et moins précis de façon générale que les modèles se préoccupant uniquement de l'aspect quantitatif. Les efforts requis pour obtenir des résultats crédibles lorsqu'on veut simuler de façon détaillée ces aspects peu-

vent être importants (mesures in situ, calage, etc.) et on doit évaluer dans chaque cas si des résultats approximatifs sont adéquats. La modélisation sans mesures et calage peut se révéler dans certains cas hasardeuse mais elle peut toutefois être utile pour évaluer le mérite relatif de différentes stratégies de contrôle.

8.5.2.2 Hydrologie pour les petites pluies et pluie de projet pour le contrôle de la qualité

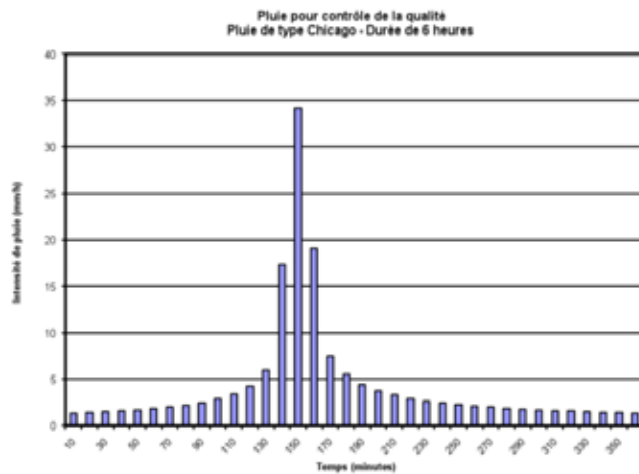
Une méthodologie spécifique a été développée récemment pour estimer le ruissellement pour des pluies avec une quantité relativement faible de précipitation (Pitt, 2003; DEP, Pennsylvanie, 2006). Cette approche reconnaît que les coefficients de ruissellement à utiliser pour de petits événements pluvieux sont différents de ceux utilisés de façon traditionnelle pour l'évaluation de débits de conception pour les conduites ou les ouvrages de rétention (de récurrence plus rare). La méthode est basée sur des recherches effectuées dans différentes régions aux États-Unis et en Ontario.

Le tableau 8.16, adapté de Schueler (2008), donne les coefficients de ruissellement à utiliser avec cette méthode. Le volume de ruissellement à considérer pour le contrôle de la qualité est simplement calculé en multipliant la quantité de pluie (la valeur de 25 mm peut être prise si aucune autre analyse spécifique n'est disponible) par le coefficient de ruissellement pondéré approprié et la surface tributaire totale.

Tableau 8.16

Coefficients de ruissellement recommandés pour des précipitations de l'ordre de 25 mm (adapté de Schueler, 2008).

Conditions de sols	Coefficients de ruissellement
Forêt	0,02 à 0,05 *
Sols perméables remaniés	0,15 à 0,25 *
Couvert imperméable	0,95
*La gamme dépend du type de sol (classification NRCS) :	
Forêt	A : 0,02 B : 0,03 C : 0,04 D : 0,05
Sols perméables remaniés	A : 0,15 B : 0,20 C : 0,22 D : 0,25
Sols avec capacité d'infiltration amélioré	A : 0,05 B : 0,06 C : 0,10 D : 0,12



Temps (minutes)	Intensité de précipitation (mm/h)
0	0,00
10	1,35
20	1,42
30	1,50
40	1,59
50	1,71
60	1,84
70	2,00
80	2,21
90	2,48
100	2,85
110	3,37
120	4,23
130	5,93
140	17,37
150	34,23
160	19,07
170	7,54
180	5,49

Temps (minutes)	Intensité de précipitation (mm/h)
190	4,41
200	3,73
210	3,27
220	2,91
230	2,64
240	2,43
250	2,25
260	2,10
270	1,98
280	1,87
290	1,77
300	1,69
310	1,62
320	1,54
330	1,48
340	1,43
350	1,38
360	1,33

Figure 8.20 Exemple de pluie de projet pour le contrôle de la qualité (station de l'aéroport de Québec, 26 mm sur une durée de 6 heures, discrétisée avec une distribution temporelle de type Chicago, pas de temps de 10 minutes).

