



Université Quisqueya

*Faculté des Sciences, de Génie et
d'Architecture*

Projet de Fin d'Études

*Evaluation des dangers écologiques générés par les
effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de
Port-au-Prince : Première approche méthodologique*

Présenté par :

Myrline MOMPOINT & Kettly THELEYS

Dirigé par :

MM. les Professeurs Evens EMMANUEL et Pierre Naïder FANFAN

Pour l'Obtention du Diplôme d'Ingénieur Civil

Ce mémoire est préparé au :

Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement (LAQUE)

N° d'ordre : 04UNIQFSGA002

Année 2004

**Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains
sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince : Première approche
méthodologique**

Mémoire de fin d'études

présenté à

**La Faculté des Sciences, de Génie et d'Architecture de
l'Université Quisqueya**

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur Civil

par

Myrline MOMPOINT & Kettly THELEYS

Soutenu le 2 juillet 2004 devant la commission d'examen

Président	Madame Marie Gisèle P-A. PIERRE	Professeur de l'Université Quisqueya
Examineurs	M. Lyes FERROUKHI	Consultant au Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD)
	Madame Suze YOUANCE LUBIN	Consultant à l'Unité d'Appui au Programme de la Coopération Canadienne
	M. Frantz METELLUS	Consultant à l'Organisation Panaméricaine de la Santé/Organisation Mondiale de la Santé
Invités	M. Hervey SYLVAIN	Membre du Cabinet du Premier Ministre
	M. Arnaud DUPUY	Assistant Représentant Résident Unité Environnement du PNUD
Responsable	M. Evens EMMANUEL	Professeur de l'Université Quisqueya



*Toute **connaissance** est un cas particulier de l'adaptation du **vivant** à son milieu et progresse par **essais et erreurs**.*

Karl R. Popper

A :

mes parents, mes frères et sœurs

mon mari Marc-Eric, pour son amour et sa compréhension.

*L'homme de science doit se préoccuper de comprendre le **monde** et d'éclairer toujours davantage la précision et la portée de l'ordre qui y règne.*

Thomas S. Kuhn

A :

La mémoire de mon père M. Bernadin B. Mompoint (1944-2002)

ma mère, pour sa tendresse et son grand amour

mes frères et ma sœur.

Avant-propos

Cette étude, sur les eaux usées urbaines de Port-au-Prince, entre dans le cadre d'un programme de coopération scientifique interuniversitaire entre Haïti, la France, la Belgique et le Canada. Elle a été réalisée au Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement (LAQUE) de l'Université Quisqueya (UniQ) et constitue la première contribution au programme de recherche sur « la caractérisation physico-chimique, biologique et écotoxicologique des effluents liquides rejetés dans la baie de Port-au-Prince » que réalisent conjointement le LAQUE (UniQ), le LAEPSI (INSA de Lyon), le L.S.E. (ENTPE) et le laboratoire d'écotoxicologie de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon (ENVL).

Nous sommes particulièrement heureuses d'adresser nos plus vifs remerciements au Directeur du LAQUE, le Professeur Evens EMMANUEL. Nous tenons à le remercier principalement pour son dévouement, sa motivation, sa patience et surtout sa disponibilité qui a permis la continuité et le bon déroulement de cette étude dont il est l'instigateur.

Nous devons une reconnaissance particulière à Monsieur le Professeur Pierre Naïder FANFAN qui nous a aidées à orienter le travail et conseillées à y apporter des corrections profitables. Nous exprimons à MM. les professeurs Frantz METELLUS et Fritz CHAMBLIN l'assurance de notre profonde gratitude pour avoir accepté de lire les premières versions du travail.

Nous ne pouvons oublier les contributions respectives de Monsieur Yves PERRODIN, Directeur du Laboratoire des Sciences de l'Environnement, École Nationale des Travaux Publics de l'État, et de Monsieur Jean-Marie BLANCHARD du Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels, Institut des Sciences Appliquées de Lyon, pour leurs conseils scientifiques sur le cadre expérimental de cette étude.



Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

Nous adressons nos remerciements aux honorables membres du jury : Madame Marie Gisèle P-A. PIERRE, M. Lyes FERROUKHI, Madame Suze YOUANCE LUBIN, M. Frantz METELLUS, M. Hervey SYLVAIN, M. Arnaud DUPUY et M. Evens EMMANUEL.

Nos remerciements vont au décanat de la FSGA et d'une façon particulière à Monsieur le Professeur Gérard Luc JEAN-BAPTISTE, Doyen de cette faculté.

Enfin, nous adressons un grand MERCI à tous nos amis et collaborateurs pour leur aide précieuse, particulièrement : Osnick, Atwood, Andy, Gualbert, Frantz, Patricia, Carmelle, Carlyne, Wilner, Ascède, Ruth, Félix, Ketty, Katty, Armelle, Mylène, Serge, Gerty et le Staff du SCIST de la TELECO .



Table des matières

<i>Table des matières</i>	7
<i>Liste des tableaux</i>	8
<i>Liste des tableaux</i>	8
<i>Liste des figures</i>	9
<i>Publication</i>	10
<i>Publication</i>	10
<i>Résumé</i>	11
<i>Abstract</i>	12
<i>Liste des acronymes</i>	13
INTRODUCTION	15
1. Objectif de l'étude.....	16
2. Structuration de l'étude	16
A. ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	18
1. Définition et caractéristiques des eaux pluviales.....	18
2. Définition et caractéristiques des eaux usées urbaines.....	23
3. Présentation des différents types de réseaux de drainage.....	26
4. Présentation du réseau de drainage de Port-au-Prince.....	30
4.1. Caractéristiques générales.....	30
4.2. Hydrologie	31
4.3. Hydrogéologie.....	32
4.4. Nature des effluents	33
B.- CADRE EXPERIMENTAL	35
1. Evaluation sommaire des dangers écologiques des effluents liquides urbains de Port-au-Prince.....	35
2. Matériels et Méthodes.....	39
2.1. Site expérimental et points de prélèvements.....	39
2.2. Analyses physico-chimiques.....	41
C. RESULTATS ET DISCUSSIONS	43
D. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	51
<i>Références bibliographiques</i>	54
<i>Annexe</i>	61

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pollution des eaux de ruissellement - origine et teneur en métaux lourds	19
Tableau 2 : Qualité moyenne des eaux pluviales (Colandini, 1997)	20
Tableau 3 : Concentrations de polluants dans les eaux usées urbaines.....	25
Tableau 4 : Résultats des analyses physico-chimiques	43
Tableau 5 : Résultats des analyses de métaux lourds	45
Tableau 6 : Résultats de la DCO, du COT et du rapport DCO/COT.....	48

Liste des figures

Figure 1 : Polluants majeurs présents dans les eaux de ruissellement de chaussées et principaux facteurs contrôlant les charges de pollution.....	21
Figure 2 : Ossature d'un réseau d'égouts (Brière, 1994).....	29
Figure 3 : Démarche élaborée pour l'évaluation des dangers environnementaux des ELPAP ...	37
Figure 4 : Site expérimental et points de prélèvement.....	40
Figure 5 : Demande Chimique en Oxygène (DCO) pour les trois jours de prélèvement	46
Figure 6 : Carbone Organique Total (COT) pour les trois jours de prélèvement.....	47
Figure 7 : Oxygène Dissous (OD) pour les trois jours de prélèvement	49

Publication

Communications orales dans des conférences internationales

Evens Emmanuel, Yves Perrodin, Kettly Théléys, Myrline Mompoint, Jean-Marie Blanchard

Environmental hazard assessment of untreated urban wastewater on the ecosystem of Port-au-Prince bay. (Accepted for oral presentation) *XXIX Inter-American Congress of Sanitary and Environmental Engineering* » San Juan, Porto Rico du 22 au 27 août 2004.

Résumé

La baie de Port-au-Prince constitue le milieu récepteur des eaux usées urbaines non traitées provenant des pluies, des zones résidentielles, des industries. La présence de contaminants dans les eaux usées urbaines non traitées représente des dangers pour les organismes aquatiques et peut grandement affecter l'équilibre de l'écosystème de la baie. L'objectif de cette étude a été (i) d'élaborer une démarche visant à évaluer les dangers environnementaux des eaux usées urbaines, (ii) et de l'appliquer sur les eaux usées provenant d'un canal du réseau de drainage de Port-au-Prince. La Demande Chimique en Oxygène (DCO), le Carbone Organique Total (COT) et les métaux lourds ont été considérés comme les principaux indicateurs de pollution. L'évaluation des dangers environnementaux des eaux usées sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince a été réalisée en comparant les résultats obtenus pour les paramètres sélectionnés aux valeurs seuils fixées pour le rejet des effluents. La concentration maximale en DCO (1500mg/L) est 12 fois supérieure aux seuils fixés par les normes européennes. Le rapport DCO/COT varie de 2,93 à 4,40. Les métaux mesurés dans la phase aqueuse sont en majorité en dessous du seuil de détection. Dans le but de compléter ces premiers résultats, il s'avère nécessaire d'effectuer une évaluation détaillée des dangers environnementaux liés aux eaux usées urbaines de Port-au-Prince sur la baie en procédant à la mise en oeuvre des essais d'écotoxicité.

Mots clés : eaux usées urbaines, dangers environnementaux, OD, DCO, COT, métaux lourds.

Abstract

The bay of Port-au-Prince represent a disposal system for untreated wastewater coming from rain, residential areas, industries and manufacturing plants. The presence of contaminants into untreated urban wastewater pose a significant concern to biological equilibrium of the bay ecosystem. The aim of this study was (i) to implement an environmental hazard assessment framework of untreated urban wastewater, (ii) and to apply it on urban wastewater coming from an open channel of the Port-au-Prince combined sewer system. COD, TOC and heavy metals have been considered as the main environmental stressors. The characterization of the environmental hazards of wastewater on the bay ecosystem, was carried out by comparing the obtained results for the selected parameters with threshold values for effluents discharge. COD maximum concentration (1500 mg/L) was greater twelve times than the European threshold value for COD. COD/TOC ratio varied from to 2.93 to 4.40. In order to complete these first results, it seems necessary to conduct a detailed environmental hazard assessment of the Port-au-Prince urban wastewater (PAPUW) on the bay by carrying out bioassays.

Keywords : urban wastewater, environmental hazards, DO, COD, TOC, heavy metals.

Liste des acronymes

AEP	:	Approvisionnement en Eau Potable
CC	:	Caractérisation Chimique
Cp	:	Concentration en polluants
COT	:	Carbone Organique Total
CWBI	:	Centre Wallone de Biologie Industrielle
DBO	:	Demande Biochimique en oxygène
DCO	:	Demande Chimique en Oxygène
ELPAP	:	Effluents Liquides de la ville de Port-au-Prince
ENTPE	:	École Nationale des Travaux Publics de l'État
ENVL	:	École Nationale Vétérinaire de Lyon
FUSAGx	:	Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
LAEPSI	:	Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels.
LAQUE	:	Laboratoire de Qualité de l'Eau et l'Environnement
L.S.E	:	Laboratoire des sciences de l'environnement
OD	:	Oxygène Dissous
PVC	:	Polyvinyle de Chlorure
STEP	:	Station d'Épuration
Ulg	:	Université de Liège
UniQ	:	Université Quisqueya
VS	:	Valeur Seuil
WTW	:	Wissenschaftlich Technische Werkstätten

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

OSAMH : Organisme de Surveillance et d'Aménagement du Morne l'Hôpital

UTSIG : Unité de Télédétection et de Systèmes d'Information Géographique



INTRODUCTION

La baie de Port-au-Prince représente une zone étroite de 15 Km de large. Tous les sous-bassins versants de la ville de Port-au-Prince y aboutissent. Elle constitue donc le réceptacle naturel de toutes les eaux pluviales. Cependant, ces eaux charrient des déchets ménagers, des boues provenant de matières de vidange des latrines lesquels contribuent largement à la pollution de la baie (Emmanuel et Azaël, 1998). L'impact des eaux usées urbaines sur les écosystèmes aquatiques est reporté dans la littérature (Dyer et *al.*, 2003). En effet, la décharge de polluants dans les eaux naturelles pose un important problème de qualité de l'eau et de santé des organismes aquatiques. Les dangers environnementaux générés par les eaux usées sur ces écosystèmes ne sont pas dus uniquement à la présence de différents types de polluants mais également aux mécanismes suivant lesquels ils peuvent affecter la santé des organismes aquatiques (Adams et Greeley, 2000).

A Port-au-Prince, le milieu marin est susceptible de subir localement de très graves dommages causés par des rejets directs d'effluents nuisibles ou toxiques. Les eaux usées non traitées rejetées dans la baie font courir plusieurs risques : (i) un risque sanitaire pour la population lié à la morbidité piscicole et à la contamination bactériologique des coquillages et des plages, (ii) un risque écotoxicologique lié aux modifications écologiques comme la stérilisation des fonds marins, l'augmentation de la turbidité par les matières en suspension et les apports de nutriments, (iii) un risque de déséquilibre économique (MTPTC, 1998). En effet, dans les pays en voie de développement le poisson représente une grande source de protéine pour les

familles pauvres et la pêche constitue une importante source d'emploi (Pollard et Simanowitz, 1997).

Le rejet continu de substances chimiques dans les écosystèmes aquatiques peut causer des changements sur la structure et le fonctionnement de la communauté biotique, en d'autres termes sur l'intégrité biotique (Karr, 1991). Par ailleurs, la forte concentration des matières organiques contenues dans les rejets urbains entraîne le plus souvent une augmentation de la demande en oxygène dissous, laquelle est indispensable à la décomposition biologique par aérobie (Dyer et *al.*, 2003). Dans ce contexte, une évaluation sommaire des dangers écologiques, générés par les eaux usées brutes de Port-au-Prince sur le milieu récepteur, pourrait être entreprise en considérant les effets indésirables pouvant résulter de la diminution de l'Oxygène Dissous (OD) par l'oxydation des polluants.

