

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

THÈSE PAR ARTICLES PRÉSENTÉE À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
L'ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DES MINES DE SAINT-ÉTIENNE
(COTUTELLE)

COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DU
DOCTORAT EN GÉNIE

Ph.D.

COTUTELLE FRANCE-QUÉBEC

PAR
ROJO, Gabriel

LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD) :
ÉLABORATION D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE D'AIDE À LA DÉCISION VISANT À
SOUTENIR UNE GESTION SYSTÉMIQUE ET ÉVOLUTIVE DES DÉCHETS

MONTRÉAL, LE 20 NOVEMBRE 2009

© Gabriel Rojo, 2009

PRÉSENTATION DU JURY

CETTE THÈSE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE

M. Robert Hausler, directeur de thèse
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Jacques Bourgois, directeur de thèse
Centre Sciences et Génie de l'Environnement à l'École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne

Mme Valérie Laforest, codirectrice de thèse
Centre Sciences et Génie de l'Environnement à l'École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne

M. Patrice Seers, président du jury
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

M. Patrick Germain, examinateur externe
Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale à l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

M. Jean-Pierre Revéret, examinateur externe
Institut des sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Montréal

M. Mathias Glaus, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 21 OCTOBRE 2009

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

AVANT-PROPOS

*« Il y a longtemps, la terre ressemblait à un compte bancaire
inépuisable. Mais nous y avons tellement puisé
que ce dernier est quasiment à découvert aujourd'hui »*

Luc Gnacadja, secrétaire exécutif de l'UNCCD

En raison des impacts sociaux, économiques et environnementaux attribués à l'exploitation des ressources naturelles, ce qui était autrefois perçu comme un simple déchet représente désormais une richesse potentielle pour les générations à venir. Le concept de gestion des déchets étant relativement jeune, les travaux de recherche dans ce domaine n'en sont généralement qu'au stade embryonnaire. Mon intérêt pour la gestion des déchets est donc né de ma conviction que ces matières ont une valeur sous-estimée et de mon désir de proposer une approche novatrice pour accroître la fraction détournée de l'élimination.

Pour la concrétisation de mon projet de thèse, j'ai choisi la Station expérimentale des procédés pilotes en environnement (STEPPE) de l'École de technologie supérieure de Montréal (ÉTS) ainsi que le centre Sciences, Informations et Technologies pour l'Environnement (SITE) de l'École nationale supérieure des mines de Saint-Étienne (EMSE). Le fait de réaliser un doctorat en cotutelle sous la direction des Pr. Bourgois (SITE-EMSE) et Hausler (STEPPE-ÉTS) aura sans aucun doute contribué à rendre ce projet aussi original, voire audacieux.

REMERCIEMENTS

Parce qu'ils ont accepté de me prendre sous leurs ailes durant ces trois belles années et parce qu'ils m'ont accueilli si chaleureusement dans leur groupe de recherche respectif, je me dois de réserver mes premiers remerciements à Jacques Bourgois et à Robert Hausler. Merci d'avoir partagé votre savoir, du moins une partie. Merci pour ces belles séances de réflexion presque autant philosophiques que scientifiques. Merci de la confiance dont vous avez fait preuve à mon égard et de la liberté qui en a découlé. Merci surtout d'avoir su me guider lorsque j'en ai eu besoin. Ce fut tout un privilège pour moi et j'en garderai de bons souvenirs.

Je tiens également à souligner toute ma gratitude envers Valérie Laforest et Mathias Glaus pour leurs nombreux conseils qui m'auront permis de relever d'un cran la qualité de mon travail. Valérie, merci d'avoir rendu mes séjours en France aussi agréables et surtout d'avoir fait preuve de rigueur (et d'ouverture) face à mon projet de recherche. Mathias, comment te remercier assez pour toutes les petites attentions dont j'ai eu droit; sans ton support en début de parcours ce doctorat n'aurait probablement jamais eu lieu.

Merci à ma très chère mère, Yvette, avec qui j'aurais tant aimé partager ce moment. Pour tout ce que tu représentes pour moi, je te dédie cette thèse maman. Je dois également cette thèse à ma tante Alba Rojo, ainsi qu'à mon père Carlos, qui ont cru en moi et qui m'ont apporté un support précieux au cours de ces nombreuses années d'études. Gracias.

Pour terminer, aucun mot ne peut exprimer toute la gratitude et l'admiration que j'ai envers la femme qui a su m'épauler et m'encourager tout au long de cette aventure. Marie-Josée, merci d'avoir accepté mes absences, d'avoir compris l'importance que représentait cette thèse pour moi, d'avoir fait autant de sacrifices, d'être dans ma vie, et surtout merci d'être une mère exceptionnelle pour notre enfant. Mon petit Samuel, tu as été une source inestimable d'inspiration et de motivation pour ton papa durant sa dernière année de doctorat. Pour notre nouvelle famille, cette thèse ne représente pas la fin d'une aventure, elle en souligne plutôt le commencement.

LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD) : ÉLABORATION D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE D'AIDE À LA DÉCISION VISANT À SOUTENIR UNE GESTION SYSTÉMIQUE ET ÉVOLUTIVE DES DÉCHETS

ROJO, Gabriel

RÉSUMÉ

À l'heure actuelle, le rythme d'exploitation des ressources naturelles est supérieur à la capacité de régénérescence de la planète. Par conséquent, pour la première fois de son histoire, l'être humain est contraint de revoir ses habitudes de consommation, sans quoi les ressources disponibles pourraient ne plus être en mesure de répondre aux besoins des générations futures. Devant ce constat, plusieurs indices révèlent que la gestion des déchets représente une partie importante de la solution. En s'inscrivant dans une démarche de réduction, de réutilisation, de recyclage et de valorisation (notion de 3RV), il en résulte une prolongation du temps de séjour des matériaux dans les systèmes, donc une réduction de la demande en ressources naturelles. Cependant, en raison des impacts additionnels attribués aux activités de gestion (transports, procédés de transformation, etc.), la hiérarchisation proposée ne représente pas toujours le choix le plus avantageux en termes d'acceptabilité sociale, de performance économique ou de compatibilité environnementale.

Bien que plusieurs outils soient disponibles pour appuyer les prises de décision en matière de gestion des déchets, les utilisateurs dénoncent leur manque de flexibilité, leur portée limitée, leur incapacité de résoudre des problèmes complexes et leur difficulté d'utilisation. Dans le but de corriger ces lacunes, le projet de recherche porte sur l'élaboration d'une nouvelle approche intégrée d'aide à la décision (la gestion dynamique des déchets, GDD) qui vise à soutenir une gestion systémique et évolutive des déchets. En s'inspirant de la loi de la conservation de l'énergie, et plus particulièrement du théorème de Bernoulli, la GDD permet d'assurer l'alimentation constante des filières dites favorables (à faible impact) dans un système, tout en minimisant les impacts globaux engendrés. Pour comparer les différentes options dans un système, la thèse présente également une méthodologie en vue de ramener un ensemble de critères sous une base commune. Les valeurs ainsi obtenues, les indices globaux d'attribution (IGA), sont calculées à l'aide d'outils d'analyses reconnus et servent en tant que « charges » dans l'approche réseau développée.