La modélisation rattachée à la conception de différents ouvrages de contrôle pour la qualité peut également se faire avec une pluie de projet adaptée pour cet usage. Comme on l'a décrit à une section précédente, l'hydrologie pour le contrôle de la qualité doit se faire en considérant des pluies plus fréquentes. Par exemple, pour la région de Québec, on a pu établir que 90 % des événements pluvieux avaient une quantité de précipitation inférieure à 26 mm (une valeur de 25 mm à l'échelle du Québec est par ailleurs recommandée). En considérant que la durée moyenne des événements pluvieux était de 6 heures, une pluie de projet représentative serait donc une pluie d'une durée de 6 heures avec une quantité de pluie de 26 mm. Une distribution de type Chicago peut également être adoptée, ce qui nous donne la configuration montrée à la figure 8.20. La pluie montrée a été générée en utilisant une intensité maximale abaissée de 75 %, la différence étant redistribuée de chaque côté de la pointe. Cette pluie peut donc être utilisée pour l'analyse du contrôle qualitatif pour les différents types d'ouvrages.

8.5.3 Approches simplifiées

Deux approches simplifiées peuvent être utilisées pour estimer les charges de polluants pour un secteur en particulier ou un bassin versant. La première méthode im-

plique simplement l'utilisation de taux unitaires typiques pour différentes occupations du sol. Les valeurs rassemblées aux tableaux 8.14 et 8.15, qui ont déjà été présentés à la section 8.3.4, peuvent être utilisées à cette fin. Il s'agit simplement de multiplier pour chaque type de surface la superficie par une valeur de charge de polluants annuelle et d'effectuer la somme des charges :

$$L = \sum A_i l_i \quad (8-3)$$

où L est la charge totale, A est la superficie de la surface avec un type d'occupation du sol et l est la charge pour ce type d'occupation du sol.

Une autre approche simplifiée a été développée par Schueler (1987) et elle a été améliorée par la suite par le *Center for Watershed Protection* (CWP, 2003). Essentiellement, cette méthode nécessite simplement la superficie du bassin tributaire et le pourcentage imperméable, les concentrations moyennes de polluant qu'on désire analyser (données précédemment dans différents tableaux) et la précipitation annuelle. Les étapes de calcul sont les suivantes :

1. Estimation du ruissellement annuel, avec l'équation suivante :

$$R = P * P_j * R_v \quad (8-4)$$

Où R est le ruissellement annuel (mm), P la précipitation annuelle (mm) qu'on peut obtenir d'Environnement Canada pour les différentes stations, Pj est la fraction des événements pluvieux produisant du ruissellement (habituellement pris à 0,9) et Rv est le coefficient volumétrique de ruissellement. Ce coefficient est estimé par l'équation suivante :

$$R_v = 0,05 + 0,9 I_a \quad (8-5)$$

Où I_a est la fraction imperméable.

2. Les charges polluantes sont estimées à partir de la relation suivante :

$$L = 0,226 R * C * A \quad (8-6)$$

où L est la charge annuelle de polluant (lbs), C est la concentration moyenne du polluant (mg/L) et A est la surface (en acres). Pour transformer des acres en ha, il faut multiplier par 0,4047; pour transformer des lb en kg, il faut multiplier par 0,454.

Pour les bactéries, l'équation suggérée est légèrement différente (CWP, 2003) :

$$L = 1,03 \times 10^{-3} R * C * A \quad (8-7)$$

où L est la charge annuelle de polluants (en milliards de colonies), C est la concentration des bactéries (nb/100 mL) et A est la surface (en acres).