1. Objectif de l'étude

Elaborer une démarche permettant l'évaluation sommaire des dangers environnementaux générés par les eaux usées urbaines sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince, et de l'appliquer sur les eaux usées provenant d'un canal du réseau de drainage de la même ville.

2. Structuration de l'étude

L'étude s'articule autour des points suivants :

- Une étude bibliographique subdivisée quatre parties réparties :

- 1) La définition et les caractéristiques des eaux pluviales
- 2) La définition et les caractéristiques des eaux usées urbaines

- 3) La présentation des différents types de réseaux de drainage des eaux usées urbaines
- 4) La présentation générale des canaux de Port-au-Prince

- Un cadre expérimental comprenant :

- 1) La présentation de la méthodologie adoptée pour évaluer les dangers générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince
- 2) La description et la délimitation de la zone d'étude
- 3) Les matériels et méthodes utilisés pour l'expérimentation

- Résultats et discussions

- Conclusions et perspectives

A. ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Définition et caractéristiques des eaux pluviales

Par définition, les eaux pluviales sont des précipitations liquides d'eau atmosphérique sous forme de gouttes. Elles regroupent les eaux météoriques et celles ruisselant sur les surfaces urbaines (voiries, Toitures). La pluie efficace se divise en deux flux, l'un qui ruisselle directement en surface, l'autre qui s'infiltré et alimente les nappes (Valiron, 1990).

Les eaux de pluie contiennent à l'état dissous des gaz de l'atmosphère (N₂, O₂ et surtout CO₂) mais aussi, en faible quantité, les différentes combinaisons chimiques rencontrées dans l'atmosphère (H₂SO₄, NaCl au voisinage des côtes, sels de Ca et Mg, PO₄, etc.) et une multitude de poussières organiques voire des microorganismes (Navarro et Blanchard, 1982). Elles sont par ailleurs chargées en divers contaminants (Valiron et Tabuchi, 1992).

La présence en concentrations importantes de certains métaux lourds, tels le cadmium, le plomb et le zinc, dans les eaux pluviales est rapportée dans la littérature (Lassabatère, 2002, Plassard et *al.*, 2000 ; Niemczynowicz, 1999 ; Valiron et Tabuchi, 1992). Le tableau 1 donne un résumé des valeurs mesurées pour les métaux lourds identifiés dans les eaux de ruissellement.

Tableau 1 : Pollution des eaux de ruissellement - origine et teneur en métaux lourds

(Valiron et Tabuchi, 1992)

Eléments	Teneur moyenne (mg/L)	Origine	Phase
Pb	0,1 à 0,8	Essence Industrie : 35 % Pluies : 50 % Solide en suspension	Solide en suspension
Cd	-	Industrie : 35 % (combustion) Pluies : 20 % Usure des pneus	Dissoute
Zn	0,3 à 0,8	Industrie : 35 % (incinération des ordures) Pluies : 30 % Usure des pneus Corrosion des objets Métalliques	Dissoute

La pollution des eaux de ruissellement urbaines a pour origine d'une part le lessivage de l'atmosphère et d'autre part le lessivage et l'érosion des surfaces urbaines. En effet, la quantification et la caractérisation de la pollution des différents types d'eaux de ruissellement (toitures, chaussées,...) est nécessaire sachant que certaines données montrent que le ruissellement pourrait être une source non négligeable de micropolluants. Le tableau suivant permet de constater les modifications physico-chimiques que peuvent subir ces eaux au cours de leur passage sur les surfaces urbaines.

Tableau 2 : Qualité moyenne des eaux pluviales (Colandini, 1997)

Paramètres	Pluie	Ruissellement des toitures	Ruissellement des chaussées
pH	4,9	6,2	6,4 - 7,5
CE ($\mu\text{S/cm}$)	32	80	108
MES (mg/L)	17,5	22 – 40	64 - 140
Cl ⁻ (mg/L)	0,9 - 1,6	0,8	6 - 125
Fe ($\mu\text{g/L}$)	3 – 4,8	5,6	16 - 62,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	160-223	1200	4200 - 10400
Pb ($\mu\text{g/L}$)	5 – 76	23 – 104	128 - 311
Cd ($\mu\text{g/L}$)	0,6 – 3	0,7	1,9 - 6,4
Cu ($\mu\text{g/L}$)	1,5 – 12	27 – 235	62 - 108
Zn ($\mu\text{g/L}$)	5 – 80	24 – 290	220 - 603
HAP (ng/L)	86 – 145	500	240 - 3100

Les eaux de ruissellement de chaussées apportent dans les hydrosystèmes des matières minérales et organiques de façon chronique ; ces apports provoquent une modification des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu récepteur, ils peuvent ainsi provoquer des phénomènes d'eutrophisation ou avoir des effets toxiques sur les organismes (Boisson, 1998) (Figure1). Ce phénomène est principalement dû aux sels minéraux de l'azote et du phosphore (Menoret, 1984).

Par ailleurs, certains polluants trouvés dans les eaux de ruissellement peuvent provenir de l'érosion ou la corrosion par la pluie des surfaces urbaines. A titre, l'apport de terre, sable et graviers en provenance des surfaces non imperméabilisées, l'apport d'hydrocarbures provenant de l'usure du goudron, l'apport de métaux provenant des surfaces métalliques (notamment les toitures) constituent quelques exemples (Garnaud, 1999).

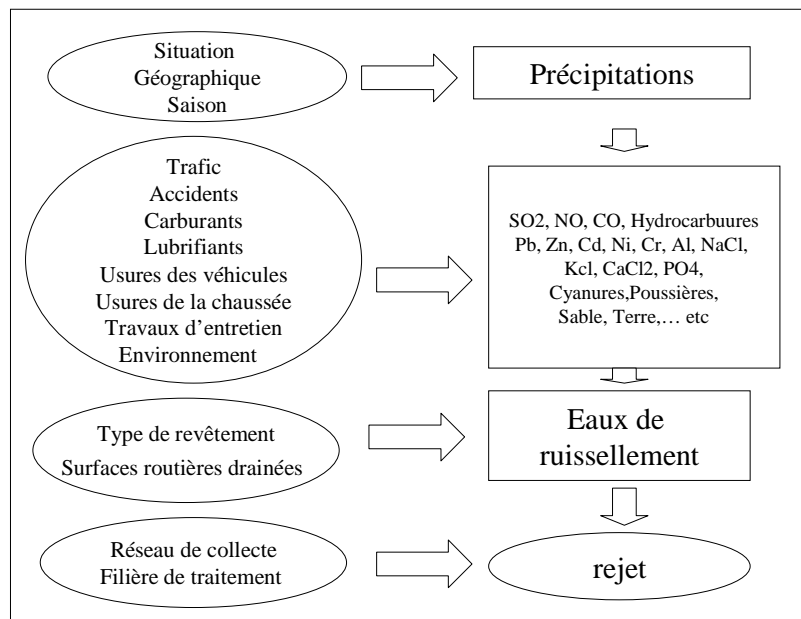


Figure 1 : Polluants majeurs présents dans les eaux de ruissellement de chaussées et principaux facteurs contrôlant les charges de pollution

La pollution des eaux de ruissellement peut se décomposer en trois parties (Chocat *et al.*, 1993) :

- mise en solution ou entraînement vers le sol des matériaux solides, liquides ou gazeux se trouvant dans l'atmosphère au moment des précipitations ;
- lavage et érosion des surfaces urbaines par des événements pluvieux ;
- dépôt, reprise et mélange des polluants lors du transport des eaux dans le réseau d'assainissement.

Les eaux pluviales peuvent constituer un potentiel de contamination pour les milieux récepteurs (Mikkelson *et al.*, 1996) du fait que les eaux de ruissellement des zones urbanisées soient fortement polluées. En effet, pendant les périodes sans pluie, les dépôts de substances

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

diverses s'accumulent sur les chaussées, caniveaux, trottoirs et places. Toutes ces substances sont entraînées en masse par le premier flot de pluie qui constitue un véritable lavage de ces surfaces. Les éléments polluants s'éparpillent alors dans la masse d'eau et s'ajoutent à tous les matériaux d'érosion qu'ils polluent en même temps. Des études ont montré que la pollution due au premier flot de pluie pourrait être importante, puisqu'elle est, après analyse, du même ordre de grandeur ou très souvent plus élevée que celle de l'effluent urbain (Chocat et al., 1993). Selon Saget et *al.* (1996), il y a premier flot lorsque les premiers 30% du volume écoulé véhiculent 80% de la masse de la pollution

En effet une étude menée pour la Région Lyonnaise a permis de constater qu'une averse d'intensité annuelle entraîne 70% de la pollution en 5mn et 95 % en 15 mn. Une autre étude menée dans la région Lilloise a mis en évidence au cours des pluies de printemps des concentrations en matières en suspension variant de 18 à 736 mg/L et en pollutions organiques (DBO₅ variant de 10mg/L à 80mg/L donc faible ; par contre la D.C.O. élevée se situe entre 60 et 210 mg/L).

Ainsi, cette pollution particulière due aux eaux de ruissellement est d'autant plus grave qu'elle est passagère très souvent (Coste et Loudet, 1980).

Cependant la durée de l'épisode sec n'est pas nécessairement un critère adéquat pour estimer l'accumulation des polluants (Chocat et *al.*, 1993) ; ceci peut s'expliquer par deux phénomènes :

- le nettoyage des chaussées qui semble limiter la masse de polluants à une valeur maximum
- l'importance relative de la pollution atmosphérique au moment de la précipitation.

Dès lors que ces phénomènes ne sont pas observés ou sont insignifiants, il y a lieu de penser que le volume total de polluants devrait donc croître linéairement avec la durée de l'épisode sec.

La gestion des eaux pluviales vise à limiter leur impact sur le milieu récepteur en les collectant et en les traitant au moyen de techniques d'assainissement classiques (station d'épuration). Toutefois, ces techniques classiques ne suffisent plus à traiter des volumes d'eaux toujours croissants du fait d'une imperméabilisation des surfaces en milieu urbain et périurbain (Lassabatère, 2002). Des techniques alternatives ont donc été développées pour réduire en amont ces volumes par l'infiltration des eaux pluviales dans des ouvrages spécifiques (puits, bassins d'infiltration, tranchées drainantes, chaussées poreuses, etc.). Ces ouvrages doivent permettre simultanément l'infiltration des eaux pluviales et la rétention des contaminants qu'elles transportent.

2. Définition et caractéristiques des eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines sont en grande partie les eaux distribuées par les systèmes d'approvisionnement en eau potable polluées par les activités anthropiques. Elles comprennent également les eaux de ruissellement, ces dernières étant constituées par l'ensemble des eaux pluviales, les eaux d'arrosage des voies publiques et des parcs de stationnement, les eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours. Les eaux urbaines sont donc constituées par (IBERINSA, 2001) :

- les eaux sanitaires provenant de l'activité humaine et domestique, les restes d'aliments, les déjections, les détergents, les savons et produits de nettoyage etc. ;

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

- les eaux associées aux activités du centre de population telles que : centre commerciaux, hôpitaux, écoles, casernes, hôtels, bars, restaurants ;
- les eaux résiduaires industrielles déversées dans des collecteurs urbains ;
- les eaux résiduaires en provenance des centres d'élevage installés au sein des centres de population.

Les eaux usées urbaines contiennent des matières minérales et des matières organiques. Ces contaminants peuvent être quantifiés par le biais des mesures telles métaux lourds (cuivre, zinc, plomb, cadmium), matières en suspension totales (MEST), solides dissous totaux (SDT), les composés nitrogénés et phosphatés (N total, P total), les composés ammoniacaux (N-NH₄). (Tardat-Henry, 1984 ; Gray et Becker, 2002).

Selon Lester (1987), les métaux sont présents dans de nombreux produits à usage domestique susceptibles d'être rejetés à l'égoût tels que les cosmétiques, les onguents, les produits d'entretien, les médicaments, les peintures. Les eaux de nettoyage et notamment celles des vêtements seraient la principale source de métaux dans les eaux usées domestiques (Grommaire-Mertz, 1998). Ces auteurs donnent des concentrations moyennes métalliques dans les eaux usées strictement domestiques : 3 µg/l de cadmium, 150 µg/l de cuivre, 100 µg/l de plomb, 500 µg/l de zinc.

Les eaux noires (eaux des toilettes) sont les principales sources de composés azotés, phosphorés et ammoniacaux dans les eaux usées urbaines. Les eaux domestiques sont responsables de l'augmentation de la demande en oxygène, 60% pour les eaux de toilettes et 40 % pour les eaux grises (eaux de cuisine, de douche, de lessive) (Eriksson et *al.*, 2002 ; Gray et

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

Becker, 2002 ; Dyer et *al.* 2003) Le tableau 3 présente des concentrations moyennes en DCO, DBO5, et en métaux pour les eaux usées de temps sec à l'exutoire des réseaux unitaires.

**Tableau 3 : Concentrations de polluants dans les eaux usées urbaines
(Grommaire-Mertz, 1998)**

Paramètres	Concentrations
MES	100 à 500 mg/L
DCO	250 à 1000 mg/L
DBO5	100 à 400 mg/L
Cadmium	1 à 10 µg/L
Cuivre	83 à 100 µg/L
Plomb	5 à 78 µg/L
Zinc	100 à 570 µg/L

Il y a peu de temps encore, les rejets produits par les établissements urbains et par la faible industrie existante pouvaient être assimilés par les lits de réception de sorte que grâce au processus d'auto épuration naturelle des eaux et à la dissolution dans les lits de réception, les eaux retrouvaient les caractéristiques suffisamment acceptables pour être réutilisées en peu de temps. Aujourd'hui ils sont souvent si importants que la capacité d'autoépuration du lit ne suffit pas et la détérioration est telle qu'elle empêche la réutilisation postérieure de l'eau.