Les résultats obtenus démontrent qu'une gestion fondée sur les principes de conservation d'énergie est appropriée pour étudier les systèmes de gestion des déchets dans une optique d'aide à la décision. En plus de soutenir la gestion territoriale, la GDD permet une meilleure compréhension de la dynamique des systèmes et des variables sensibles. Bien que la GDD s'inscrive dans les principes d'un développement socio-économique durable, l'atteinte des objectifs environnementaux repose avant tout sur la volonté collective d'adopter des comportements en ce sens et sur un leadership soutenu de la part des décideurs.

Mots-clés : Gestion des déchets, outil d'aide à la décision, approche réseau, modèle de simulation, approche systémique, gestion intégrée.

**THE DYNAMIC WASTE MANAGEMENT (DWM):
ELABORATION OF AN INTEGRATED DECISION SUPPORT APPROACH
TOWARDS A SYSTEMIC AND EVOLUTIVE WASTE MANAGEMENT**

ROJO, Gabriel

ABSTRACT

Nowadays, the exploitation rate of natural resources exceeds the regeneration capacity of the planet. Therefore, for the first time in their history, human beings are forced to revise their consumption habits, or the available resources might no longer be able to meet the needs of future generations. In response, several signs indicate that waste management is an important part of the solution. By following a scheme of reducing, re-using, recycling and energy recovering, the result is a longer life span of the materials in the systems, thus a reduction of the demand for natural resources. However, due to the additional impacts attributed to management activities (transport, processing, etc.), the proposed hierarchy may not always be the best option in terms of social acceptability, economic performance or environmental compatibility.

Although several tools are available to support decision making in waste management, users denounce their lack of flexibility, their limited scope, their inability to solve complex problems and their difficulty of use. In order to correct these deficiencies, the research project focuses on developing a new integrated approach for decision support (the Dynamic Waste Management, DWM) in order to support a systemic and evolutionary waste management. Inspired by the law of conservation of energy, and more particularly by Bernoulli's theorem, the DWM allows ensuring a constant supply of the favourable options (with low impacts) in a system, while minimizing the global impacts. To compare the different options in a system, the thesis also presents a methodology to bring a set of criteria under a common base. The values obtained, the Global Allocation Indexes (GIA) are calculated using analysis tools and are recognized as " loads " in the network approach developed.

The results demonstrate that management based on the principles of energy conservation is appropriate to study waste management systems in an optic of decision support. Besides supporting territorial management, the DWM allows a better understanding of systems dynamics and of sensitive variables. Although the approach respects the principles of sustainable socio-economic development, the achievement of environmental objectives rests primarily on the collective will to adopt behaviour in this direction and on a supported leadership from the decision-makers.

Keywords: Waste management, decision support tool, network approach, simulation model, systemic approach, integrated management.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE :	
INTRODUCTION À LA GESTION DES DÉCHETS	4
1.1 Historique de la gestion des déchets	4
1.2 Initiatives internationales	6
1.2.1 Conférence des Nations Unies sur l'environnement (1972)	7
1.2.2 Commission mondiale de l'environnement et du développement (1983)	7
1.2.3 Protocole de Montréal (1987)	9
1.2.4 Sommet planète Terre, Conventions de Rio (1992)	9
1.2.5 Sommet planète Terre + 5 et le Protocole de Kyoto (1997)	11
1.2.6 Assemblée du millénaire/Sommet du millénaire (2000)	12
1.2.7 Sommet mondial sur le développement durable (2002)	14
1.3 Concept moderne de la gestion des déchets	15
1.3.1 Conditions favorables à une gestion collective	17
1.3.2 Concept de l'écologie industrielle	18
1.4 Position de la France et du Québec	19
1.4.1 En France	20
1.4.2 Au Québec	23
1.5 Les outils d'aide à la gestion des déchets	25
1.5.1 Les méthodes d'analyses	26
1.5.2 Les systèmes d'information géographique (SIG)	27
1.5.3 L'analyse de cycle de vie (ACV)	28
CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE ET PRÉSENTATION	
DU PROJET DE RECHERCHE	31
2.1 Description de la problématique liée à la gestion des déchets	31
2.1.1 Problèmes d'ordre décisionnel	32
2.1.2 Lacunes dans les outils disponibles	34
2.2 Présentation du projet de recherche	38
2.2.1 Hypothèses de travail	39
2.2.2 Objectifs du projet de recherche	42
CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : L'APPROCHE INTÉGRÉE DE	
LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD) :	
VERS UNE PRISE DE DÉCISION ÉVOLUTIVE	44
3.1 Introduction	46
3.2 Introduction à la GDD	47
3.2.1 Principes de base	47
3.2.2 Influences associées aux transports	48
3.2.3 Loi de la conservation de l'énergie	49

3.3	Modèle général de la GDD	49
3.3.1	Prémises de travail.....	49
3.3.2	Les charges dans la GDD	51
3.3.3	Pertes de charge associées aux transports	52
3.3.4	Équation générale de la GDD.....	53
3.4	Exemple d'application de la GDD	54
3.4.1	Caractéristiques du système étudié	55
3.4.2	Simulation dans EPANET2.....	57
3.5	Résultats.....	59
3.5.1	Analyse de sensibilité.....	61
3.6	Discussion.....	63
3.7	Conclusion	64
	Références.....	66
CHAPITRE 4	ARTICLE 2 : LES INDICES GLOBAUX D'ATTRIBUTION (IGA) APPLIQUÉS À LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD).....	68
4.1	Introduction.....	70
4.2	Problématique	71
4.3	Principes de la GDD	72
4.4	Méthodologie de calcul des IGA	72
4.4.1	Les aspects sociaux	73
4.4.2	Les aspects économiques	75
4.4.3	Les aspects environnementaux.....	75
4.5	Exemple d'application	77
4.5.1	Présentation du système étudié	77
4.5.2	Calculs des IGA et des pertes d'indices	79
4.5.3	Analyse du système à l'aide de l'approche de la GDD.....	84
4.5.4	Résultats de la simulation.....	87
4.6	Discussion.....	91
4.7	Conclusion	92
	Références.....	94
CHAPITRE 5	ARTICLE 3 : LA GESTION TERRITORIALE BASÉE SUR L'APPROCHE SYSTÉMIQUE DE LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD).....	97
5.1	Introduction.....	99
5.2	Définition et principes de la GDD	100
5.3	Localisation à l'aide de la GDD.....	101
5.3.1	Description du contexte.....	102
5.3.2	Caractéristiques du système	103
5.3.3	Simulations par la GDD	105
5.4	Études de cas.....	108
5.4.1	Scénario 1	108
5.4.2	Scénario 2.....	111