8.6. STRATÉGIES DE CONTRÔLE

Bien que le contrôle de la qualité des eaux de ruissellement soit plus actuellement un art qu'une science, avec peu de critères vraiment bien établis pour l'enlèvement ou le contrôle de l'impact des polluants, certaines règles empiriques ont été développées au cours des quinze ou vingt dernières années. Les principales règles qui se sont imposées incluent (ASCE/WEF, 1992) :

- Les contrôles les plus efficaces réduisent les débits de pointe et les volumes de ruissellement (ce qui est cependant plus difficile à gérer puisqu'on doit alors considérer de l'infiltration);
- en deuxième lieu, les contrôles les plus efficaces visent à réduire les débits de pointe (ces contrôles incluent généralement du stockage);
- pour de petits événements pluvieux, le ruissellement doit être retardé et géré par de la rétention, de façon à contrôler l'érosion en aval (il est cependant important de souligner que la fréquence des petits débits peut être augmentée et la durée d'écoulement à la sortie des ouvrages de contrôle sera plus longue, ce qui risque d'aggraver les problèmes d'érosion);

- plusieurs des polluants dans les eaux de ruissellement peuvent sédimenter ou être associés aux sédiments; une quantité appréciable de nutriments et certains métaux toxiques sont par ailleurs dissous et requièrent un traitement spécifique.

La prise en considération de ces éléments simples lors de la conception d'un réseau de drainage permettra au concepteur de réduire de façon importante la charge polluante pouvant être associée aux eaux de ruissellement issues du développement.

On peut par ailleurs, à partir de ces principes généraux, dégager certains éléments de base pour la planification du contrôle de la qualité des eaux de ruissellement (Urbonas et Roesner, 1993; ASCE/WEF, 1992; EPA, 1993, EPA, 2004) :

1. Prévention et réduction à la source des polluants;
2. Minimiser les surfaces imperméables directement drainées vers le réseau de drainage;
3. Concevoir des ouvrages de contrôle pour de petits événements pluvieux, généralement inférieurs à 25 mm;
4. Utilisation d'une filière de traitement.

Le concept de filière de traitement, introduit pour la première fois à la fin des années 1980, considère la gestion de la qualité des eaux de ruissellement comme l'application de certaines techniques en série. Le premier procédé est, évidemment, le contrôle à la source, suivi des contrôles applicables à des lots individuels. On retrouve ensuite les techniques envisageables pour des secteurs et, finalement, des bassins de rétention plus importants applicables à une région.

Comme l'indiquait le chapitre 3, le principe de base qui est retenu pour l'élaboration de la stratégie de contrôle est un pourcentage d'enlèvement des MES (un pourcentage de 80 %) et du phosphore total (40 % d'enlèvement). En considérant les valeurs moyennes de polluants générés qui ont été données aux sections du présent chapitre, on doit établir quels sont les pourcentages d'enlèvement qui peuvent être normalement atteints par les différentes pratiques de gestion optimales (PGO). Ces techniques sont discutées en détail au chapitre 11 mais le tableau 8.17 donne en résumé les pourcentages d'efficacité qu'il est recommandé d'attribuer à différentes techniques. Ces valeurs sont basées sur les 2 plus récentes bases de

données disponibles pour différents sites nord-américains (Geosyntec et Wright Water Engineers, 2007; CWP (NSQD), 2007) ainsi que les valeurs recommandées par la ville de Toronto (Toronto, 2006). Le tableau 8.18 donne plus de détails quant à la performance de différents types de PGO pour l'enlèvement du phosphore.

Les différents mécanismes commerciaux permettant l'enlèvement des MES et la gestion des huiles et graisses pour un contrôle à la source ne sont pas inclus au tableau 8.17 puisqu'ils offrent des performances très variées dépendant de plusieurs facteurs. La sélection de ces technologies devra s'appuyer sur une démonstration faite par

Tableau 8.17

Pourcentages d'enlèvement médians des polluants pour différentes PGO.