Les effets des rejets d'eaux usées dans un lit de réception sont nombreux, mais il faut souligner :

- la propagation de maladies transmissibles par voie hydrique (pollution biologique) ;
- l'action toxique et cancérogénétique (présence de métaux lourds, composés organiques,...) ;

- l'inutilisation postérieure pour l'homme et de graves problèmes pour la potabilisation ;
- la réduction des possibilités postérieures d'utilisation industrielle et agricole ;
- la limitation de l'utilisation de l'eau pour les loisirs (activités de baignade).

Des procédés d'assainissement permettent d'atténuer ces préjudices; particulièrement l'épuration des eaux résiduaires des ménages et de l'industrie avant le rejet dans les milieux récepteurs. Dans les pays industrialisés, Okun et Ponghis (1976) notent la pratique courante qui consiste à installer en même temps le réseau d'approvisionnement public en eau et les égouts avec un système approprié de traitement et d'évacuation des eaux usées. Cependant dans les collectivités très restreintes, où le financement pose un grave problème, tant dans les pays industrialisés que dans les pays en voie de développement, la stratégie adoptée consiste à accorder la priorité à l'AEP et à différer l'aménagement des stations d'épuration. Metcalf et Eddy (1991) soulignent que dans les pays en voie de développement seulement 10 % des effluents liquides générés par ces communautés sont traités. Environ 50% de la population mondiale n'a pas d'accès à un système d'assainissement adéquat et la mise en place de telles structures constitue de nos jours un défi majeur dans la gestion des eaux urbaines et dans la perspective de développement durable (Niemczynowicz, 1999).

3. Présentation des différents types de réseaux de drainage

Les systèmes fondamentaux de réseaux de drainage sont les suivants :

- le réseau d'égouts sanitaires, appelé réseau d'égouts domestique ou séparatif, qui transporte les eaux usées d'origine domestique, c'est-à-dire les eaux de

- consommation des résidences, les eaux provenant des commerces et des établissements industriels ;
- le réseau d'égouts pluvial qui est destiné à canaliser les eaux de ruissellement, lesquelles résultent essentiellement des pluies et de la fonte des neiges. Habituellement, ces eaux sont déversées dans le cours d'eau récepteur sans faire l'objet d'un traitement ;
 - le réseau d'égouts unitaire qui canalise toutes les eaux usées du territoire qu'il dessert, que ces eaux soient d'origine domestique, pluviale, industrielle ou commerciale ;
 - Le réseau d'égout semi-séparatif qui est un réseau qui reçoit les eaux usées d'origine domestique et certaines eaux pluviales soit celles provenant des drains de fondation, des drains de toit plat et des entrées de garage situées sous le niveau du sol.

L'établissement d'un réseau d'assainissement d'une zone urbanisée s'avère important et de ce fait doit répondre à certains critères : assurer une évacuation correcte des eaux pluviales de manière à empêcher la submersion des zones, éviter toute stagnation dans les points bas après les averses et assurer également l'élimination des eaux usées ménagères, des eaux de vannes, et dans le cas échéant des eaux résiduaires industrielles.

Les réseaux d'assainissement sont constitués d'une succession de tronçons de conduites dont l'agencement a pour but d'assurer l'acheminement des eaux du lieu de leur production à celui de leur évacuation. Les éléments d'un réseau diffèrent quelque peu selon les types de réseau, étant donné que ceux-ci sont adaptés aux diverses catégories d'eaux à transporter (Brière, 1994).

Le choix entre les systèmes d'assainissement implique le respect des objectifs de qualité des eaux à rejeter dans le milieu naturel, des considérations techniques et des conditions locales, des considérations d'ordre économique, urbanistique d'avenir et politique (Coste et Loudet, 1980). Les collecteurs principaux et secondaires assurant l'évacuation rapide des effluents se situent sous les voies publiques. En général, un rouage incontournable pour l'équilibre du milieu récepteur est retrouvé en aval du réseau d'assainissement : la station d'épuration. Elle est conçue pour épurer les eaux usées et limiter l'apport en excès de matière organique et, dans certains cas, de substances minérales telles les nitrates et les phosphates dans les milieux récepteurs. Aussi, l'épuration des eaux usées permet de diminuer leur impact sur les écosystèmes aquatiques (Kosmala, 1998 ; Amahmid et *al.*, 2001 ; Lassabatère, 2002). En effet, les substances contenues dans un effluent peuvent constituer, à des concentrations spécifiques, un danger pour la communauté aquatique (Agence de l'eau, 2002).

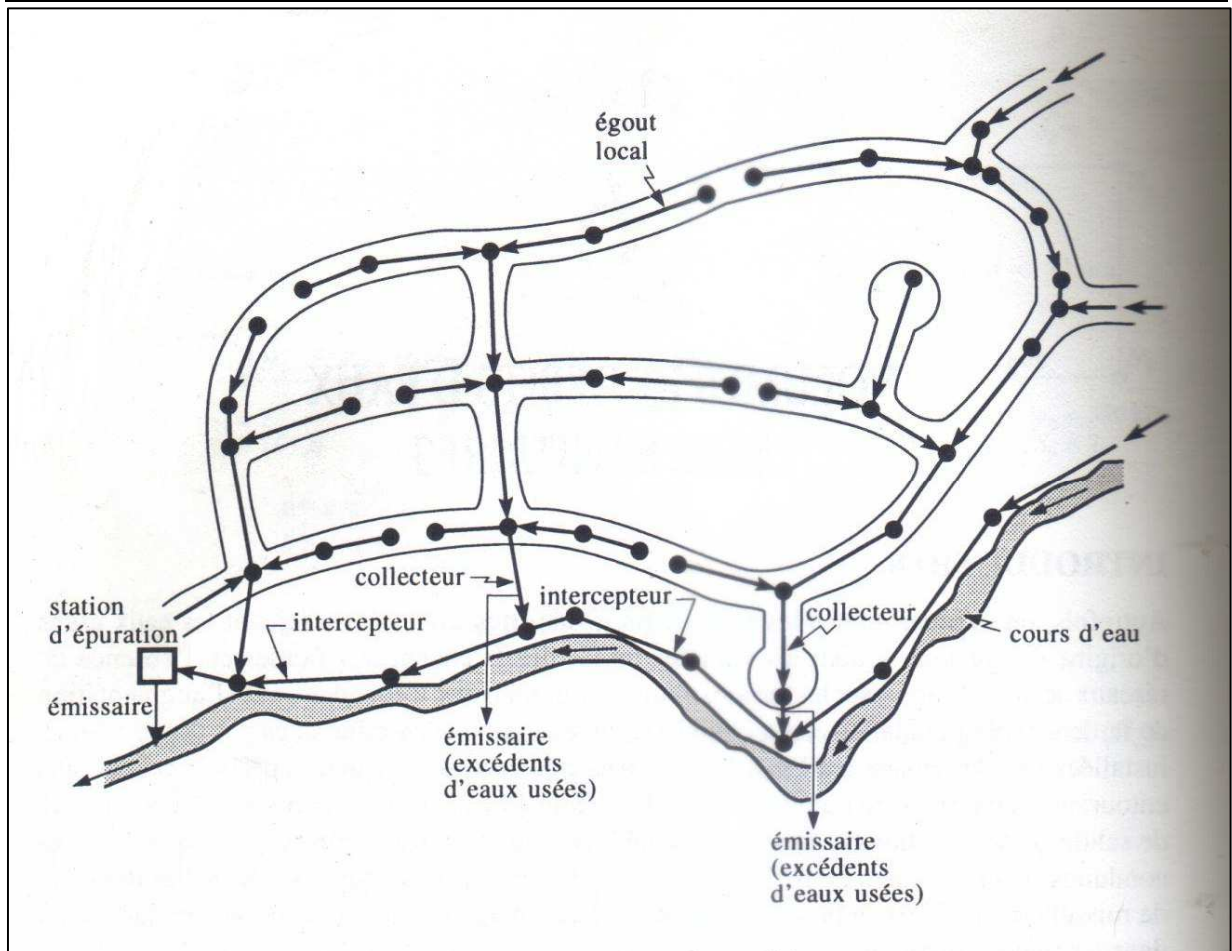


Figure 2 : Ossature d'un réseau d'égouts (Brière, 1994)

Les débits d'eaux usées ainsi que les masses polluantes véhiculées sont très variables d'un site de mesure à un autre car, ces deux paramètres sont fonction du volume des eaux claires et des eaux de lavage des activités professionnelles du bassin versant et des caractéristiques du réseau d'assainissement. En effet, ce dernier n'est pas seulement un système de transport des effluents mais il constitue un réacteur physico-chimique qui conditionne la qualité des effluents de temps sec et de temps de pluie (Grommaire-Mertz, 1998).

Le traitement des eaux usées des agglomérations peut être effectué par divers procédés. Ces derniers reposent sur des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Généralement,

quatre types de traitement regroupant tous les procédés sont appliqués aux rejets liquides:

(Emmanuel, 2001)

- pré-traitement (dégrillage, dessablage, ...);
- traitement primaire (décantation, sédimentation);
- traitement secondaire (épuration biologique);
- traitement tertiaire ou traitement physico-chimique (coagulation, floculation, filtration, désinfection, ...).

Selon le mode de traitement employé, on obtiendra des eaux traitées, qualifiées également d'eaux usées épurées, qui seront soit réutilisées, soit déversées dans un milieu récepteur. Il importe de signaler que la mise en place de filières de traitement nécessite une connaissance des substances à dégrader (Destain et *al.*, 2002).

4. Présentation du réseau de drainage de Port-au-Prince

4.1. Caractéristiques générales

Le réseau de drainage de Port-au-Prince est constitué de grands collecteurs à ciel ouvert et d'une batterie de collecteurs moyens, de conduites circulaires majoritairement en béton et de canaux rectangulaires (Léger, 2002). ces infrastructures sont construites dans la partie basse de la ville, dans les zones anciennement urbanisées. Le réseau se poursuit en montagne jusqu'à la ligne de crête et dans les zones d'urbanisation récente par des canaux naturels, à ciel ouvert, façonnés par le processus d'érosion. Certaines ravines sont traitées par des structures anti-érosives, notamment par le Ministère des Travaux Publics, des Transports et des

Communications (MTPTC) par le biais du projet de drainage des eaux pluviales de Port-au-Prince et par l'OSAMH dans le cadre de la protection du Morne l'Hôpital.

Ce réseau avait été conçu suivant le principe d'un réseau séparatif. En réalité, il fonctionne comme un réseau unitaire, c'est-à-dire qu'il charrie les eaux pluviales et les eaux usées domestiques et industrielles. Généralement, les eaux grises et une partie des eaux vannes s'acheminent au réseau d'égout pluvial par de petits canaux ou des conduites en PVC. Les branchements sur les canaux de drainage ne donnent lieu à aucune restriction, contrôle ou tarification. Ces eaux se déversent à la mer sans aucun traitement préalable, par les ménages, les industries et les centres de services urbains (hôpitaux, écoles, marché...).

4.2. Hydrologie

Le réseau hydrographique de la Région Métropolitaine de Port-au-Prince est formé des cours d'eau et ravines qui drainent les trois bassins versants de Saint-Marc au nord, de Cul de Sac au centre et de Léogane/Carrefour à l'ouest. Ces deux derniers bassins sont situés en partie dans l'aire métropolitaine. La conurbation métropolitaine n'est pas traversée par de cours d'eau. Elle l'est cependant par un nombre considérable de ravines sèches (vingt au moins) d'importance inégale. La majorité de ces ravines prennent naissance sur le flanc nord du Morne l'Hôpital ou dans les hauteurs de Pétion-Ville.

Le Morne l'Hôpital est drainé par un réseau d'une vingtaine de ravines dont les plus impressionnantes sont les neuf affluents de la Ravine Bois de Chêne. Ces dernières sont :

- La Ravine Juvénat

- La Ravine au Chat
- La Ravine Bois Patate ou Canapé Vert
- La Ravine de Mont-Joli
- La Ravine de Turgeau
- La Ravine de Débussy
- La Ravine de St-Rome constituée par la Ravine Bois Caïman et une branche de la Ravine Fond Diable
- La Ravine Maltèque
- La Ravine Bourgot

4.3. Hydrogéologie

Le flanc Nord du massif de la Selle constitue le « château d'eau » de la région de Port-au-Prince (TRACTEBEL, 1998). Il s'ensuit que les apports souterrains en eau depuis les reliefs vers les plaines se font principalement par l'intermédiaire des vallées qui drainent les calcaires (ou les basaltes), et notamment par celles des rivières principales. L'étude géologique de la zone de piémont de ces plaines montre cependant que les calcaires aquifères sont le plus souvent séparés des alluvions par des formations détritiques ou marneuses peu perméables (MTPTC, 1998). Le morne l'Hôpital est constitué d'un massif calcaire datant de l'Eocène allant de la Tête-de-l'Eau à l'est jusqu'à la Rivière Froide à l'ouest et couvrant une superficie d'environ 30 km². Il peut être divisé en deux grandes unités géomorphologiques :

- La partie Est, allant des ravines de Tête de l'Eau/Laboule et Bois de Chêne jusqu'à St-Jude (Ferrier), est constituée de calcaire, d'un carbonate de calcium presque pur, broyé, recimenté et siliceux par endroit ;

- La partie Ouest, allant de Decayette St-Jude, à Bertin Rivière Froide, est plutôt faite de calcaire marneux faiblement stratifié, se reposant dans la région de la Rivière Froide sur un conglomérat qui forme à certains endroits le lit de la rivière et à d'autres, les berges.