5.5	Discussion.....	114
5.5.1	Analyse des résultats.....	114
5.5.2	Incertitudes dans le modèle.....	115
5.5.3	Perspectives.....	116
5.6	Conclusion.....	116
	Références.....	118
CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE.....		121
6.1	D'une gestion linéaire vers une gestion systémique.....	121
6.2	La GDD, pour une gestion intégrée des déchets.....	122
6.2.1	Validité des résultats obtenus.....	124
6.2.2	Les hypothèses retenues.....	125
6.2.3	Les particularités de la GDD.....	126
6.2.4	La robustesse et les limites de l'approche.....	127
6.3	Réflexion sur la gestion des déchets.....	129
6.3.1	L'écologie industrielle : utopique ou réaliste?.....	129
6.3.2	Un nouveau pas vers l'écologie industrielle.....	130
6.3.3	Pour une gestion plus dynamique des déchets.....	131
6.3.4	L'importance d'un leadership soutenu.....	133
6.4	Perspectives.....	133
6.4.1	Les prochaines étapes.....	133
6.4.2	Les possibilités élargies de la GDD.....	135
CONCLUSION.....		136
ANNEXE I	ÉVÉNEMENTS MARQUANTS DANS L'ÉVOLUTION DE LA GESTION DES DÉCHETS (12 ^e AU 19 ^e SIÈCLE).....	139
ANNEXE II	ARTICLE 1: DYNAMIC WASTE MANAGEMENT (DWM): TOWARDS AN EVOLUTIONARY DECISION-MAKING APPROACH.....	142
ANNEXE III	ARTICLE 2 : THE GLOBAL ALLOCATION INDEXES (GAI) APPLIED TO THE DYNAMIC WASTE MANAGEMENT APPROACH (DWM).....	165
ANNEXE IV	DISTRIBUTION DES FLUX DANS LE RÉSEAU.....	191
BIBLIOGRAPHIE.....		192

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 3.1	Analogies : réseau hydraulique Vs gestion des déchets.....48
Tableau 3.2	Pertes d'indice associées aux transports58
Tableau 4.1	Critères d'analyse pour les aspects sociaux74
Tableau 4.2	Valeurs de référence provenant de la norme EU-15 utilisées dans EASEWASTE 2008.....76
Tableau 4.3	Grille d'analyse multicritère pour les aspects sociaux (IGA_{so}).....80
Tableau 4.4	Sommaire des coûts de gestion pour les aspects économiques (IGA_{eco})82
Tableau 4.5	Sommaire des coûts de transport.....82
Tableau 4.6	Valeurs obtenues dans EASEWASTE 2008 pour les aspects environnementaux de l'IGA83
Tableau 4.7	Valeurs récapitulatives des IGA mesurés et des pertes d'indices84
Tableau 4.8	Valeurs de référence utilisées pour définir ΔI_T86
Tableau 5.1	Grille d'analyse multicritère pour les charges attribuées (IGA).....105
Tableau 5.2	Valeurs de référence utilisées pour définir ΔI_T106

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.1	Phases de développement de la politique moderne de gestion des déchets	17
Figure 3.1	Carte du réseau à l'étude et schéma global modélisé dans EPANET2	56
Figure 3.2	Distribution des flux dans le réseau	60
Figure 3.3	Analyse de sensibilité en fonction de l'intervalle d'indice de la réserve.	62
Figure 3.4	Analyse de sensibilité en fonction du type de camion.	63
Figure 4.1	Carte géographique du réseau à l'étude.	78
Figure 4.2	Schéma global du système modélisé dans EPANET2	85
Figure 4.3	Distribution des flux dans le réseau	89
Figure 4.4	Taux d'alimentation des technologies en fonction du poids attribué.	90
Figure 5.1	Carte géographique du réseau et localisation du centre par l'approche des rayons d'influences.	103
Figure 5.2	Flux générés et introduits dans le réseau.....	104
Figure 5.3	Schéma global du système modélisé dans EPANET2	106
Figure 5.4	Distribution des flux dans le réseau	109
Figure 5.5	Taux de distribution des flux pour toute la durée de la simulation	110
Figure 5.6	Charges globales du réseau durant la simulation	111
Figure 5.7	Taux de distribution des flux pour toute la durée de la simulation	112
Figure 5.8	Charges globales du réseau durant la simulation	113
Figure 6.1	Schéma global de la GDD.....	123

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

3RV	Réduction, réutilisation, recyclage et valorisation
ACV	Analyse du cycle de vie
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
CBOC	Conference Board Of Canada
CCE	Conseil des Communautés Européennes
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
CDD	Commission du développement durable
CMED	Commission mondiale sur l'environnement et le développement
CNUED	Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement
DWM	Dynamic Waste Management
EC	European Commission
ÉI	Écologie industrielle
EPA	Environmental Protection Agency
GAI	Global Allocation Index
GDD	Gestion dynamique des déchets
GES	Gaz à effet de serre
ICGPSIA	Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment
IGA	Indice global d'attribution
IP	Indice de priorisation

ISO	International Organization for Standardization (Organisation internationale de normalisation)
MEEDDAT	Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire (France)
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (Québec)
MEDD	Ministère de l'écologie et du développement durable (France)
NIMBY	Not in my back yard (syndrome « pas dans ma cour »)
ONG	Organisation non gouvernementale
ONU	Organisation des Nations Unies
PE	Person Equivalent (Équivalent par personne)
PI	Prioritization Index (Indice de priorisation)
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
RCI	Roadway Congestion Index
SACO	Substances appauvrissant la couche d'ozone
SIG	Système d'information géographique
SMDD	Sommet mondial pour le développement durable
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification (Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification)
WRI	World Resources Institute
WSM	Weight Sum Method

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

D	Diamètre d'une conduite, m
g	Accélération gravitationnelle, m/s^2
h	Élévation ou charge (énergie potentielle), m
L	Longueur d'une conduite ou d'un trajet, m
P	Pression, Pa
Q	Débit : dans l'équation hydraulique, m^3/s ; dans l'équation de la GDD, <i>chargement/mois</i>
R	Facteur de caractérisation de la route, <i>sans dimension</i>
S	Section, m^2
v	Vitesse, m/s
ΔH	Perte de charge, m
ΔI_T	Perte d'indice associée aux transports, <i>sans dimension</i>
α	Coefficient de perte d'indice associé à la longueur du trajet, <i>sans dimension</i>
β	Coefficient de perte d'indice associé aux caractéristiques de la route, <i>sans dimension</i>
δ	Coefficient de perte d'indice associé au débit, <i>sans dimension</i>
π	Pi (3,14159), <i>sans dimension</i>
ρ	Masse volumique, kg/m^3
γ	Coefficient de perte de charge, <i>sans dimension</i>