Paramètres	Bandes filtrantes	Fossés de rue sans aménagement	Fossés engazonnés	Noues engazonnées (dry swale)	Bassin de rétention sec avec retenue prolongée	Bassin avec retenue permanente	Marais artificiel	Biorétention	Pratiques avec infiltration
MES	60 ⁴	30 ¹	50 ⁶	80 ^{1,3}	60 ¹	80 ^{1,3}	70 ^{1,3}	80 ⁴	89 ³
Phosphore total	20 ⁴	0 ¹	30 ⁶	34 ¹	20 ^{1,3}	52 ^{2,3}	45 ^{1,3}	40 ⁵	65 ³
Nitrates totaux	N/D	20 ¹	N/D	31 ¹	0 ¹	31 ^{1,3}	65 ^{2,3}	40 ^{2,3}	0 ³
Azote total Kjeldahl	N/D	0 ¹	N/D	34 ¹	30 ¹	24 ^{1,2}	30 ¹	28 ²	N/D
Cuivre total	N/D	10 ¹	N/D	50 ¹	30 ^{1,3}	57 ^{1,3}	40 ^{1,2}	75 ^{2,3}	86 ³
Zinc total	N/D	10 ¹	N/D	70 ¹	30 ^{1,3}	64 ^{1,3}	40 ^{1,2,3}	80 ^{2,3}	66 ³
Plomb total	N/D	10 ¹	N/D	70 ¹	50 ¹	60 ¹	45 ¹	70 ²	N/D
Bactéries	N/D	10 ¹	N/D	60 ¹	40 ¹	65 ^{1,3}	60 ¹	N/D	N/D

Références : ¹Guide pour la Ville de Toronto (2006); ²Geosyntec (2007); ³CWP, (2007); ⁴ASCE BMP DATABASE (2011); ⁵Virginie (2010), ⁶Pennsylvanie (2006).

Notes :

- Les polluants pour lesquels il est recommandé de faire un contrôle sont les MES et le phosphore total.
- Les séparateurs avec technologies brevetées (à vortex ou avec d'autres mécanismes), ne sont pas inclus au tableau puisqu'ils offrent un pourcentage d'enlèvement variable en fonction des critères de conception retenus.

Tableau 8.18

Pourcentages comparatifs d'enlèvement du phosphore pour différentes PGO (Minnesota, 2005).

Catégorie	Type de PGO	Taux moyen d'enlèvement du phosphore total	Taux maximum d'enlèvement du phosphore total	Taux moyen d'enlèvement du phosphore dissous
Biorétention	Avec conduite perforée	50 %	65 %	60 %
	Infiltration	60 %	75 %	70 %
Filtration	Filtre granulaire	50 %	60 %	0 %
	Végétation	65 %	75 %	70 %
Infiltration	Tranchée	65 %	90 %	80 %
	Bassin	65 %	90 %	80 %
Bassins	Avec retenue permanente	50 %	65 %	70 %
	Bassins multiples	60 %	75 %	75 %
Marais artificiels	Marais peu profond	45 %	65 %	50 %
	Bassin/Marais	55 %	75 %	65 %

Note : Pour l'évaluation des performances attendues, il est recommandé d'utiliser les taux moyen d'enlèvement du phosphore total.

Tableau 8.19

Pourcentages comparatifs pour la réduction des volumes de ruissellement, l'enlèvement des polluants et la performance globale (volume et polluant) pour différentes PGO (adapté de Schueler, 2008).

Pratique	% de réduction du volume de ruissellement (RV)	% d'enlèvement du phosphore total (EP)	% global (Volume et polluant) ¹ ET	Base de données CWP (2007) – Médiane au 3 ^e quartile (Q3)
Toit vert	45 à 60	0	45 à 60	N/D
Débranchement de toit	25 à 50	0	25 à 50	N/D
Réservoir de pluie	40	0	40	N/D
Pavage poreux	45 à 75	25	59 à 81	N/D
Fossé engazonné	10 à 20	15	23 à 32	24 à 46 ²
Biorétention	40 à 80	25 à 50	55 à 90	5 à 30
Noue sèche	40 à 60	20 à 40	52 à 76	N/D
Noue avec retenue permanente	0	20 à 40	20 à 40	N/D
Infiltration	50 à 90	25	63 à 93	65 à 96
Bassin sec avec retenue à durée allongée	0 à 15	15	15 à 28	20 à 25
Écoulement en nappe dirigé vers un espace vert	50 à 75	0	50 à 75	N/D
Filtration	0	60 à 65	60 à 65	59 à 66
Marais artificiel	0	50 à 75	50 à 75	48 à 76
Bassin avec retenue permanente	0	50 à 75	50 à 75	52 à 76