4.4. Nature des effluents

Dans un réseau d'assainissement unitaire, les eaux usées de temps sec peuvent être divisées en quatre catégories, suivant leur origine :

- eaux usées domestiques, produites par les habitants résidant sur le bassin versant ;
- eaux usées liées aux activités professionnelles sur le bassin versant : eaux usées « industrielles » issues des activités artisanales et commerciales du quartier, eaux usées produites par les personnes ne résidant pas dans le quartier (employés, clients, touristes...);
- eaux de lavage de la voirie ;
- eaux claires : fuites des réseaux d'eau potable et d'eau non potable circulant dans le réseau d'assainissement, infiltrations, fonctionnement des réservoirs de chasse.

Le système de drainage de Port-au-Prince est un système unitaire où sont mélangées les eaux pluviales aux eaux usées en temps de pluie. En absence de pluie, il charrie des eaux de temps sec présentant les caractéristiques citées ci-dessus. Il faut cependant noter qu'il n'y a pas lieu de considérer les eaux de lavage de la voirie dans le cas de Port-au-Prince car cette pratique est très rare sinon inexistante. Par ailleurs, les canaux et les ravines de Port-au-Prince reçoivent annuellement des milliers de tonnes d'ordures ménagères, des déjections humaines et des déchets divers provenant d'industries, d'hôpitaux, etc.

Les problèmes d'assainissement liés au réseau de drainage de Port-au-Prince se présentent sous trois aspects :

- 1) l'ensablement des dalots provoquant de grandes inondations à chaque pluie;
- 2) le déversement et l'amoncellement des immondices dans les canaux gênant le passage des eaux, constituant également un facteur de grandes inondations ;
- 3) la pollution potentielle de la baie de Port-au-Prince générée par les effluents urbains drainés par les canaux vers la mer.

B.- CADRE EXPERIMENTAL

1. Evaluation sommaire des dangers écologiques des effluents liquides urbains de Port-au-Prince

L'exposition des organismes aquatiques aux eaux usées polluées génère un danger lié à la présence de substances toxiques, ces derniers peuvent provoquer des effets néfastes sur l'environnement et les espèces vivantes (Rivière, 1998). En effet, la notion de danger est liée à la possibilité pour une substance, du fait de ses caractéristiques ou de ses propriétés intrinsèques, de provoquer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement, dans des conditions déterminées d'exposition (Razafindradrandra et Seveque, 1998).

Les eaux usées urbaines (Streck et Richter, 1997) et les eaux pluviales (Valiron et Tabuchi, 1992; Lassabatère, 2002) sont chargées en différents polluants (anions, cations, métaux lourds, polluants organiques, etc.). Dans de telles mixtures, les métaux lourds sont présents sous la forme dissoute (cations libres ou complexés) et sous forme particulaire, i.e., liés aux particules en suspension (Artières, 1987).

Partout dans le monde, le principe de précaution prédomine dans l'évaluation du caractère dangereux des rejets et des effluents, ce principe consiste à réduire la teneur des polluants ou substances indiquée dans les permis de rejet (Kinnersley, 1990). La directive des commissions européennes 98/15/EEC (1998) propose une valeur seuil pour des rejets d'eaux usées dans tous les états membres de l'union européennes. En Haïti, il n'existe pas de lois

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

régissant la limite d'émission de polluants dans les eaux usées ; les valeurs limites fixées par la législation française ont été considérées dans cette étude pour estimer les dangers générés par les eaux usées urbaines de Port-au-Prince sur l'écosystème de la baie.

Les principaux paramètres sélectionnés pour l'évaluation sommaire des dangers liés aux eaux usées urbaines sont : OD, DCO et métaux lourds (cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb et zinc).

Des concentrations en OD inférieures à 5 mgO₂/L peuvent indiquer la présence de polluants anthropiques qui affectent les organismes dans le milieu naturel par le biais des eaux usées. DCO, un polluant non-conventionnel, est parfois utilisé pour caractériser de façon globale les concentrations des polluants organiques. Cette mesure correspond à une estimation des matières oxydables dans les eaux usées, organiques et inorganiques (Rodier et *al.*, 1996). DCO peut aussi fournir des informations sur la présence des substances organiques qui ne peuvent être oxydés biologiquement en conditions aérobies (U.S. EPA, 1993). La plupart des métaux, (Cd, Pb, et Hg) sont très toxiques et bioaccumulatifs (Förstner et Wittman, 1979 ; Nriagu, 1987).

La démarche élaborée pour l'évaluation des dangers liés aux effluents du canal Bois de Chêne (figure 3) est basée sur une caractérisation de ces effluents en fonction de leur composition chimique (Mesure des paramètres globaux et des polluants minéraux).

Les résultats obtenus pour la caractérisation chimique (CC) des ELPAP sont comparés aux valeurs seuils (VS) établies pour la régulation des rejets. La législation française (MATE, 1998) fixe des valeurs limites pour les paramètres sélectionnés : DCO (125mg/L) ; Cd (0.2 mg/L) ; Zn (2 mg /L) ; Cr, Ni et Pb (0,5 mg/L). Pour le rapport $C_p/V_s > 1$ (C_p : Concentration du

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

paramètre ; V_s : Valeur seuil), Pour des concentrations supérieures aux valeurs seuils, la démarche indique la présence de substances dangereuses dans les effluents, lesquelles peuvent altérer l'organisation et la structure des organismes aquatiques dans l'écosystème de la baie. Dans ces conditions, la démarche recommande l'estimation de l'index de biodégradabilité des eaux usées en utilisant le rapport DCO/COT, dans le cas où ce rapport est supérieure à 3, la démarche indique la présence massive de substances difficilement ou non dégradables et suggère une évaluation détaillée des dangers générés par les ELPAP.

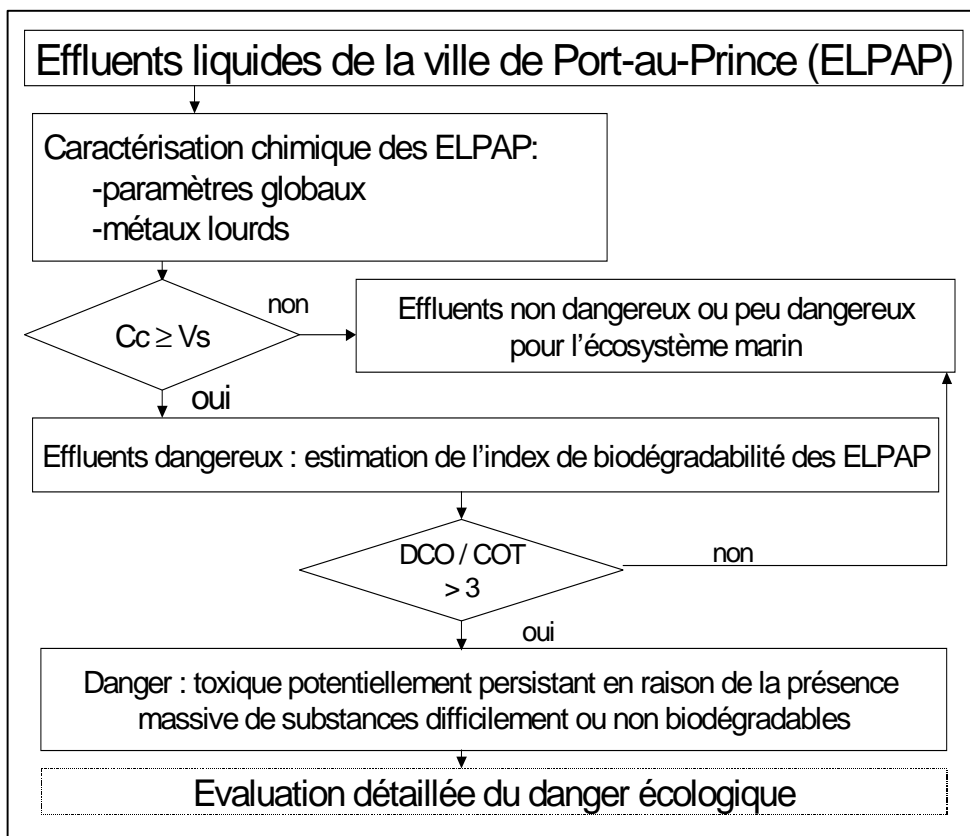


Figure 3 : Démarche élaborée pour l'évaluation des dangers environnementaux des ELPAP

La conservation de l'équilibre biologique de l'écosystème naturel contre les eaux usées urbaines brutes peut, dans une première approche, être évaluée par le biais des études de biodégradabilité des polluants contenus dans les effluents. La notion de biodégradabilité des substances organiques est présentée comme une fonction de la vitesse et de l'état complet de sa dégradabilité par les microorganismes (Sponza, 2003). Alors, les rapports DBO_5/DCO et DCO/COT sont en général utilisés pour analyser la capacité de dégradation des substances organiques. Dans cette étude, la mesure de DBO_5 n'est pas prise en compte. En effet, la détermination analytique de la DBO met en évidence la quantité d'oxygène nécessaire aux bactéries pour stabiliser les matières organiques dans des conditions aérobies (Sawyer et al., 2002). La DBO peut fournir de très bonnes informations sur la présence des matières organiques contenues dans une mixture, toutefois elle n'est pas un bon indicateur pour la présence de toutes les substances toxiques (U.S. EPA, 1998b). Puisque, les eaux usées urbaines sont riches en métaux lourds, lesquels sont très toxiques vis-à-vis des microorganismes (Académie des Sciences, 1998), le rapport DCO/COT a été retenu pour l'étude de l'index de biodégradabilité.

Gray et Becker (2002) ont proposé une équation semi-empirique pour déterminer le rapport entre la DCO exprimée en $mg\ O_2/L$ et le COT en $mg\ C/L$ ($DCO = 2.67\ COT$). Autres informations rapportées dans la littérature donnent un rapport DCO/COT égal à 3 souvent rencontré dans l'étude de la biodégradabilité de plusieurs eaux usées (Seiss et al., 2001), un rapport de 3 a été retenu comme la valeur seuil dans la démarche proposée.

2. Matériels et Méthodes

2.1. Site expérimental et points de prélèvements

Le canal Bois de Chêne, le plus grand collecteur du système de drainage de Port-au-Prince, est retenu pour le prélèvement des échantillons. Il s'oriente d'Est en Ouest vers la baie de Port-au-Prince, serpente l'espace administratif de la région métropolitaine de Port-au-Prince, principalement les communes de Pétion-Ville et de Port-au-Prince (Léger, 2002). Ce canal, d'une longueur de 10 Km environ, prend naissance au morne l'hôpital à plus de 400 m d'altitude dans les hauteurs de Pétion-Ville. Au cours des années 80, un tronçon de 2 Km a été aménagé en béton, allant du corridor Bois de Chêne (de coordonnées 18°30'10'' Latitude Nord et 72°20'35'' Longitude Est) à l'intersection des rues Harry Truman et Oswald Durand (de coordonnées 18°30'10'' Latitude Nord et 72°21'35'' Longitude Est). Les échantillons ont été prélevés sur ce tronçon (Figure 4) partant de l'hypothèse que les polluants pourraient être plus mobiles sur la partie structurée en béton que celle en terre où il peut y avoir adsorption de polluants dans le sol (Février, 2001).

Une série de 3 échantillons par point sélectionné a été effectué en utilisant la méthode de prélèvement manuel instantané durant la période allant du 2 au 6 septembre 2003. Huit points ont été sélectionnés sur le site expérimental pour prélever les échantillons à analyser, ils sont notés **P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8** (figure 4). Les échantillons ont été prélevés de **P8 à P1** afin d'écarter la possibilité qu'un échantillon ait été pris deux fois, en effet, l'écoulement sur tout le parcours du canal est rapidement variable ; des débris, des déchets et des sables obstruent le passage des eaux, ce qui engendre des difficultés pour effectuer des mesures de vitesse d'écoulement au niveau du canal. L'emploi de bouteilles en verre opaque a été fait. Au moment

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

du prélèvement, ces dernières ont été rincées trois fois avec l'eau à analyser puis complètement remplies, les bouchons placés de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air. Les échantillons sont soigneusement étiquetés et transportés à 4 °C jusqu'au LAQUE dans un laps de temps ne dépassant pas 3 heures. Pour les tests de métaux dissous, trois échantillons ont été prélevés du 16 au 18 mars 2004 sur le point 8 à l'exutoire du canal. Ils ont été transportés au laboratoire à 4 °C dans des récipients en polyéthylène. Les analyses ont été réalisées au Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels de l'INSA de Lyon.