INTRODUCTION

La production industrielle ayant connu une effervescence sans précédent depuis plus d'un siècle, la consommation d'énergie et de matières premières a de ce fait subi une augmentation significative (Bromley, 2001; Ljunggren, 2003). En dépit des nombreux avertissements, notamment le phénomène de changements climatiques, la croissance économique, la démographie, la consommation de ressources et la génération de déchets poursuivent leur ascension. À l'opposé, la biodiversité, la superficie des forêts, le volume d'eau potable et de sols organiques disponibles, la quantité de combustibles fossiles et la couche protectrice d'ozone de la stratosphère sont toujours en déclin (PNUE, 2008; Wackernagel et Yount, 1998; WRI, 1994; WRI, 2008).

Sachant que les ressources naturelles ne sont pas inépuisables et que les activités d'extraction, de fabrication et d'élimination sont responsables des principaux problèmes de pollution, des études ont démontré qu'une partie de la solution réside dans la saine gestion des déchets (Thomas et McDougall, 2005). Comme la capacité de régénération des ressources naturelles est actuellement inférieure à la demande de l'être humain, ce qui était autrefois perçu comme de simples rebus représente désormais une ressource pouvant substituer une fraction de la matière première exploitée.

Pour soutenir les prises de décision en matière de gestion des déchets, diverses approches telles que les analyses multicritères, les études socio-économiques et les analyses du cycle de vie (ACV) sont de plus en plus employées. Cependant, les outils disponibles ne permettent qu'une évaluation indépendante des impacts sociaux, économiques ou environnementaux attribués à la gestion des déchets (Morrissey et Browne, 2004). En raison de l'interdépendance entre les paramètres dans un système, les prises de décision doivent notamment intégrer les caractéristiques spatiales (géographiques), temporelles (la disponibilité des ressources dans le temps), les transports ainsi que le choix des technologies (réserve provisoire, recyclage, valorisation ou élimination). Par conséquent, les décideurs réclament de nouveaux outils qui répondent à ces critères et qui faciliteront une analyse plus

dynamique des systèmes (Chang et Davila, 2007). En ce sens, l'objectif global du projet de recherche est de développer une nouvelle approche intégrée d'aide à la décision visant à soutenir une gestion systémique et évolutive des déchets.

En vue d'établir les bases du projet de recherche, le premier chapitre de la thèse présente une revue de littérature sur la gestion des déchets. Cette revue expose un bref historique sur les événements marquants et sur les initiatives internationales. Ensuite, une mise en contexte présente les positions respectives de la France et du Québec face à la situation actuelle, puis décrit les principaux outils employés pour appuyer les prises de décision. Enfin, la problématique relative à la gestion des déchets, qui est attribuée aux problèmes d'ordres décisionnels ainsi qu'aux lacunes dans les outils disponibles, est exposée dans le deuxième chapitre. À la lumière de cet examen, le projet de recherche est divisé selon trois hypothèses de travail qui coïncident avec les objectifs spécifiques visés par chacun des articles présentés dans la thèse.

Le premier volet du projet de recherche, qui correspond au premier article de la thèse (CHAPITRE 3), porte sur l'élaboration d'une approche de gestion de type systémique et évolutif qui permet de distribuer les flux de déchets dans un système (la gestion dynamique des déchets, GDD). En s'inspirant de la loi de la conservation de l'énergie, l'approche développée vise à assurer une alimentation constante vers les filières les plus favorables (à impacts réduits) dans un système, tout en minimisant la charge globale attribuée aux transports et aux choix de technologies.

En complément à l'approche de gestion développée, le deuxième article (CHAPITRE 4) porte sur l'élaboration d'une méthodologie en vue de proposer une démarche intégrée et objective de caractérisation des technologies et des modes de transport dans un système de gestion des déchets. Cette caractérisation, qui est représentée sous la forme de charges (les indices globaux d'attribution, IGA) dans la GDD, vise à ramener sous une base commune un ensemble de paramètres sociaux, économiques et environnementaux pouvant influencer la prise de décision.

Dans le but de démontrer une des applications possibles de l'approche de gestion développée, le dernier article (CHAPITRE 5) présente une application concrète de la GDD et des IGA. Pour la démonstration, la GDD est employée comme outil d'aide à la décision dans un contexte de gestion territoriale dynamique, et plus particulièrement pour résoudre des problèmes de localisation.

Pour terminer, la discussion générale (CHAPITRE 6) présente un récapitulatif du projet de recherche et des résultats obtenus lors des simulations réalisées. Une réflexion porte également sur le rôle des acteurs et sur les perspectives de la GDD dans l'optique d'une gestion plus durable des déchets.

Le format de la thèse étant présenté sous la forme de trois articles, il est à noter que des répétitions apparaissent dans le texte pour des fins de publication.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE : INTRODUCTION À LA GESTION DES DÉCHETS

Actuellement, la population humaine et la consommation augmentent, alors que la surface totale exploitée et les volumes de ressources diminuent. Ainsi, il est estimé que la problématique entourant la capacité de support de la Terre qui s'épuise deviendra la préoccupation première pour les générations futures (Rees et Wackernagel, 1996). Les habitudes de consommation et d'élimination de l'être humain sont souvent la cause principale de la pression environnementale qui engendre la dégradation de l'intégrité écologique de certaines régions. Au cours des dernières décennies, plusieurs rapports ont dénoncé les problématiques liées à la croissance démesurée de la population mondiale qui engendre une surconsommation qui va à l'encontre du principe de durabilité (CMED, 1987; Meadows *et al.*, 1972).

À titre de chapitre introductif, cette bibliographie présente, dans un premier temps, un bref historique de la gestion des déchets. Ensuite, une revue des principales rencontres et conférences internationales expose l'évolution depuis la rencontre historique de Stockholm en 1972 dans le cadre de la *Conférence des Nations Unies sur l'environnement*; puis les positions respectives de la France et du Québec sont décrites. Pour terminer, une description des principaux outils d'aide à la décision est présentée.