¹ Enlèvement total ET = RV + ((100-RV) x EP)

² Catégorie qui comprend les fossés engazonnés sans aménagement, les noues sèches (dry swale) et les noues avec retenue permanente (wet swale).

un organisme indépendant avec des mesures in situ et en laboratoire ou une méthodologie de conception rigoureuse établissant que le pourcentage d'enlèvement des MES est de 80 % et plus pour 90 % des événements des volumes de ruissellement annuel (valeur moyenne à long terme). L'atteinte de l'objectif visé (80 % d'enlèvement des MES pour 90 % des événements) pourra par ailleurs se faire en utilisant ce type d'équipement en série, avec d'autres PGO. Différents sites Internet, qui sont décrits à la fin de ce chapitre, fournissent de l'information sur les tests disponibles sur les différentes technologies et les programmes de certification.

Le tableau 8.19 regroupe quant à lui les performances moyennes auxquelles on peut s'attendre des différentes PGO en ce qui concerne la réduction du volume de ruissellement. Suivant les plus récentes approches (Schueler, 2008), on peut donc évaluer la performance globale des

différentes techniques, qui comprend à la fois le contrôle des polluants et la réduction des volumes de ruissellement.

On remarquera par ailleurs en examinant les valeurs du tableau 8.17 que plusieurs PGO ne permettent pas de façon autonome d'atteindre les objectifs de contrôle. Cela implique donc qu'on devra avoir recours dans plusieurs cas à une installation des PGO en série ou encore en parallèle. Lorsque les mécanismes sont installés en série, le pourcentage global d'enlèvement des polluants devrait être établi avec l'équation suivante (DEP, Pennsylvanie, 2006) :

$$R = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - r_i) \quad (8-8)$$

où R représente l'enlèvement de polluant de n PGO en série, r_i est l'enlèvement de polluant pour la PGO_i. Donc, si on a 3 PGO en série, l'enlèvement global serait :

$$R = 1 - ((1 - r_1) \times (1 - r_2) \times (1 - r_3)) \quad (8-9)$$

De la même façon, la performance de PGO en parallèle se calculera avec l'équation suivante (DEP, Pennsylvanie, 2006) :

$$R = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i (1 - r_i)}{\sum_{i=1}^n C_i Q_i} \quad (8-10)$$

où R représente l'enlèvement de polluant de n PGO en parallèle, Q_i est le débit passant dans la PGO, C_i est la concentration de polluant dans le débit et r_i est l'enlèvement de polluant pour la PGO_i.

Tel que le spécifie le guide de gestion des eaux pluviales du New Jersey (2004), les PGO placées en série devraient d'abord être installées, de l'amont vers l'aval, en ordre croissant de performance d'enlèvement des MES. En second lieu, elles devraient être installées en ordre croissant de performance d'enlèvement des nutriments. Enfin, elles devraient être installées selon leur facilité d'entretien, celles s'entretenant plus facilement devant être installées en premier. Par ailleurs, les séparateurs hydrodynamiques ou séparateurs d'huiles et de particules devraient être installés en amont dans la chaîne de traitement.

8.7 SUIVI ET MESURES

Dans les situations où les milieux récepteurs sont jugés particulièrement sensibles, une campagne de suivi avec échantillonnage pourra être requise. Une telle campagne

de mesures peut toutefois prendre des années et requérir un budget important pour l'analyse des données. On devra dans ce cas veiller à installer un ou des pluviomètres dédiés à la campagne (sur le site), ainsi que des enregistreurs de débits et de concentrations de polluants. La gamme de polluants à échantillonner dépendra des usages à évaluer et de la nature du milieu récepteur, mais la campagne devrait typiquement inclure les paramètres suivants :

- Matières en suspension;
- DBO₅;
- Phosphore total;
- Azote total;
- Plomb;
- Zinc;
- Coliformes fécaux.