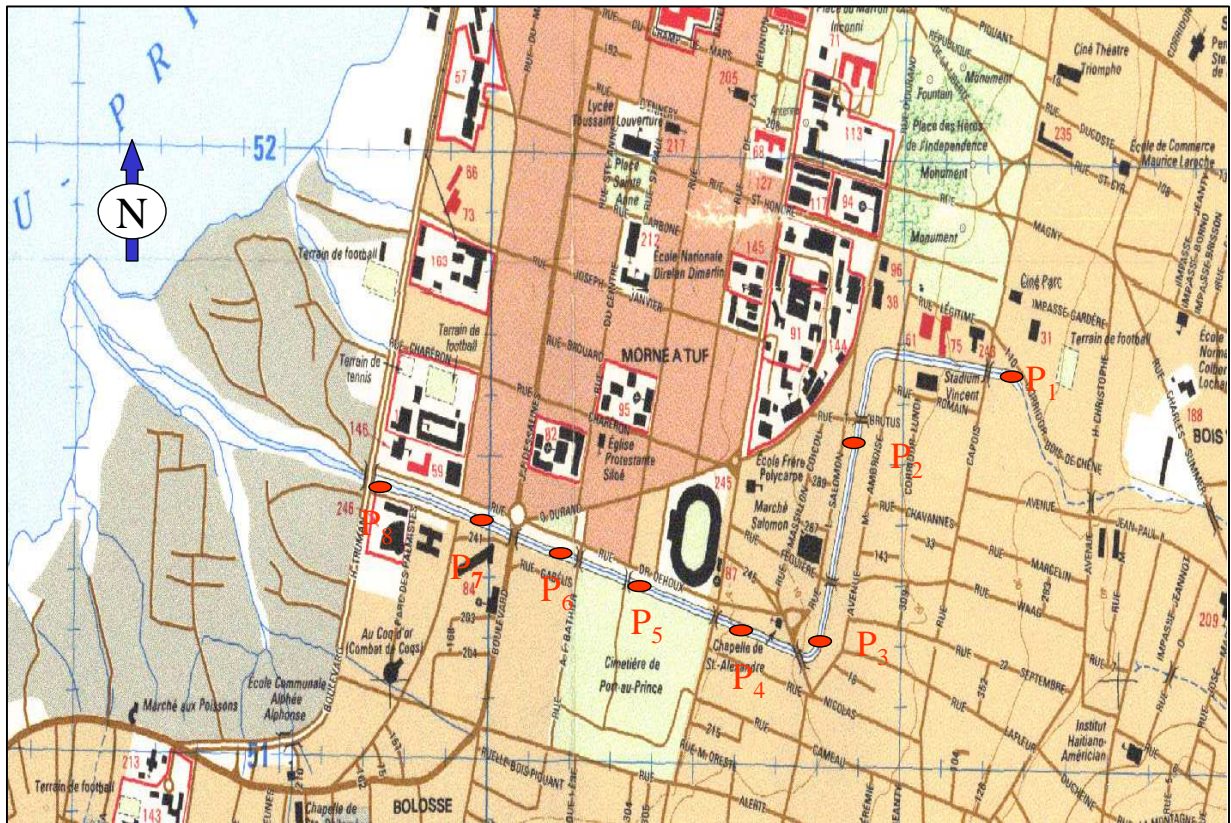


Figure 4 : Site expérimental et points de prélèvement

2.2. Analyses physico-chimiques

Un oxymètre WTW Cellox 325 a été utilisé pour la mesure de l'oxygène dissous. La détermination de la DCO a été faite sur des échantillons filtrés avec des membranes de 0,45 µm, dilués et mesurés par la méthode du dichromate de potassium en utilisant un spectrophotomètre HACH 2010 dont les procédures de test sont élaborés en support.

Les mesures de COT ont été évaluées en utilisant une droite de régression linéaire entre la COT (y, variable dépendante) et la DCO (x, variable indépendante) dans les eaux usées [$y = 0,1707x + 85,10$] cette dernière est estimée par une bonne corrélation linéaire ($r = 0,95$; $r^2 = 0,9$; Durbin-Watson statistic $DW = 1,96$; $P = 0,0039$) trouvée par Emmanuel et *al.* (2004).

La détermination des métaux a été réalisée, selon le protocole ISO 11 885, sur des échantillons filtrés à 0,45 µm, traités à l'acide nitrique pur ($pH < 2$) et passés à l'ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atom Emission Spectroscopy).

Pour les mesures de pH, un pH-mètre WTW pH 340ION a été utilisé. Cet instrument fonctionne au moyen de deux électrodes dont une de type métallique qui est l'électrode de référence et une électrode (spécifique à la mesure du pH) en verre.

Un conductivimètre (multifonction) WTW- LF330, fonctionnant avec une électrode a été utilisé pour la mesure de la conductivité. Il faut noter que les mesures de température, de potentiel d'hydrogène, de conductivité ont été effectuées in situ.

La méthode de Mohr a été utilisée pour le dosage des chlorures. Cette méthode consiste à doser les chlorures avec du nitrate d'argent et du chromate de potassium. En présence de nitrate

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

d'argent, les ions Cl^- sont mobilisés pour former du chlorure d'argent. Lorsque tous les ions chlorures ont été précipités sous forme d' AgCl , le nitrate d'argent réagit avec le chromate de potassium et un précipité rouge brique apparaît. Connaissant, la concentration de la solution d' AgNO_3 ($C_o = 10^{-2}$) dans 100ml de solution ($E = 100\text{ml}$), le volume nécessaire pour arriver à l'équivalence, la concentration des ions Cl^- dans la solution est donnée par la formule : $[\text{Cl}^-] = C_o * V_e / E$

C. RESULTATS ET DISCUSSIONS

Les tableaux 4, 5 et 6 résument les résultats obtenus sur les échantillons étudiés.

Tableau 4 : Résultats des analyses physico-chimiques

Point de prélèvements	T°	pH	Conductivité (µS/cm)	Chlorures (mg/L)	OD (mg/L)
P1	29.2	7.88	1291.33	383	3.49
	28 – 30.4	7.87 – 7.90	890 – 1864	149 – 407	3.21 – 3.90
P2	31.4	7.74	1588.66	334.33	3.52
	30 – 32.8	7.72 – 7.77	1300 – 1736	258 – 373	2.93 – 3.83
P3	29.9	7.62	1542.66	322	3.8
	28.2 – 31.2	7.57 – 7.68	1170 – 1998	223 – 443	3.42 – 4.54
P4	31.03	7.65	1441	294.66	3.11
	28.9 – 32.6	7.58 – 7.72	1223 – 1590	237 – 334	2.62 – 3.46
P5	31.4	7.67	1866,66	408	2.77
	29.7 – 33	7.63 – 7.71	1580 – 2260	332 – 512	1.75 – 3.37
P6	31.43	7.66	1850	403.33	2.64
	30.4 – 32.9	7.60 – 7.72	1540 – 2290	321 – 520	1.36 – 3.41
P7	30.96	7.55	1870.33	409	2.51
	28.5 – 33.5	7.35 – 7.72	1640 – 2231	348 – 505	1.35 – 3.03
P8	30.13	7.41	1810.33	393.33	2.85
	29 – 32.4	7.34 – 7.54	1560 – 2231	327 – 505	2.02 – 3.37

La température des échantillons durant les prélèvements oscillait autour de 28° à 33°5. Les valeurs du pH présentent une variation inférieure à l'unité et indique que les effluents ont un caractère légèrement alcalin (7,34 – 7,90). La variation de la conductivité (890 – 2290 µS/cm) indique une importante minéralisation et confirme la présence d'anions et de cations, les principaux constituants des eaux usées urbaines. Dès que la salinité d'un échantillon, exprimée par la conductivité et les chlorures, est inférieure à la salinité de la mer, celle-ci est peut être expliquée par la présence des sels métalliques, lesquels sont toxiques pour les organismes

aquatiques. Certains ions réducteurs inorganiques, les chlorures en particulier, peuvent être oxydés au cours de la détermination de la DCO et peuvent occasionner de grandes erreurs dans les résultats (Emmanuel, 2001). Les concentrations en chlorures obtenues sont largement inférieures à 2000 mg/l, par conséquent les résultats de DCO n'ont pas été interférés par les chlorures (Tardat-Henry, 1984).

Mesure des métaux lourds

Des concentrations en arsenic sont inférieures à la limite de détection de l'équipement (tableau 5). La même observation est faite pour les concentrations en cadmium sur les échantillons 1 et 2. De même pour les concentrations en plomb et Chrome sur l'échantillon 3. Les résultats pour les autres métaux analysés (Cr, Ni, Pb, Zn) sont inférieures aux valeurs seuils retenues. Les mesures des métaux ont été effectuées sur des échantillons filtrés, or le canal contient un important volume de sédiments, il se peut que les métaux soient sous forme de particules. En effet, un phénomène d'adsorption de métaux dissous sur les particules transportées par temps de pluie semble très probable ; et, plus les eaux urbaines transitent vers l'aval du bassin versant, plus les métaux sont sous forme particulaire (Garnaud, 1999) Dans ce cas, pour mieux comprendre leurs effets, il est nécessaire de procéder à la détermination des métaux dissous et particuliers.

Par ailleurs, en comparant les valeurs obtenues à celles fournies par Grommaire-Mertz (1998) (tableau 2), on note que la concentration en cadmium mesurée dépasse l'intervalle indiqué et les concentrations en plomb et en zinc sont largement inférieures aux valeurs maximales données.

Tableau 5 : Résultats des analyses de métaux lourds

	Unité	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Limite de détection	µg/L	0,928	4,6	1,77	1,71	3,26	0,327
Echantillon 1	mg/L	<DL	<DL	0,024	0,007	0,015	0,085
Echantillon 2	mg/L	<DL	<DL	0,028	0,006	0,012	0,229
Echantillon 3	mg/L	<DL	0,011	<DL	0,005	<DL	0,056

Résultats obtenus pour la DCO, le COT et estimation du rapport DCO/COT

Les concentrations en DCO (figures 5) sont dans certains cas supérieures aux valeurs fournies par Metcalf et Eddy (1991) pour les eaux usées domestiques (250 à 1000 mg/L de DCO). Les concentrations moyennes de DCO obtenues sont comprises entre 800 et 1300 mg/L (Tableaux 6). Cette forte concentration est due au fait que les rejets étudiés proviennent essentiellement des utilisations domestiques et commerciales, or de tels effluents sont chargés en matière organique (Dyer et *al.*, 2003). De plus, Il y a lieu de considérer l'apport de matières des eaux de percolation des déchets se trouvant dans le canal dans l'interprétation de la DCO. En effet, sur tout le parcours du canal, des déchets solides sont déversés par les riverains, or les déchets solides ménagers de Port-au-Prince sont essentiellement organiques (CWBI Ulg-FUSAGx, 2000).

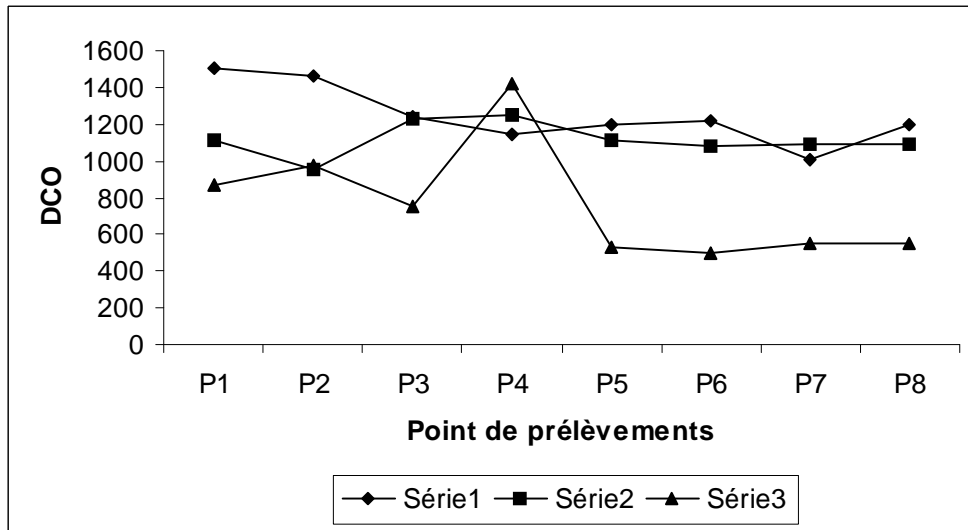


Figure 5 : Demande Chimique en Oxygène (DCO) pour les trois jours de prélèvement

Le dosage du Carbone Organique Total concerne tous les composés organiques volatils ou non, naturels ou de synthèse, présents dans les eaux résiduaires (cellulose, sucres, huiles, etc.). L'origine de ces composés organiques est liée aux activités humaines, industrielles et agricoles, ainsi qu'à des réactions naturelles (formation de substances humiques) (Tardat-Henry, 1984).

Dans les eaux usées urbaines classiques, les concentrations en COT sont généralement comprises entre 80 et 290 mg/L (Metcalf et Eddy, 1991). Dans les échantillons d'ELPAP (figure 6), les concentrations en COT obtenues sont dans l'intervalle (236-301 mg/L).

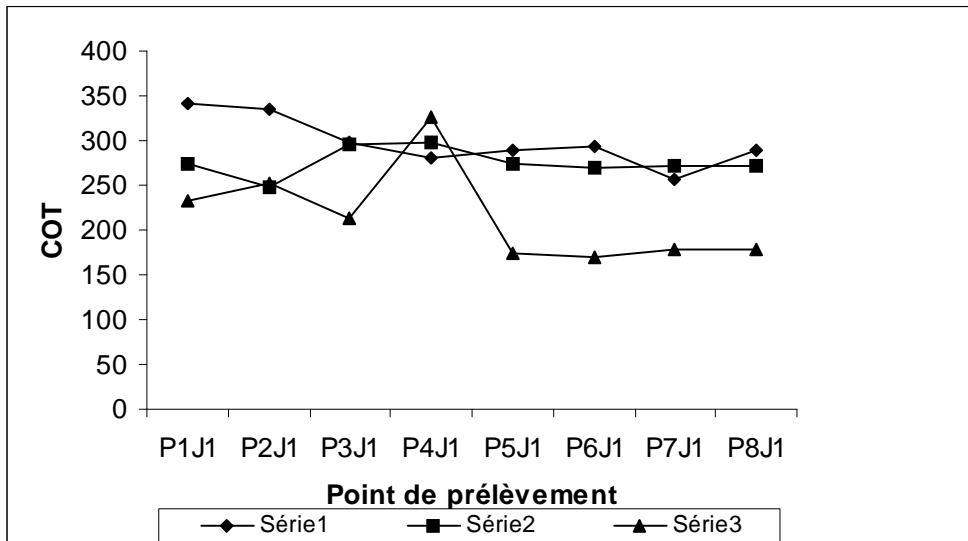


Figure 6 : Carbone Organique Total (COT) pour les trois jours de prélèvement

Les résultats obtenus pour le rapport DCO/COT sont compris entre 3.6 et 4.2, ce qui est largement supérieur au rapport (soit 3) fréquemment retrouvé pour les eaux usées urbaines (Seiss et *al.*, 2001). En effet, le rapport DCO/COT, permet dans certains cas de suspecter la présence de certaines familles de composés organiques (Acides Gras Volatils (AGV), composés organiques azotés, thiols ...).