1.1 Historique de la gestion des déchets

Le comportement négligent de l'être humain envers les ressources naturelles est apparu relativement tôt dans son évolution. Des archéologues ont d'ailleurs démontré qu'en 6500 av. J.-C., une tribu amérindienne de la région du Colorado, aux États-Unis, produisait en moyenne 2,4 kg de déchets par jour (Barbalace, 2003). Le plus vieux site organisé d'enfouissement recensé à ce jour daterait de 3000 av. J.-C. et se trouve à Cnossos, capitale de la Crète (Barrie et Corsi, 2004). À l'époque, cette initiative découlait d'un souci esthétique plus que d'un souci environnemental. Pour libérer la ville de ses débris, les citoyens ont alors

été contraints d'adopter de nouvelles habitudes quant à la façon de se débarrasser de leurs déchets. Près d'un millénaire plus tard, soit en 2000 av. J.-C., les Chinois commencèrent à intégrer le compostage dans leur vie courante. À la même période, qui coïncide avec l'âge de bronze, les Européens instaurèrent quant à eux des mécanismes de recyclage pour les déchets de métaux. La première réglementation officielle quant à la gestion des déchets date du 5^e siècle av. J.-C. alors que les autorités de la ville d'Athènes, en Grèce, décrétèrent que tous déchets devaient être transportés à plus d'un mile (1,6 km) des limites de la ville. Afin de permettre aux citoyens de se conformer à la nouvelle réglementation, un site d'enfouissement fut ouvert.

À partir du 12^e siècle, une vague d'événements força les gouvernements à prendre des mesures drastiques pour contrer les volumes grandissants de déchets dans les villes à forte densité démographique. Une revue des événements marquants qui sont survenus en Europe et en Amérique du Nord du 12^e au 19^e siècle est présentée à l'ANNEXE I.

Vers le début du 20^e siècle, les cendres provenant des déchets ménagers sont ramassées périodiquement dans des récipients mobiles. Ces déchets sont triés à la main, le plus souvent par des femmes ou des filles. Suite à un tamisage grossier, une grande partie des déchets est récupérée, ce qui révèle l'ampleur des systèmes de réutilisation et de recyclage de l'époque. Par exemple, des matériaux comme le verre et le métal sont retournés aux marchands, puis certains résidus de cendres sont utilisés dans les matériaux de construction (Woodward, 1985). La valeur des matières récupérées dans les cendres, qui étaient anciennement considérées comme de la simple poussière, démontre que le taux de recyclage et de récupération a toujours été influencé par des incitatifs économiques.

À cette même époque, l'utilisation des poubelles est très répandue dans les grandes villes d'Angleterre, de France, d'Allemagne et des États-Unis. En plus des percées technologiques et de la rareté des ressources, les législations sur la santé publique demeurent les principaux moteurs pour éviter l'accumulation des déchets. Bien que les autorités locales soient responsables d'assurer la gestion des déchets pour les citoyens, les décisions prises à

ce moment menaient quasi systématiquement vers l'enfouissement et l'incinération (Wilson, 2007). Selon Girling (2005), les incinérateurs d'avant la Première Guerre mondiale peuvent être comparés à de mini volcans qui crachaient sur leur voisinage une lave de cendres, de suie, de poussières et de papier carbonisé. Ces approches plutôt draconiennes d'élimination des déchets ont contribué à alimenter les frustrations qui ont conduit au syndrome du « pas dans ma cour » (NIMBY).

Jusqu'alors, l'évolution de la gestion des déchets était particulièrement influencée par les législations relatives à la santé publique, ainsi que par les retombées économiques associées à la réutilisation et au recyclage. Suite à l'émergence du mouvement de protection de l'environnement vers la fin des années 1960 et de la pression populaire, l'élimination a finalement été reconnue comme étant un des facteurs clés à l'agenda politique dans le monde (Wilson, 2007).

1.2 Initiatives internationales

Au cours de la seconde moitié du 20^e siècle, plusieurs nations du monde se sont réunies à diverses occasions afin de prendre des engagements dans le but de lutter contre les impacts négatifs des activités humaines sur les écosystèmes naturels. Parmi les sujets abordés, l'accroissement constant de déchets générés, ainsi que les impacts qui en résultent, représentent un enjeu majeur de la problématique. Les prochaines sections dressent un bilan sommaire des principales rencontres internationales qui visaient à apporter des solutions pour les problèmes environnementaux de la planète et qui ont eu lieu depuis la *Conférence des Nations Unies sur l'environnement* de 1972. Dans le but de mettre l'accent sur la problématique abordée dans la thèse, les informations exposées portent spécifiquement sur l'exploitation des ressources naturelles et sur les déchets générés par l'homme.

1.2.1 Conférence des Nations Unies sur l'environnement (1972)

La *Conférence des Nations Unies sur l'environnement*, qui s'est tenu à Stockholm en 1972, a réuni des représentants de 113 États. Elle est reconnue comme étant l'amorce d'une concertation mondiale sur les efforts à consentir dans l'espoir de régler les problèmes environnementaux. Cette conférence historique marque ainsi le début d'une nouvelle ère de conscientisation qui n'a cessé de prendre de l'ampleur depuis. Au cours de cette conférence, 26 principes ont été établis dans le but d'inspirer et de guider les efforts des peuples du monde pour préserver et améliorer l'environnement. Le principe no. 6 s'applique particulièrement à la problématique de gestion de déchets et stipule que :

« Les rejets de matières toxiques ou d'autres matières et les dégagements de chaleur en des quantités ou sous des concentrations telles que l'environnement ne puisse plus en neutraliser les effets doivent être interrompus de façon à éviter que les écosystèmes ne subissent des dommages graves ou irréversibles. La lutte légitime des peuples de tous les pays contre la pollution doit être encouragée. » (PNUE, 1972)

Bien que la préoccupation principale lors de la conférence des Nations Unies portait principalement sur la résolution des problèmes écologiques, la déclaration finale intégrait également les aspects sociaux, économiques ainsi que les politiques de développement.

1.2.2 Commission mondiale de l'environnement et du développement (1983)

En 1983, l'*Assemblée générale de l'Organisation des Nations Unies* (ONU) créa la *Commission mondiale de l'environnement et du développement* (connue sous *Commission Brundtland*) en raison des préoccupations croissantes au sujet de la dégradation accélérée de l'environnement et des conséquences sur le développement économique et social. Les recommandations retenues lors de cette commission devaient ensuite proposer à la communauté mondiale divers moyens pour régler les problèmes soulevés. Parmi les recommandations, la Commission a notamment proposé que l'ONU organise une conférence

mondiale (le *Sommet Planète Terre*) pour examiner les activités économiques et les développements actuels ainsi que leurs impacts sur l'environnement.