Le programme de mesures devrait être conçu pour obtenir de l'information sur toutes les gammes de pluie et pour toutes les durées des événements, particulièrement au début où un phénomène de premier flot pourrait être mesuré.

Plusieurs guides détaillés sont disponibles pour fournir de l'information pratique et pertinente sur les campagnes de mesures pour la qualité de l'eau (Shaver *et al.*, 2007; EPA/ASCE, 2002; USGS, 1999; Burton et Pitt, 2002).

Sites internet pour les différentes technologies commerciales de séparateurs et les programmes de certification

- EPA (*Environmental Protection Agency*), avec le programme *Environmental Technology Verification (ETV)*
<http://www.epa.gov/etv/vt-wqp.html/SWSATD>.
- EPA (*New England*), qui donne une liste des différentes technologies avec des informations pertinentes.
<http://www.epa.gov/region1/assistance/ceitts/stormwater/techs.html>.
- *Washington State Department of Ecology*, qui détermine des niveaux de développement pour chaque technologie examinée.
<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/stormwater/newtech/technologies.html>
- *New Jersey Department of Environmental Protection Conditional Interim Certification*, qui fait la revue et émet des certificats pour les technologies qui satisfont aux protocoles.
<http://www.state.nj.us/dep/dsr/bscit/CertifiedMain.htm>
- Université d'Amherst (Massachusetts), programme *Stormwater Evaluation project*
<http://www.mastep.net/>.
- Université du New Hampshire (*Stormwater Center*)
<http://www.unh.edu/erg/cstev/>.