Tableau 6 : Résultats de la DCO, du COT et du rapport DCO/COT

Points de prélèvement	DCO (mg/L)	COT (mg/L)	DCO/COT
P1	1155 865 – 1500	283 233 – 341	4.05 3.72 – 4.40
P2	1128.33 950 – 1460	277.66 247 – 334	4.03 3.84 – 4.37
P3	1073.33 750 – 1240	268.33 213 – 297	3.95 3.52 – 4.18
P4	1268.33 1140 – 1415	301.66 280 – 327	4.20 4.08 – 4.33
P5	945 525 – 1200	246.66 175 – 290	3.72 3.00 – 4.04
P6	933.33 500 – 1220	244 170 – 293	3.70 2.93 – 4.16
P7	883.33 550 – 1090	236 179 – 271	3.67 3.07 – 4.02
P8	946.66 550 – 1200	246.66 179 – 290	3.74 3.07 – 4.14

Oxygène dissous

Les valeurs obtenues pour l'oxygène dissous sont comprises entre 1,35 et 4,05 mgO₂/L, lesquelles sont inférieures à 5 mgO₂/L. Ces résultats indiquent la présence de substances dangereuses dans l'ELPAP qui peuvent provoquer un déséquilibre biologique sur les poissons et la communauté d'invertébrés (USEPA, 1986 ; Metcalf & Eddy, 1991 ; Kosmala, 1998). Les concentrations en oxygène dissous augmentent graduellement de P1 à P3 et diminuent de P4 à P7; l'oxygène dissous a subi une légère augmentation en aval du canal au P8 (figure 7).

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

Il est intéressant aussi de noter qu'un effluent de sortie de STEP présente généralement une teneur en O₂ inférieure à 4mg O₂/l et il a été établi qu'un tel effluent provoque des perturbations au niveau de la communauté d'invertébrés benthiques (Kosmala, 1998).

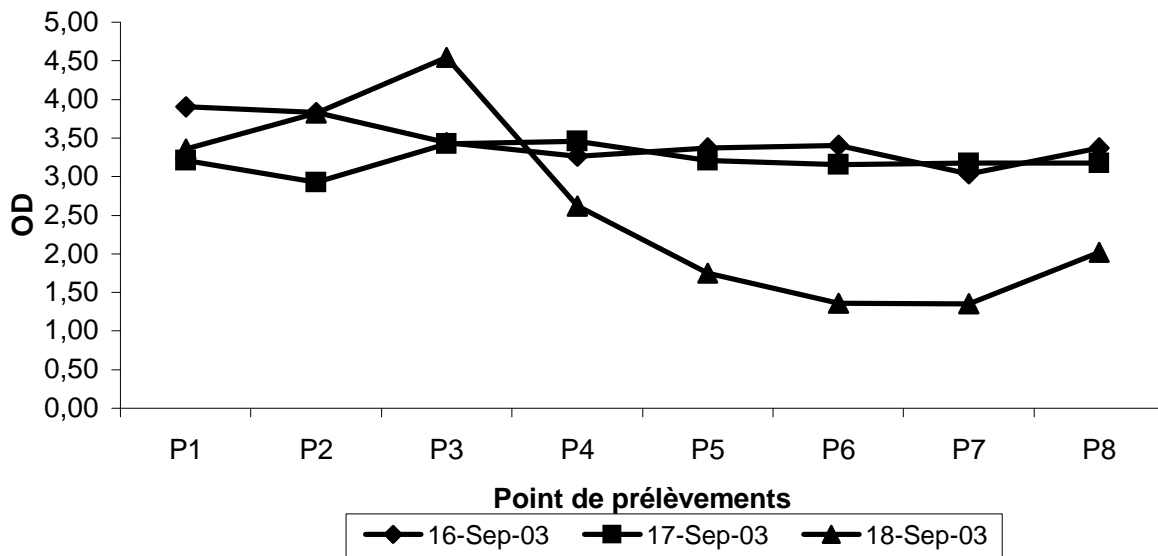


Figure 7 : Oxygène Dissous (OD) pour les trois jours de prélèvement

Les teneurs en OD traduisent un milieu appauvri en O₂ et peuvent être dues à une importante concentration en nutriments dans les eaux usées du canal (Dyer et *al.*, 2003). En effet, Eriksson et *al.* (2001) présentent des mesures de concentrations en oxygène dissous réalisées sur les eaux grises générées par les ménages, elles sont dans l'intervalle suivant : 0,4 – 5,8 mgO₂/l. Les faibles concentrations en OD dans les échantillons pourraient être dues aux réactions de dégradation biologique des matières organiques contenues dans le canal. Ces réactions ne consomment pas seulement de l'oxygène mais aussi produisent de l'ammoniac provenant de la décomposition des composés azotés organiques. L'ammoniac n'a pas été mesuré dans cette

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

étude, cependant il est reconnu comme toxique à des concentrations autour de 0,5 mg/L vis-à-vis des espèces aquatiques, spécialement les formes les plus avancées tels les poissons(Zimmo et al., 2004).

La démarche élaborée montre aussi qu'une évaluation sommaire et rapide des eaux usées urbaines sur l'écosystème naturel peut être réalisée à faible coût et rapidement. En conclusion, les différents résultats obtenus à partir de l'application de l'approche montrent que les ELPAP peuvent causer d'importantes nuisances sur les organismes aquatiques de l'écosystème de la baie. Toutefois, elle nécessite d'être approfondie par la mise en œuvre d'essais d'écotoxicité sur les 3 premiers niveaux d'organisation trophique.

D. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Cette étude, sur les eaux usées urbaines de Port-au-Prince, s'inscrit dans le cadre des travaux de recherche sur « **la caractérisation physico-chimique, biologique et écotoxicologique des effluents liquides rejetés dans la baie de Port-au-Prince** » que réalisent conjointement le LAEPSI (INSA de Lyon), le LAQUE (UniQ), le L.S.E. (ENTPE) et le laboratoire d'écotoxicologie de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon. Son objectif était d'élaborer une démarche permettant l'évaluation sommaire des dangers environnementaux générés par les eaux usées urbaines sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince, et de l'appliquer sur les eaux usées provenant d'un canal du réseau de drainage de la même ville.

A partir d'une étude bibliographique réalisée sur les eaux usées urbaines, nous avons élaboré un cadre expérimental qui consiste en :

- la mise en place d'une procédure d'évaluation des dangers en fonction de certains paramètres physico-chimiques comparés aux valeurs seuils fixées par les normes européennes ;
- la détermination de ces paramètres

A l'issue de ces deux premières parties, nous avons abordé la phase d'interprétation des résultats où nous avons constaté que :

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

- les eaux usées urbaines de Port-au-Prince ont une charge organique très élevée ; on note une valeur de DCO 12 fois supérieure aux seuils fixés par les normes européennes, ce qui peut être préjudiciable à l'écosystème de la baie ;
- le rapport DCO/COT varie entre 2,93 et 4,40, avec une valeur moyenne de 3.66 ce qui traduit une faible biodégradabilité des substances contenues dans ces effluents ; donc une probable disponibilité de substances non dégradées et toxiques pour les microorganismes ;
- les valeurs obtenues pour l'oxygène dissous sont très faibles, ce qui traduit l'existence d'un danger toxique potentiellement persistant par manque d'oxygène pour dégrader les substances ;
- les métaux lourds sont faiblement présents sous la forme dissoute, à l'exception du cadmium (0,011 mg/L) et du zinc (0,056mg/L - 0,229mg/L) qui ne dépassent pas les valeurs seuil mais se trouvant à des concentrations relativement élevées, ce qui peut générer un effet toxique chronique dû à la bioaccumulation.

Au delà des informations quantifiées que fournit ce travail sur le danger potentiel que représentent les eaux usées du réseau de drainage de Port-au-Prince, il constitue la première contribution à la caractérisation physicochimique des eaux usées. Cette démarche novatrice devra désormais être poursuivie par d'autres mesures.

En effet, la diversité des rejets dans le réseau de drainage nécessitent à l'avenir d'étendre également les recherches en procédant à :

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

- la détermination d'autres paramètres physico-chimiques tels les nitrates et les phosphates qui sont principalement responsables de l'eutrophisation du milieu récepteur ;
- la mesure de métaux particuliers car les métaux lourds liés aux particules sont très dangereux pour les organismes aquatiques fousseurs ;
- des bioessais qui révèlent les effets directs des rejets sur les organismes aquatiques ;
- des analyses tant sur les échantillons de temps sec (eaux pluviales non comprises) que sur ceux de temps de pluie (eaux pluviales comprises).

Ces résultats permettront de mieux comprendre les dangers environnementaux générés par les eaux usées urbaines de Port-au-Prince sur l'écosystème de la baie..

Références bibliographiques

ACADEMIE DES SCIENCES, Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion. Rapport N° 42, Paris: Lavoisier Tec&Doc, 440 p., **1998**.

ADAM S.M. and GREELEY M.S. Ecotoxicological indicators of water quality : using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 123:103-115, **2000**.

AGENCE DE L'EAU, Guide Technique #7 Pollution toxique et écotoxicologique, Rhône Méditerranée – Corse, **2002**.

ARTIERES O. Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. Thèse. Université Louis Pasteur de Strasbourg, 214 p., **1987**.

BLANCHARD J.M. et NAVARRO A. L'eau et l'environnement, Support de cours : Institut National de Sciences Appliquées de Lyon, **1982**.

BLASCO E. J., Analisis de agua y desagues. Ediciones banco de libros, Lima, **1998**.

BOISSON, J.-C. Impacts des eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques, Etat des connaissances Bulletin des laboratoires des Ponts et chaussées - 214 - mars-avril 198 - réf. 4185 - pp. 81-89, **1998**.

BRIERE F.G. Distribution et Collecte des eaux Edition de l'Ecole Polytechnique de Montréal, **1994**.

CHOCAT B., THIBAUT S., SEGUIN D. Hydraulique urbaine et assainissement, **1993**.

COLANDINI V. Effet des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : Qualité des eaux et devenir des métaux lourds. Thèse Chimie et microbiologie de l'eau. Université de Pau et de l'Adour, **1997**, 278 p.

COPIN A., Analyse des eaux naturelles et résiduaires, Support de cours, **1984**.



COSTE C., LOUDET M. Guide de l'assainissement en milieu urbain et rural, Paris, **1980.**

CWBI Ulg-FUSAGx. Centre Wallon de Biologie Industrielle. Atlas des décharges d'ordures ménagères dans les pays en développement, **2000.**

DESTAIN J., ANTOINE P., EVRARD P., THONART P. Traitement biologique des eaux usées, le cas des bacs à graisses, Colloque international, Gestion intégrée de l'eau en Haïti, Université Quisqueya, Haïti, **2002.**

DYER S. D., PENG C., MCAVOY D.C., FRENDINGER N. J., MASSCHELEYN P., CASTILLO L.Y. AND LIM J.N.U. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the balatuim River, the Philippines, Pergamon, Chemosphere 52, pp 43-53, **2003.**

EATON A.D., CLESCERI L.S., GREENBERG A.E. "Standard Methods" American Public Health Association , Washington, **1995.**

EMMANUEL E. Utilizacion de sedimentacion laminar commo tratamiento intermedio entre un reactor de flujo ascendente y un filtro percolador. DEA, **1992.**

EMMANUEL E. Caractérisation analytique des effluents hospitaliers et évaluation des risques écotoxicologiques. DEA, INSA de Lyon, **2001**

EMMANUEL E et AZAËL. Les eaux usées et le développement économique en Haïti : crises et réponses. Actes de la Conférence Internationale de l'UNESCO 3-6 juin 1998 "L'eau : une crise imminente", UNESCO PHI, ed. Zebidi, Technical Documents in Hydrology, 1998.

EMMANUEL E., KECK G., BLANCHARD J.-M., VERMANDE P., PERRODIN Y. Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. Environment International (ARTICLE IN PRESS), **2004.**

ERICKSSON E., AUFFARTH K., HENZE M. AND LEDIN A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*. pp. 85-104, **2002**.

EUROPEAN COMMISSION. Directive 98/15/EEC amending Council Directive 91/271/EEC: Urban wastewater treatment. Brussels; 1998. *Off. J. of European Communities* N° L 67/29-30 (7 March 1998).

FÉVRIER L. Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté, Approche en colonnes de laboratoire. *Thèse*. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, **2001**.

FÖRSTNET U. AND WITTMANN G.T.W. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin : Springer-Verlag, 486 p., **1979**.

GARNAUD S. Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. *Thèse*. Ecole nationale de ponts et chaussées, **1999**

GASPARD S. Traitement et épuration des eaux. Colloque international, Gestion intégrée de l'eau en Haïti, Université Quisqueya, Haïti, **2002**.

GAUJOUS D. La pollution des milieux aquatiques : Aide-Mémoire. Technique & Documentation-Lavoisier, Paris, **1993**.

GRAY S.R. & BECKER N.S.C. Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban water*, 4:331-346, **2002**.

GROMMAIRE-MERTZ M. C. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, Caractéristiques et origines. *Thèse*. Ecole nationale de ponts et chaussées, **1998**

HOLLY G. Les problèmes environnementaux de la région métropolitaine de Port-au-Prince, **1999**.

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

IBERINSA (Iberica de Estudios e Ingeniera S.A.), Problématique de l'Environnement dans le Secteur Industriel. Séminaire : Industrie et Environnement, Haïti, **2001**.

KARR J.R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1:66-84, **1991**.

KINNERSLEY D. Discharge consent and compliance policy: a blueprint for the future. NRA (National Rivers Authority) Water Quality Series, No. 1, Bristol; UK, **1990**.