Ce n'est qu'en 1987 que parut le célèbre rapport *Notre avenir à tous (Rapport Brundtland)*. Dans ce document, issu des travaux de la commission de l'ONU de 1983, apparaît la première définition officielle du développement durable : « Un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre les capacités des générations futures à répondre aux leurs » (CMED, 1987). Concernant la préservation des ressources non renouvelables, les auteurs soulignent que :

« [...] leur utilisation réduit de toute évidence le stock dont disposeront les générations à venir – ce qui ne signifie nullement qu'il ne faut pas les utiliser. Il convient toutefois de tenir compte de l'importance critique de la ressource, de l'existence de techniques permettant de minimiser l'épuisement et de l'éventualité de trouver un produit de remplacement. Ainsi, il importe de ne pas épuiser les sols au-delà de toute récupération possible. Quant aux minerais et aux combustibles fossiles, il faut surveiller le rythme d'épuisement et introduire des méthodes de recyclage et d'économie pour faire en sorte que les ressources ne disparaissent pas avant que l'on ait trouvé des substituts convenables. Dans l'esprit du développement durable, il importe au plus haut point que le rythme d'épuisement des ressources non renouvelables compromette le moins possible l'avenir. » (CMED, 1987, chapitre 2.1)

Face à la nécessité de favoriser la préservation des ressources, le *Rapport Brundtland* rappelle le lien causal associé à la réduction des déchets générés et précise que :

« Les pouvoirs publics et les industries doivent intégrer des considérations relatives aux ressources et à l'environnement dans leurs processus de planification industrielle et de prise de décision. Cette intégration permettra de réduire graduellement la quantité d'énergie et de ressources nécessaires à la croissance future, en augmentant l'efficacité de l'utilisation des ressources, en diminuant la quantité de déchets et en favorisant la récupération et le recyclage des ressources. » (CMED, 1987, chapitre 8.3)

1.2.3 Protocole de Montréal (1987)

L'objectif premier du Protocole de Montréal a été de prescrire des mesures de précaution dans le but de réglementer équitablement, et finalement d'éliminer, l'ensemble des émissions mondiales de substances appauvrissant la couche d'ozone (SACO) (Cracknell et Costas, 2008). Les 191 pays qui sont aujourd'hui signataires du Protocole se sont engagés à éliminer graduellement la production et la consommation de SACO ainsi qu'à réduire et cesser le commerce de ces substances.

Le Protocole de Montréal a particulièrement contribué à renforcer les législations en matière de déchets afin de s'assurer que le traitement des SACO, présentes dans certains déchets, ne dégrade pas la couche d'ozone. En matière de gestion des déchets, la contribution du Protocole de 1987 est davantage axée sur le type de substances à surveiller et sur les mesures à mettre en œuvre, plutôt que sur les approches de management à préconiser (UNEP, 2006).

1.2.4 Sommet planète Terre, Conventions de Rio (1992)

La *Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement* (CNUED), ou le *Sommet planète Terre*, qui s'est tenue à Rio de Janeiro en 1992, est qualifiée comme étant l'événement marquant de l'attention croissante accordée aux problèmes d'environnement (SMDD, 2002). Le secrétaire général de cet événement, Maurice Strong, avait d'ailleurs affirmé que la conférence fut un « moment historique pour l'humanité ». Lors de cet événement, 172 gouvernements ont décidé d'intervenir. Cet impressionnant taux de participation démontra alors au monde entier l'intérêt généralisé envers l'environnement et le développement.

Au cours du *Sommet planète Terre*, trois grands textes furent adoptés :

- Action 21, qui est un plan détaillé d'actions favorisant un consensus mondial et un engagement politique dans tous les sphères du développement durable (social, économique et environnemental);
- la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement, qui correspond à une série de 27 principes définissant les droits et les responsabilités des États;
- la Déclaration de principes relatifs aux forêts.

Parmi les 40 chapitres de l'Action 21 (ou Agenda 21), trois d'entre eux portent sur la gestion des déchets (ONU, 1992):

- Chapitre 20, Gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux;
- Chapitre 21, Gestion écologiquement rationnelle des déchets solides et questions relatives aux eaux usées;
- Chapitre 22, Gestion sûre et écologiquement rationnelle des déchets radioactifs.

À la résolution 44/228 de l'Assemblée générale de l'ONU, dont s'inspire le 21^e chapitre de l'*Action 21*, il est mentionné que « [...] la gestion écologiquement rationnelle des déchets est l'un des problèmes écologiques les plus importants pour la préservation de la qualité de l'environnement terrestre et, surtout, pour un développement écologiquement rationnel et durable dans tous les pays. » (ONU, 1989). Cette déclaration a été reçue positivement par l'ensemble des décideurs de la planète lors de la *Convention de Rio* et les répercussions ont marqué la disparition progressive de l'approche de gestion des déchets en bout de tuyau « end-of-pipe ». Pour donner suite à la résolution 44/228, l'Action 21 ajoute que :

« Une gestion écologique des déchets doit aller au-delà de la simple élimination ou récupération des déchets produits et chercher à s'attaquer à la cause première du problème en essayant de changer les modes de production et de consommation qui ne sont pas viables. Cela suppose d'appliquer le concept de gestion intégrée du cycle de vie, qui représente une occasion unique de concilier développement et protection de l'environnement. » (ONU, 1992, chapitre 21.4)

Pour la mise en œuvre de la gestion des déchets, le moyen d'exécution recommandé par l'Action 21 s'appuie sur une hiérarchisation similaire à celle proposée par l'approche des 3RV. Le rapport suggère également que tous les secteurs de la société participent à tous les domaines d'activités et que les services soient étendus en matière de gestion des déchets.

1.2.5 Sommet planète Terre + 5 et le Protocole de Kyoto (1997)

Dans le but d'évaluer l'évolution de l'Action 21 au cours des cinq dernières années, l'Assemblée générale de l'ONU organisa une Session extraordinaire à New-York en 1997 (*Sommet planète Terre + 5*). Durant la Session extraordinaire, les pays présents ont reconnu qu'en dépit de certains résultats concrets, la situation globale s'est dégradée à bien des égards depuis 1992.

En décembre 1997, alors qu'ils sont réunis à Kyoto au Japon pour la 3^e *Conférence des Nations unies sur les changements climatiques*, les représentants de 160 pays dressent des objectifs spécifiques de protection du climat et les options qui s'offrent pour les réaliser. Après plus de deux années d'intenses négociations, le *Protocole de Kyoto* fut adopté en décembre 1997 (ONU, 1998) et le 14 janvier 2009 ce sont 183 sur 192 pays indépendants qui ont ratifié, accepté, accédé ou approuvé le protocole (ONU, 2009).