RÉFÉRENCES

- AMEC *et al.* (2001). *Georgia stormwater management manual*. Volumes 1 et 2. Atlanta, Géorgie.
- Aquafor Beech Ltd (2006). *Stormwater management and watercourse impacts : the need for a water balance approach*. Rapport pour TRCA (Toronto Region Conservation Authority), Toronto, On.
- Alberta Transportation (2003). *Design guidelines for erosion and sediment control for highways*. Alberta Transportation, Edmonton, Alberta.
- Allison, R.A., Walker, T.A., Chiew, F.H.S., O'Neill, I.C. et McMahon, T.A. (1998). *From roads to rivers: Gross pollutant removal from urban waterways*. Rapport 98/6, Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Australie.
- American Society of Civil Engineers (ASCE) et Water Environment Federation (WEF) (1992). *Design and construction of stormwater management*. Manuel de pratique, New-York.
- Armitage, N. (2001). *The removal of urban litter from stormwater drainage systems*. Chapitre 19 dans *Stormwater collection systems design Handbook*, McGraw-Hill, New-York.
- Bent, G.C., Gray, J.R., Smith, K.P. et Glysson, G.D. (2001). *A synopsis of technical issues for monitoring sediment in highway and urban runoff*. United States Geological Survey (USGS), Open-file report 00-497, Denver, CO.
- Burton, G.A. et R.E. Pitt (2002). *Stormwater Effects Handbook*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL.
- Calgary (2001). *Guidelines for erosion and sediment control*. Ville de Calgary, Wastewater and drainage urban development, Calgary, Alberta.
- CWP (Center for Watershed Protection) (2003). *Impacts of imperviousness cover on aquatic systems*. Watershed Protection research monograph no. 1. Ellicott City, Maryland.
- CWP (Center for Watershed Protection) (2007). *National Pollutant Removal Performance Database*, version 3. Ellicott City, Maryland.
- Chocat, B. (éditeur) (1997). *Encyclopédie d'hydrologie urbaine*. Lavoisier, Paris.
- DEP (Department of Environmental Protection) Pennsylvanie (2006). *Stormwater Best Management Practices Manual*. Document 363-0300-002, Pennsylvanie.
- Duncan, H.P. (1995). *A review of urban storm water quality processes*, Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Melbourne, Australie, Report 95/9.
- Ellis, B. (1986). *Pollution aspects of urban runoff*, dans *Urban runoff pollution*, H.C. Torno, J. Marsalek et M. Desbordes, ed., Springer Verlag, Berlin, New York.
- EPA (1983). *Environmental Protection Agency des États-Unis. Results of Nationwide Urban Runoff Program (NURP)*. EPA-PB/84-185552.
- EPA (1993). *Environmental Protection Agency des États-Unis. Urban runoff pollution, prevention and control planning*, Office of research and development center for environmental research information, Cincinnati, Ohio.
- EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis) et ASCE (American Society of Civil Engineers) (2002). *Urban Stormwater BMP Performance Monitoring – A Guidance manual for meeting the National Stormwater BMP Database requirements*. Office of Water, Washington, D.C.
- EPA (2004). *Environmental Protection Agency des États-Unis. Stormwater Best Management Practice Design Guide*, Volumes 1, 2 et 3. Rapport EPA/600/R-04/121. Office of research and development center for environmental research information, Washington, D.C.
- EPA (2007). *Developing your stormwater pollution prevention plan – A guide for construction sites*. Rapport EPA-833-R-06-004, Washington, D.C.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (15 agences fédérales des États-Unis) (1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 5 7.6/2:EN 3/PT.65 3. ISBN-0-934213-9-3.
- Geosyntec Consultants et Wright Water Engineers (2007). *Analysis of treatment system performance. International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database (1999-2007)*, Water Environment Research Foundation, American Society of Civil Engineers (ASCE), US EPA, FHWA et APWA.
- Geosyntec, Urban Drainage and Flood Control District et UWRR. (2002). *Urban stormwater BMP performance monitoring – A guidance manual for meeting the national stormwater BMP database requirements*. Rapport EPA-821-B-02-001 pour ASCE/EPA, Washington, DC.
- Goldman, S.J., Jackson, K. et Bursztynsky, T. A. (1986). *Erosion and sediment control handbook*. McGraw-Hill, New-York.
- Heaney, J. P., Pitt, R. et Field, R. (1999). *Innovative urban Wet-Weather flow management systems*. Rapport EPA/600/R-99/029, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Karamalegos, A.M., Barrett, M.E., Lawler, D.F. et Malina, J.M. (2005). *Particle size distribution of highway runoff and modification through stormwater treatment*. Center for Research in Water Resources, Université du Texas, Austin, TX.
- Marsalek, J. et coll. (eds), 2001. *Advances in Urban Stormwater and Agricultural Runoff Source Controls*, 1-15, compte rendu du Advanced Research Workshop on Source Control Measures for Stormwater Runoff de l'OTAN, St-Marienthal-Ostritz, Allemagne, publications universitaires Kluwer. Consulter le site <http://www.nato.int/science>.
- Maryland Department of the Environment (MDE) (2000). *Maryland Stormwater Design Manual: Volume 1 and 2. Maryland Department of the Environment*, Annapolis, Maryland.
- MDDEP (2003). *Guide d'aménagement des lieux d'élimination de neige et mise en oeuvre du Règlement sur les lieux d'élimination de neige*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec. Document disponible sur internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/neiges_usees/index.htm.
- 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.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2008). *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du

- Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-53364-1 (PDF), 424 p. et 12 annexes.
- Minton, G. (2005). *Stormwater treatment – Biological, Chemical and Engineering Principles*. Resources Planning Associates, Seattle, Washington.
- MOE (2003). *Stormwater Management Planning and Design Manual*. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Toronto, On.
- MPCA (Minnesota Pollution Control Agency) (2005). *Minnesota Stormwater Manual*. Minnesota Stormwater Steering Committee, Minnesota.
- MTO (Ministère des transports de l'Ontario) (1997). *Drainage management manual*. Drainage and hydrology section, Transportation engineering branch, Toronto, ON.
- New Jersey Department of Environmental Protection, 2004. *New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual*, (New Jersey) É.-U.
- Novotny, V. et G. Chesters (1981). *Handbook of nonpoint pollution: sources and management*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Novotny, V., Imhoff, K.R., Othof, M. et Krenkel, P. (1989). *Karl Imhoff's Handbook of urban drainage and wastewater disposal*, Wiley Interscience, New York.
- Novotny, V. et G. Olem. (1994). *Water Quality. Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Pennsylvania Department of Environmental Protection, 2006. *Pennsylvania Stormwater Best Management Practices Manual*, (Pennsylvania) É.-U.
- Pitt, R. et Field, R. (1977). *Water quality effects from urban runoff*, J. Amer. Waterworks ass. 69:432-436.
- Pitt, R. et Voorhees, J. (2000). *The Source Loading and Management Model (SLAMM): A Water Quality Management Planning Model for Urban Stormwater Runoff*. Disponible à : http://unix.eng.ua.edu/~rpitt/SLAMMDETPOND/WinSlamm/MainWINSLAMM_book.html.
- Pitt, R. (2003). *The Source Loading and Management Model (WinSLAMM): Introduction and basic uses*. Disponible sur internet à : <http://unix.eng.ua.edu/~rpitt/>.
- Pitt, R., Williamson, D. et Voorhees, J. (2005). *Review of historical street dust and dirt accumulation and washoff data*. Dans *Effective modeling of urban systems*, Monograph 13, W. James, Irvine, McBean et Pitt (eds), CHI, Guelph, Ontario.
- Rivard, G. (2005). *Gestion des eaux pluviales – Concepts et applications*. 2^e édition, Alias Communication Design, Laval.
- Rossmann, L. A. (2008). *Storm Water Management Model – User's Manual, Version 5.0*. Rapport EPA/600/R-05/040, Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Shaver, E., Horner, R., Skupien, J., May, C. et Ridley, G. (2007). *Fundamentals of urban runoff management – Technical and institutional issues*. North American Lake Management Society et EPA, Madison, WI.
- Schueler, T. (1987). *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs*. Department of Environmental Programs. Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.
- Schueler, T. (2008). *Technical support for the Bay-wide runoff reduction method*. Chesapeake Stormwater Network. Baltimore, MD www.chesapeakestormwater.net
- Stephens, J. et al. (2002). *Stormwater planning. A Guidebook for British Columbia*. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, Vancouver, C.-B.
- Strecker, E. W., Driscoll, E.D., Shelley, P. E. et Gaboury, D.R. (1987). *Characterization of pollutant loadings from highway runoff in the USA*. 4^e conférence internationale sur le drainage urbain, Lausanne, Suisse.
- SWAMP (Stormwater Assessment Monitoring and Performance) (2005). *Synthesis of monitoring studies conducted under the stormwater assessment monitoring and performance program*. Toronto and Region Conservation Authority (TRCA), Toronto, ON.
- Teng, Z. et Sansalone, J.J. (2004). *In situ partial exfiltration of rainfall runoff. II: Particle separation*. Journal of Environmental engineering, ASCE, Vol. 130, No. 9, pp. 1008-1020.
- Toronto (2006). *Wet Weather Flow Management – Guidelines*. City of Toronto, Toronto Water Infrastructure Management, Toronto, On.
- TRB (Transportation Research Board) (2006). *Evaluation of best management practices for highway runoff control*. National Cooperative highway research program, Rapport NCHRP 565, Washington, D.C.
- TRB (Transportation Research Board) (1980). *Design of sedimentation basins*. NCHRP Synthesis of Hwy. Practice No. 70.
- Urbanas, B. R., et L.A. Roesner, 1993. *Hydrologic Design for Urban Drainage and Flood Control, Handbook of Hydrology*, publié par D.R. Maidment, New York : McGraw-Hill, p. 28-1-28-52.
- USGS (U.S. Geological Survey) (1999). *Basic requirements for collecting, documenting and reporting precipitation and stormwater-flow measurements*. Rapport Open-File 99-255, USGS, Northborough, Massachusetts.
- Vaze, J. et Chiew, F.H. (2004). *Nutrient loads associated with different sediment sizes in urban stormwater and surface pollutants*. Journal of environmental engineering, ASCE, 130(4), 391-396.
- Wong, T. H. F. (2006). *Australia Runoff Quality – A Guide to Water sensitive urban design*. Engineers Australia, Melbourne.