KOSMALA A. Evaluation écotoxicologique de l'impact des effluents de stations d'épuration sur les cours d'eau : intérêt d'une approche intégrée. Thèse. Université de Metz, **1998**.

KUMMERER K. Drugs in the environment : emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – A review. *CHEMOSPHERE* 45:957-969, **2001**.

LANOIX J.N., ROIX M.L. Manuel du technicien sanitaire, OMS, Genève, **1976**.

LASSABATERE L., Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb et Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté par l'introduction de géotextiles. Thèse. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, **2002**.

LE GROUPEMENT SCP-GERSAR/LAVALIN/LGL S.A. Schéma directeur d'assainissement pour la région métropolitaine de Port-au-Prince. MTPTC, Haïti, **1998**.

LEGER R. J. Gestion partagée des infrastructures de drainage et d'assainissement : cas des municipalités en situation amont/aval (Pétion-Ville/Port-au-Prince). Colloque international, Gestion intégrée de l'eau en Haïti, Université Quisqueya, Haïti, **2002**.

LESTER J.N. Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes. CRC Press, 183 p. 1987.

MATE (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement). Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature



Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation. J.O (Journal Officiel) n° 52 du 3 mars **1998** page 3247, Paris.

MENORET M.C. Elimination biologique du phosphore. Thèse. Institut des Sciences Appliquées de Lyon, **1984**.

METCALF & EDDY, INC. Wastewater Engineering: Treatment, disposal, and reuse. 3rd ed. Revised by Tchobanoglous G., Burton F.L. Irwin/McGraw-Hill, New York, **1991**.

MIKKELSEN P.S., HÄFLIGER M., OCHS M., TJELL J.C., JACOBSEN P., BOLEER M. Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. the Sciences of the Total Environment, vol. 189/190, pp. 341-347, **1996**.

MTPTC (Ministère des Travaux Publics, Transports, Communication), Schéma directeur d'assainissement pour la région métropolitaine de Port-au-Prince. Le Groupement SCP-GERSAR/SNC-LAVALIN/LGL S.A, Port-au-Prince, **1998**.

NIEMCZYNOWICZ J. Urban hydrology and water management - Present and future Challenges. Urban Water, pp.1-14, **1999**.

NRIAGU J.O. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons Inc., New York, 272 p., **1987**.

PLASSARD F., WINIARSKI T., PETIT-RAMEL M. Retention and distribution of three heavy metals in a carbonated soil : comparison between batch and unsaturated column studies. Journal of Contaminant Hydrology, vol. 42, pp. 99-111, **2000**.

POLLARD S. and SIMANOWITZ A.) Enviromental flow requirements: A social dimension. In. Pickford J. (1997) Water and sanitation for all – Partnerships and innovations. Proceeding of

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

the 23rd WEDC Conference, Durban, South Africa. Loughborough University, Leicestershire, pp 293-295, **1997**.

RAZAFINDRADTANDRA Y. ET SEVEQUE J.L. Sites pollués et potentiellement pollués. Identification et contrôle juridique et technique. Collection Environnement. Paris, Victoires Editions, 256 p., **1998**.

RIVIERE J-L., Évaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.C.O.R.D., Lavoisier Tec & Doc, Paris, 230 p., **1998**.

RODIER J. L'analyse de l'eau, 8^e ed. Dunod, Paris, **1996**.

SAGET A., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. The first flush in sewer systems Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 101-108. **1996**.

SAWYER C.N., Mc-CARTY P.L., PARKIN G.F., Chemistry for environmental engineering and sciences. 5th edition. McGraw-Hill, New York, ISBN: 0072480661, **2002**.

SCHIFF K., BAY S., STRANSKY C., Characterization of storm water toxicant from an urban watershed to freshwater and marine organisms, elsevier, urban water, pp 215-224, **2002**.

SEISS M., GAHR A., NIESENER R., Improved AOX degradation in UV oxidative wastewater treatment by dialysis with nanofiltration membrane, Pergamon, Germany pp 3242-3248, **2000**.

SPONZA D.T. Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey. Ecotoxicology and Environmental Safety, 54:74-86, **2003**.

STRECK T. and RICHTER J. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale : I. Measurements and parametrization of sorption. J. Environ. Qual., 26:49-56, **1997**.

TARDAT-HENRY M. Chimie des eaux, Les éditions le Griffon d'Argile Inc., Québec, **1984**.



Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

USEPA (United States Environmental Protection Agency) Ambient water quality for dissolved oxygen. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, EPA/PB86-208253.) 1986.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Rules regulations 40 CFR parts 63, 261 and 430 National emissions standards for hazardous air pollutants for source category: Pulp and paper production; effluents limitations guidelines, pretreatment standards and new source performance standards pulp, paper, and paperboard category; final rule. Federal register, 1998b, Vol 63, 72:18503-18552.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) Training manual for NPDES permit writers. Washington, DC, EPA/833/B-93/003, **1993**.

VALIRON F. Gestion des eaux, principes - moyens – structures. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, **1990**.

VALIRON F., TABUCHI J.P. Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : Etat de l'Art. Paris : Tec et Doc Lavoisier, 564 p., **1992**.

VERMANDE P., RACCURT C., Haiti : Ecosystème et ressources marines Audience magazine, **2001**.

ZIMMO O.R., VANDER STEHEN N.P., GIJZEN H.J., Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds, Water Research, pp 913-920, **2003**.



Annexe

XXIX Inter-American Congress of Sanitary and Environmental Engineering, San Juan, Porto Rico, August 22-27, 2004
Communication orale: XIV-Emmanuel-Haïti-1

ENVIRONMENTAL HAZARD ASSESSMENT OF UNTREATED URBAN WASTEWATER ON THE ECOSYSTEM OF PORT-AU-PRINCE BAY

Evens Emmanuel¹, Yves Perrodin², Kettly Théléys¹, Myrline Mompoin¹, Jean-Marie Blanchard³

¹Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya, BP 796 Port-au-Prince, Haïti

²Laboratoire des Sciences de l'Environnement, École Nationale des Travaux Publics de l'État, Rue Maurice Audin 69518

Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels, Institut des Sciences Appliquées de Lyon, 20 avenue Albert Einstein, 69621 Villeurbanne Cedex

SUMMARY

The bay of Port-au-Prince is served as disposal system for untreated wastewater coming from rain, residential areas, industries and manufacturing plants. The presence of contaminants into untreated urban wastewater pose a significant concern to biological equilibrium of the bay ecosystem. The aim of this study was (i) to implement an environmental hazard assessment framework of untreated urban wastewater, (ii) and to apply it on urban wastewater coming from an open channel of the combined sewer system of Port-au-Prince. COD and heavy metals have been considered by the main environmental stressors. The characterization of the environmental hazards of wastewater on the bay ecosystem, was

* Corresponding author. Tel : (509) 221 4330; Fax: (509) 221 4211 e-mail : evemm1@yahoo.fr



Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

studied by comparing the obtained results for the selected parameters with threshold values on effluents discharge. COD maximum concentration (1300 mg/L) was greater than the European threshold value for COD. In order to complete these first results, it is necessary to conduct a detailed environmental hazard assessment of the Port-au-Prince Urban Wastewater (PAPUW) on the bay by carrying out other physicochemical analysis and bioassays.

Keywords : urban wastewater, environmental hazards, COD, heavy metals

INTRODUCTION

The bay of Port-au-Prince represents a narrow zone of 15 km wide. All the watersheds around the city end at the bay, which becomes thus the natural receptacle of all rain waters. However, these waters carry along household wastes, sludge from pit latrine and sewage matters, which contribute largely to the pollution of the bay (Emmanuel et Azaël, 1998). The impact of urban wastewater on aquatic ecosystems is reported in the literature (Dyer, 2003). Indeed, the discharge of contaminants in natural water bodies pose a significant concern to water quality and to the health of aquatic organisms. The environmental hazards generated by wastewater on water quality is not merely due to the varied types of pollutants that impact these systems, but also to the many ways that pollutants can affect the health of aquatic organisms (Adams and Greeley, 2000).

In Port-au-Prince, the marine ecosystem is thus liable to suffer locally very serious damages caused by the direct discharge of noxious and toxic effluents. Untreated wastewater discharge into the bay puts in evidence three categories of risk: (i) human health risk due to fish morbidity, bacteriological contamination of shell-fish and beaches, (ii) ecotoxicological risk due to ecological modifications such as the sterilization of the sea bottoms, the decrease of the transparency by suspended matters, and the supply of supplementary nutrients, (iii) a risk of an economical unbalance (MTPTC, 1998). Indeed, in the developing countries fish represent the only source of protein for poorer families and fishing an important source of employment (Pollard and Simanowitz, 1997).



Among the three categories of risk, a preliminary ecological hazard assessment of chemical constituents of Port-au-Prince untreated wastewater on the bay could be undertaken by taking into account the adverse effects of increased biological oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), and reduced dissolved oxygen (DO). Indeed, elevated levels of organic wastes from residential areas, industries, manufacturing plants cause increases in oxygen demand due to the concomitant increase in biological decomposition (Dyer et al., 2003). Constant discharge of chemical substances in aquatic ecosystems may also cause changes in biotic community structure and function, otherwise known as biotic integrity (Karr, 1991). The aim of this study was (i) to implement an environmental hazard assessment framework of untreated urban wastewater, (ii) and to apply it on urban wastewater coming from an open channel of the combined sewer system of Port-au-Prince.

EXPERIMENTAL SECTION

The contact of untreated wastewater with the elements of the aquatic ecosystems generates a danger which is linked to the existence of hazardous substances, i.e., which have the potentiality to exercise negative effects over the environment and the living species (Rivière, 1998). The notion of hazard is linked to the possibility of a chemical substance, of the fact of its intrinsic properties or its characteristics, to provoke harmful effects to human and the environment at determined conditions of exposures (Razafindradrandra et Seveque, 1998).

Everywhere in the world, the precautionary principle predominates in the assessment of wastewater discharges and effluents, i.e. the reduction of specific pollutants or substances in the framework of emission policies (Kinnersley, 1990). European Commission Directive 98/15/EEC (1998) proposes a wastewater pollutant emission limit for all the member states of the European Union. Since, Haiti does not have regulation on emission limit of pollutants in wastewater, French legislation has been considered in this study to assess, in absence of treatment, the generated hazard of PAPUW on the bay ecosystem.

Urban wastewater (Streck and Richter, 1997), and rain waters (Valiron et Tabuchi, 1992; Lassabatère, 2002) are loaded of different pollutants (anions, cations, heavy metals, organic pollutants, etc.). In these kind of mixtures, heavy metals are presented under dissolved form (free cations or complexing) and under particle form, i.e., linked to suspended particles (Artières, 1987).

DO values could provide information on man-induced stressors, which the aquatic organisms would experience when a natural aquatic ecosystem receives untreated urban wastewater. Indeed, the biodegradation of organic matters requires important concentrations in DO. Concentrations of DO in urban wastewater less than 5 mgO₂/L, critical concentration to the survival of living things in the natural ecosystem, could thus attribute to the presence of organic or inorganic oxidizable substances, which may have harmful effects on fish and invertebrate communities (USEPA, 1986). In absence of information on the different chemical substance of the wastewater, the COD parameter is sometimes used to characterize in global manner the concentrations of organic pollutants. Its measure corresponds to an estimation of presented oxidizable matters in wastewater, whatever their origin organic or inorganic (Rodier et al., 1996). COD can also provide information on the presence of organic substances which can not be oxidized by aerobic biological process (U.S. EPA, 1993). Among the main present heavy metals Cd, Pb, Hg are highly toxic and have a bioaccumulation tendency (Förstner and Wittman, 1979 ; Nriagu,1987).

The conceptual framework for primary hazard assessment of PAPUW (figure 1), is based on a characterization of the hospital effluents in function of their chemical composition (measurement of global parameters and mineral and organic pollutants). The main selected parameters for the primary hazard assessment of urban wastewater were: COD and heavy metals (arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc).

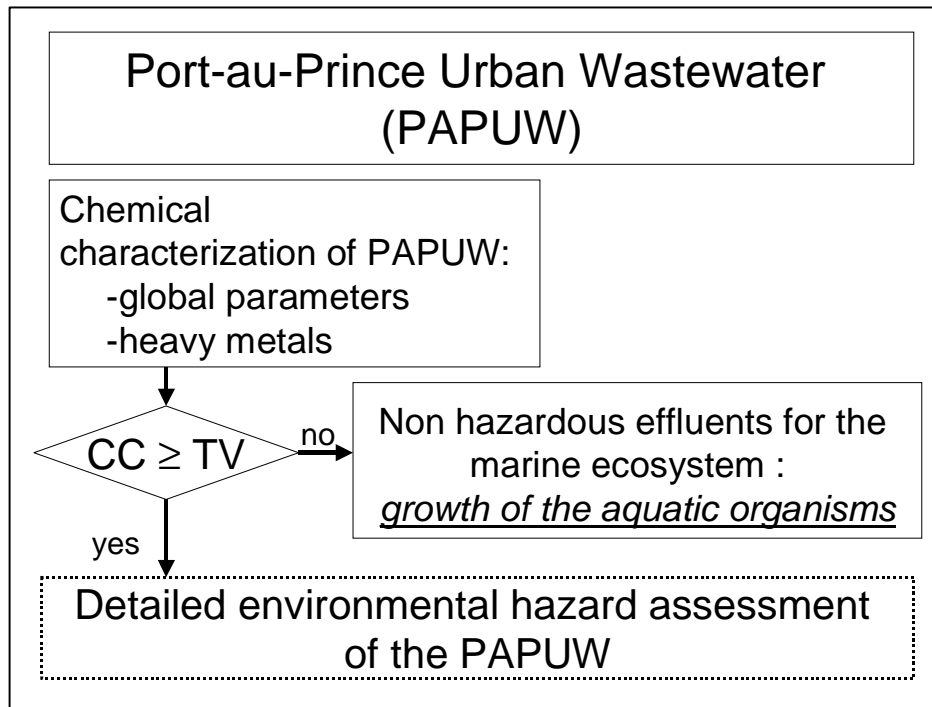


FIGURE 1 : Conceptual framework for environmental hazard assessment of PAPUW

The obtained results for the chemical characterization (CC) of PAPUW have been compared with threshold values (TV) which were established in regulations on effluents discharge. The framework is based on the measurements of COD and heavy metals. French legislation (MATE, 1998) fixes the following threshold value for the other selected parameters: COD (125 mg/L); Cd (0.2 mg/L), Zn (2 mg/L), Cr, Ni et Pb (0.5 mg/L). For any COD and heavy metals concentration greater than the fixed threshold value or any ratio $P_c/V_t > 1$ (P_c : pollutant concentration; V_t : threshold values), the framework recommends the estimation of the biodegradability index of the wastewater.