Parmi les gaz visés dans le Protocole de Kyoto, le dioxyde de carbone (CO₂) représente une fraction importante des gaz à effet de serre (GES) responsables du réchauffement climatique (ONU, 1998). À cet effet, les technologies telles que l'enfouissement et l'incinération contribuent à faire du secteur de la gestion des déchets un des enjeux majeurs dans la problématique du réchauffement global (Plochl *et al.*, 2008; Reinhardt *et al.*, 2008). En raison des impacts environnementaux qui lui sont imputables, le *Protocole de Kyoto* aborde la gestion des déchets à deux reprises :

« Chacune des Parties [...] applique et/ou élabore plus avant des politiques et des mesures, en fonction de sa situation nationale, par exemple [...] limitation et/ou réduction des émissions de méthane grâce à la récupération et à l'utilisation dans le secteur de la gestion des déchets ainsi que dans la production, le transport et la distribution de l'énergie. » (ONU, 1998, art.2)

« Toutes les Parties [...] élaborent, lorsque cela est pertinent et dans la mesure du possible, des programmes nationaux et, là où il y a lieu, régionaux, [...] des données sur les activités [...] dans le but d'établir puis de mettre à jour périodiquement des inventaires nationaux des émissions [...]. Ces programmes devraient concerner notamment les secteurs de l'énergie, des transports et de l'industrie ainsi que l'agriculture, la foresterie et la gestion des déchets. » (ONU, 1998, art.10)

Dans la gestion des déchets, de nombreux facteurs influencent la production de GES et de simples variations dans un système peuvent avoir une incidence significative sur les gaz émis (Bogner *et al.*, 2008). Par exemple, le choix des sites pour implanter les installations, le choix des technologies préconisées, les collectes et les transports dans le réseau, les caractéristiques et les volumes des déchets à gérer exercent une pression dans le système et de meilleures prises de décision peuvent contribuer à l'atteinte des objectifs visés dans le *Protocole de Kyoto*.

1.2.6 Assemblée du millénaire/Sommet du millénaire (2000)

L'*Assemblée du millénaire*, ou *Sommet du millénaire*, fait référence à l'assemblée générale de l'ONU qui s'est tenue au siège de l'Organisation à New York en septembre 2000. Lors de cette rencontre, qui est reconnue comme étant la plus grande rencontre de Chefs d'États et/ou de gouvernements jamais tenue dans le monde, le secrétaire général de l'ONU de l'époque, M. Kofi Annan, a présenté un énoncé majeur de sa vision pour l'organisme mondial dans un rapport intitulé « *Nous les peuples : le rôle des Nations Unies au XXI^e siècle* » (ONU, 2000). Parmi les messages clés du document, le secrétaire général soulève que :

« Le milieu naturel nous assure, gratuitement, des « services » fondamentaux, sans lesquels nos espèces ne pourraient survivre. [...] Ils convertissent les déchets en ressources et réduisent les niveaux de carbone dans l'atmosphère qui, autrement, contribueraient au réchauffement de la planète. [...] Mais nous détériorons et, dans certains cas, détruisons la capacité de l'environnement de continuer à nous fournir ces « services » essentiels à la vie. » (ONU, 2000, section 255)

Dans le document présenté par M. Annan, bien que le terme « déchets » ne soit mentionné qu'à un seul endroit, le texte fait souvent référence à la préservation des ressources non renouvelables et au respect de la capacité de régénération de la planète. Quant à l'approche que doivent préconiser les sociétés pour assurer une gestion responsable de leurs déchets, le document évoque que les buts et principes de l'ONU sont clairement définis dans la Charte et dans la *Déclaration universelle des droits de l'homme* qui énonce que :

« Toutes les espèces vivantes et les ressources naturelles doivent être gérées avec prudence si nous voulons préserver les richesses incommensurables que nous a léguées la nature et les transmettre à nos descendants. » (ONU, 2000, section 362)

Et que :

« [...] nous ne devons ménager aucun effort pour éviter à nos semblables, hommes et femmes, et surtout à nos enfants et petits-enfants, de vivre sur une planète à tout jamais abîmée par les activités humaines et dont les ressources ne suffisent plus à couvrir leurs besoins. » (ONU, 2000, section 366)

Face au nouveau siècle qui s'amorce, le *Sommet du millénaire* aura été un tremplin pour propulser les dirigeants et Chefs d'État vers une démarche affirmée de conscientisation globale et de concertation mondiale dans le but de favoriser une évolution sociale, économique et environnementale en faveur d'un développement durable. Or, l'atteinte de cette durabilité passe par une utilisation rationnelle des ressources, ainsi que par une gestion responsable des déchets.

1.2.7 Sommet mondial sur le développement durable (2002)

Le *Sommet mondial sur le développement durable* (SMDD) s'est déroulé à Johannesburg, en Afrique du Sud, en septembre 2002. Une décennie après l'*Agenda 21*, le Sommet visait, entre autres, à examiner les progrès accomplis par les pays ayant adopté le plan d'action. L'*Action 21* et tout ce qui en découle constitue le quoi, alors que Johannesburg donne le comment.

La finalité du SMDD résidait dans l'adoption d'un plan d'action en 153 articles décomposés en 615 alinéas sur de nombreux sujets, notamment la consommation, les ressources naturelles et leur gestion, etc. (ONU, 2002). En matière de gestion des déchets, le rapport du SMDD constitue un progrès important par rapport aux documents jusqu'alors produits par l'ONU. En plus de soulever la problématique associée à l'exploitation des ressources naturelles, ce rapport propose des pistes de solutions concrètes quant aux modes de consommation et quant à la gestion des déchets. L'ONU soutient que :

« Il est indispensable de modifier radicalement la façon dont les sociétés produisent et consomment si l'on veut assurer un développement durable. Tous les pays devraient s'efforcer de promouvoir des modes de consommation et de production viables [...]. Les gouvernements, les organisations internationales compétentes, le secteur privé et tous les grands groupes ont un rôle essentiel à jouer dans les efforts visant à modifier les modes de consommation et de production non viables. »
(ONU, 2002, section 14)

Toujours dans l'objectif de minimiser les impacts attribués à la gestion des déchets, le rapport du SMDD recommande de :

« Prévenir le gaspillage et réduire au minimum le volume des déchets et encourager le plus possible le réemploi, le recyclage et l'utilisation de matériaux non polluants, avec la participation des pouvoirs publics et de toutes les parties prenantes, afin de minimiser les effets nuisibles sur l'environnement et d'améliorer le rendement des ressources, une assistance financière, technique et autre étant fournie aux pays en développement. Les mesures à prendre à tous les niveaux seraient notamment les suivantes :

a) Mettre en place des systèmes de gestion des déchets en donnant la priorité à la prévention du gaspillage et à la réduction au minimum du volume des déchets, au réemploi et au recyclage et à des installations d'évacuation respectueuses de l'environnement, y compris à l'utilisation des technologies permettant de récupérer l'énergie provenant des déchets, et encourager les initiatives de recyclage à petite échelle qui facilitent la gestion des déchets en milieu urbain et rural et offrent la possibilité d'activités rémunératrices, une assistance internationale étant fournie aux pays en développement;

b) Promouvoir la prévention du gaspillage et la réduction au minimum du volume des déchets en encourageant la production de biens de consommation réutilisables et de produits biodégradables et en mettant en place l'infrastructure nécessaire. » (ONU, 2002, section 22)

Le plan d'action proposé par l'ONU respecte ainsi les objectifs de réduction, réutilisation, recyclage et valorisation que le Canada (avec les 3RV) et la France (avec les 3R) ont intégré dans leur réglementation respective relativement à la gestion des déchets (France, Loi n° 92-646, 1992; Québec, Loi L.R.Q. chapitre Q-2 art. 53.3, 1999). Cependant, les textes réalisés par l'ONU ne font pas mention des impacts indirects associés à la gestion des déchets. Des exigences opérationnelles, telles que la collecte et le transport des déchets, exercent une pression supplémentaire sur l'environnement, la société et l'économie qui peuvent influencer significativement la validité de la hiérarchisation préposée par les 3RV (Kirkeby *et al.*, 2006).