MATERIALS AND METHODS

Sampling

Bois de Chêne channel (figure 2), the biggest collector of the rain sewage system of Port-au-Prince has been retained for the campaigns of sampling. 3 samples have been collected on 8 points predefined of the channel from 8th to 18th March 2004. Samples for metal measurements were collected only on the 8th point. Water samples were collected by means of a telescopic perch in a 1-L glass flask. All water samples were kept at 4°C and transported to the laboratory in less than 3 hours.

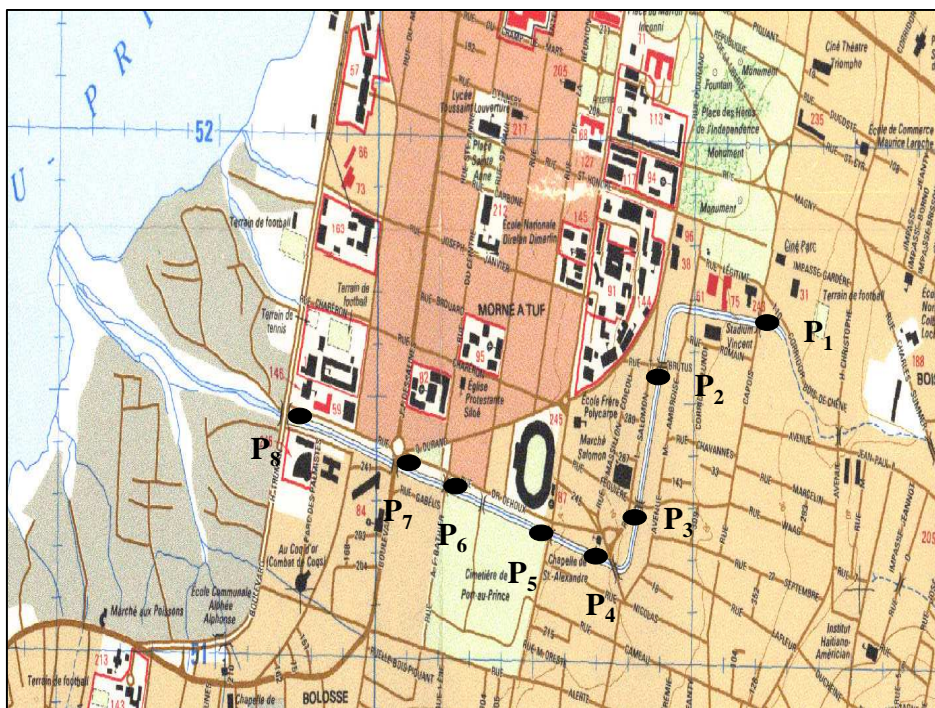


FIGURE 2: The study area including the sampling points

Physicochemical analysis

An oxygen sensor WTW Cellox 325 was used in the determination of dissolved oxygen. COD was carried out on diluted and filtered samples at 0.45 μm and measured by the potassium dichromate method using a HACH 2010 spectrophotometer and the test procedure provided by the supplier.

Heavy metals have been determined according to ISO 11 885 protocol on filtered sample (0.45 µm) and acidified using nitric acid (pH<2) and using ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atom Emission Spectroscopy).

pH: For the measurement of this parameter a pH-meter WTW pH 340 ION was used. This instrument has 2 electrodes: an electrode of reference, metal type and an electrode (specific to the measurement of the pH) out of glass. Conductivity was measured directly on the sites of study using a multipurpose potentiometer WTW - LF 330 provided with specific electrodes.

The method of Mohr was used for proportioning chlorides with silver nitrate and potassium chromate. In the presence of silver nitrate, the ions Cl are mobilized to form cerargyrite. When all the ions chlorides precipitated under AgCl form, silver nitrate reacts with chromate of potassium and a red precipitate brick appears. Knowing the concentration of the solution of AgNO₃ (Co = 10⁻² M) in 100 ml of solution (E = 100 ml), volume necessary to arrive at equivalence (Ve), the concentration of the ions Cl in the solution is given by the formula: $[Cl^-] = Co * Ve/E$

RESULTS AND DISCUSSIONS

The average of physical and chemical characteristics of the wastewater samples collected from P1 to P8 are shown in tables 1, 2 and 3.

TABLE 1 : Physical and chemical characteristics of the samples

Sampling points	pH	Conductivity (µS/cm)	Chlorides (mg/L)	DO (mg/L)
	7.88	1291.33	383	3.49
P1	7.87 – 7.90	890 – 1864	149 – 407	3.21 – 3.90
	7.74	1588.66	334.33	3.52
P2	7.72 – 7.77	1300 – 1736	258 – 373	2.93 – 3.83
	7.62	1542.66	322	3.8
P3	7.57 – 7.68	1170 – 1998	223 – 443	3.42 – 4.54
	7.65	1441	294.66	3.11
P4	7.58 – 7.72	1223 – 1590	237 – 334	2.62 – 3.46
	7.67	1866,66	408	2.77
P5	7.63 – 7.71	1580 – 2260	332 – 512	1.75 – 3.37
	7.66	1850	403.33	2.64
P6	7.60 – 7.72	1540 – 2290	321 – 520	1.36 – 3.41
	7.55	1870.33	409	2.51
P7	7.35 – 7.72	1640 – 2231	348 – 505	1.35 – 3.03
	7.41	1810.33	393.33	2.85
P8	7.34 – 7.54	1560 – 2231	327 – 505	2.02 – 3.37

pH was always in an alkaline range (7.34-7.90) in all the samples, with a variation lower than 1 pH. Temperature of effluents during sampling time was ranged from 28 to 33 °C. The variation on the conductivity (890-2290µS/cm) indicates an important mineralization level of the samples. Conductivity results confirm the presence of anions and cations, the main constituents of urban wastewater. Since the samples' salinity, expressed by conductivity and chlorides result, are lower than the sea salinity, it seems evident to mention that samples salinity could be due to metallic salt, which are toxic to aquatic organisms.

The obtained values for DO ranged from 1.35 to 4.05 mgO₂/L, which are lower than 5mgO₂/L. DO concentrations increase gradually from P1 to peak at P3, and decrease from P4 to P7. The measurement of DO downstream or P8 showed a slight increase. The low DO concentrations of the samples could be the consequence of biological degradative reactions of the organic matters containing in the channel.

Arsenic concentrations were lower than the equipment detection limit (table 2). The same observation was done for sample 1 and 2 of Cd. Concentrations of all other metals analysed (Cr, Ni, Pb, Zn) were

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

lower than the threshold value. Since metals measurements have been carried out on filtered samples, and since the channel contains an important volume of sediments it seems that heavy metals could exist under particle form. To have, a better understanding of heavy metals effects contained in PAPUW, it would be necessary to determine these elements under both dissolved and particle forms.

TABLE 2: Results of heavy metals analysis

Parameters (mg/L)	Detection limit	Sample 1	Sample 2	Sample 3	Threshold values (MATE, 1998)
As	0,0093	<DL	<DL	<DL	?
Cd	0,0046	<DL	<DL	0,011	0,2
Cr	0,0017	0,024	0,028	<DL	0,5
Ni	0,0017	0,007	0,006	0,005	0,5
Pb	0,0033	0,015	0,012	<DL	0,5
Zn	0,00033	0,085	0,229	0,056	2

In the effluent samples, COD concentrations ranged from 800 to 1300 mg/L (table 3), exceeding the discharge standards given by selected legislation 125 mg/L (MATE, 1998). This could be attributed to the presence of organic substances. COD concentrations are also greater than the values proposed by Metcalf and Eddy (1991) for domestic wastewater.

TABLE 3: Results of COD analysis

Sampling points	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	Threshold values (MATE, 1998)
COD (mg/L)	1155	1128	1073	1268	945	933	883	946	125

The different results obtained from the application of the framework showed that PAPUW generate an effluent very hazardous for the aquatic organisms of the bay ecosystem. The approach showed that a preliminary and quick assessment of urban wastewater on natural ecosystem could be done with low cost and short time. However, it must be implemented by the realization of other physicochemical analysis and bioassays particularly on the first organization level of the marine food chain.



CONCLUSION

The aim of this study was (i) to implement an environmental hazard assessment framework of untreated urban wastewater, (ii) and to apply it on urban wastewater coming from an open channel of the combined sewer system of Port-au-Prince. The first results obtained from the framework application showed that discharge of PAPUW in the bay could have important negative effects on aquatic organisms. In the future, it will be necessary to confirm these first results by the realization of other physicochemical analysis and bioassays on these effluents.

BIBLIOGRAPHICAL REFERENCES

Académie des Sciences (1998) - Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion - Rapport N° 42, Paris: Lavoisier Tec&Doc, 440 p.

Adams S.M. and Greeley M.S. (2000) Ecotoxicological indicators of water quality using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 123 - p.103-115.

Artières O. (1987) Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. Thèse. Université Louis Pasteur de Strasbourg, 214 p.

Dyer S.D., Peng C., McAvoy D.C., Fendinger N.J., Masscheleyn P., Castillo L.V., Lim J.M.U. (2003) The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatium River, the Philippines. *Chemosphere*, 52:43-53.

Emmanuel E. and Azaël A. (1998) Les eaux usées et le développement économique en Haïti : crises et réponses. Actes de la Conférence Internationale de l'UNESCO 3-6 juin 1998 « l'eau : une crise imminente, UNESCO PHI, ed. Zebidi, Technical Documents in Hydrology no. 18, pp. 279-285.

Emmanuel E., Keck G., Blanchard J.-M., Vermande P., Perrodin Y. (2004) Toxicological effects of disinfections using sodium hypochlorite on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Environment International* (ARTICLE IN PRESS).

Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

European Commission. Directive 98/15/EEC amending Council Directive 91/271/EEC: Urban wastewater treatment. Brussels; 1998. Off. J. of European Communities N° L 67/29-30 (7 March 1998).

Förstner U. and Wittmann G.T.W. (1979) Metal pollution in the aquatic environment. Berlin : Springer-Verlag, 486 p.

Gray S.R., Becker N.S.C. Contaminant flows in urban residential water systems. *Urban water*, 4:331-346; 2002.

Karr J.R. (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1:66-84.

Kinnersley D. Discharge consent and compliance policy: a blueprint for the future. NRA (National Rivers Authority) Water Quality Series, No. 1, Bristol; UK, 1990.

MATE (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement). Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation. J.O (Journal Officiel) n° 52 du 3 mars 1998 page 3247, Paris.

MTPTC (Ministère des Travaux Publics, Transports, Communication) (1998) Schéma directeur d'assainissement pour la région métropolitaine de Port-au-Prince. Le Groupement SCP-GERSAR/SNC-LAVALIN/LGL S.A, Port-au-Prince.

Nriagu J.O. (1987) Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons Inc., New York, 272 p.

Pollard S. and Simanowitz A. (1997) Environmental flow requirements: A social dimension. In. Pickford J. (1997) Water and sanitation for all – Partnerships and innovations. Proceeding of the 23rd WEDC Conference, Durban, South Africa. Loughborough University, Leicestershire, pp 293-295.

Razafindradrandra Y. and Seveque J.L. (1998) Sites pollués et potentiellement pollués. Identification et contrôle juridique et technique. Collection Environnement. Paris, Victoires Editions, 256 p.

Rivière J-L.(1998) Évaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.C.O.R.D., Lavoisier Tec&Doc, Paris, 230p.

Rodier J. L'analyse de l'eau. DUNOD, Paris, 8^e édition, 1996.



Evaluation des dangers écologiques générés par les effluents liquides urbains sur l'écosystème de la baie de Port-au-Prince

Sawyer C.N., McCarthy P.L., Parkin G.F. Chemistry for environmental engineering and science. 5th edition. McGraw-Hill, New York, 2002, ISBN: 0072480661.

Seiss M., Gahr A., Niessner R. Improved AOX degradation in UV oxidative wastewater treatment by dialysis with nanofiltration membrane. Wat. Res., 13:3242-3248; 2001.

Sponza D.T. Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey. Ecotoxicology and Environmental Safety, 54:74-86; 2003.

Streck T. and Richter J. (1997) Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale : I. Measurements and parametrization of sorption. J. Environ. Qual., 26:49-56.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1986). Ambient water quality for dissolved oxygen. US Environmental Protection Agency. Washington, DC, EPA/PB86-208253.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). Rules regulations 40 CFR parts 63, 261 and 430 National emissions standards for hazardous air pollutants for source category: Pulp and paper production; effluents limitations guidelines, pretreatment standards and new source performance standards pulp, paper, and paperboard category; final rule. Federal register, 1998b, Vol 63, 72:18503-18552.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1993). Training manual for NPDES permit writers. Washington, DC, EPA/833/B-93/003.

Valiron F. and Tabuchi J.P. (1992) Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : Etat de l'Art. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 564 p.

Zimmo O.R., Van der Steen N.P., Gijzen H.J. (2004) Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. Water Research 38:913-920.