1.3 Concept moderne de la gestion des déchets

Depuis la *Conférence des Nations Unies sur l'environnement* de 1972, divers mécanismes internationaux ont été mis en place dans le but de promouvoir la protection de l'environnement et la justice sociale. L'ONU, appuyée par plus de 180 pays, coordonne la mise en application et le suivi des différents protocoles, ententes et conventions adoptés dans le cadre des rencontres et conférences organisées. Parmi les partenaires du système de l'ONU, plusieurs intègrent la notion de gestion des déchets dans leurs activités, dont :

- le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE);
- le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD);
- la Commission du développement durable (CDD).

Traditionnellement, l'approche préconisée pour l'élimination des résidus solides était de type 'end-of-pipe' (bout de tuyau) où les matériaux sont extraits, transformés, utilisés et, pour terminer, ils sont enfouis ou incinérés. En raison des effets négatifs associés à cette approche et grâce aux efforts soutenus de l'ONU et de plusieurs dirigeants, l'approche actuelle de gestion des déchets est davantage axée sur la préservation des ressources (MDDEP, 2007; MEDD, 2004, ONU, 2002). Le succès d'une telle démarche doit toutefois s'appuyer sur de nouveaux mécanismes permettant de prolonger le cycle de vie des matières et de réduire la demande en matériau brut. Lorsque les conditions le permettent, il est suggéré de réduire la consommation en réutilisant simplement les matériaux. En plus de la réutilisation, la valorisation de ces matières dans les cycles industriels de fabrication permet également de diminuer l'exploitation des ressources naturelles ainsi que la pollution qui en découle (Finnveden *et al.*, 2005; Recyc-Québec, 2007a).

Pour passer de l'approche traditionnelle de gestion des déchets à l'approche moderne, qui vise plutôt une démarche basée sur un développement durable, une évolution se dénote dans les pratiques adoptées (Wilson, 2007). Les politiques de contrôle et de réglementation sont progressivement remplacées par des politiques intégrées, puis par des cibles et des habitudes préventives (Figure 1.1).

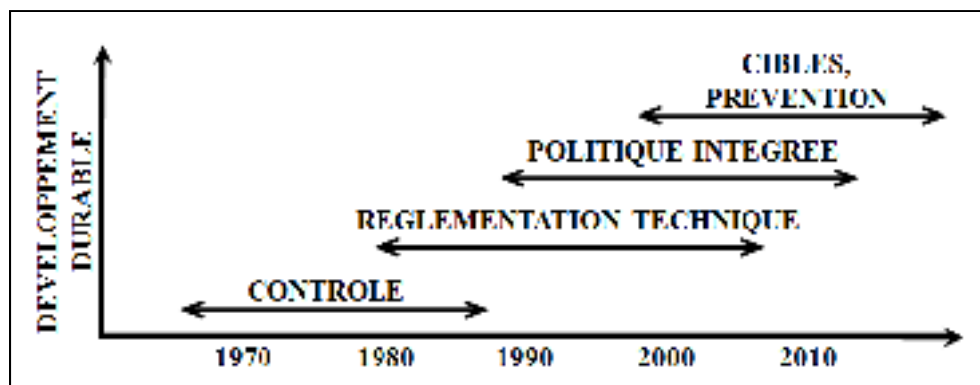


Figure 1.1 Phases de développement de la politique moderne de gestion des déchets.

Tiré de Wilson (2007, p. 200)

En conséquence, le concept de la gestion des déchets, tel que préconisé de nos jours, tend à intégrer les notions de gestion des flux, de collecte et transport des déchets, de traitement et d'élimination ultime, tout en respectant les objectifs d'optimisation économique, d'acceptabilité sociale et de compatibilité environnementale (Thomas et McDougall, 2005).

1.3.1 Conditions favorables à une gestion collective

Dans un contexte de gestion des déchets, les caractéristiques géographiques et démographiques du système influencent la capacité de la population et du milieu à recevoir les installations nécessaires (Rahardyan *et al.*, 2004; Tavares *et al.*, 2009). Un des principes actuels de la gestion des déchets s'appuie sur le fait que, même si les zones urbaines exercent une pression environnementale importante, elles représentent un potentiel intéressant *per capita*. En conséquence, en concentrant les populations il devient possible de profiter des avantages occasionnés par l'effet de concentration. En voici quelques exemples (Rees et Wackernagel, 1996) :

- le coût *per capita* est inférieur pour les installations de traitement des déchets et pour tout autre type d'infrastructure du genre;
- les possibilités sont plus nombreuses et permettent un plus large éventail d'options pour le recyclage et la réutilisation. De plus, un plus grand nombre d'experts est potentiellement disponible pour atteindre ces objectifs;
- la densité démographique étant supérieure, il est possible de réduire le besoin *per capita* en espace physique occupé;
- vu le facteur d'économie d'échelle, le potentiel pour la cogénération ou pour tout autre procédé de valorisation devient plus intéressant et permet de réduire la nécessité d'utiliser des combustibles fossiles.

De plus, en raison des distances plus courtes, il est aussi possible de réduire la consommation d'énergie associée à ces déplacements, donc de réduire les impacts qui leur sont attribués.

1.3.2 Concept de l'écologie industrielle

Le concept de l'écologie industrielle (ÉI), qui a été suggéré par Froesch et Gallopoulos (1989), est souvent identifié comme étant le concept de référence en matière de gestion des déchets. L'idée fondamentale de l'ÉI est de combiner les notions d'ingénierie industrielle avec les droits fondamentaux et l'économie des ressources. En développant ce concept, les auteurs ont tenté de répondre aux questions suivantes : Pourquoi notre système industriel ne se comporterait-il pas comme un écosystème où les rejets d'une espèce servent de ressources à d'autres espèces? Pourquoi les déchets d'une entreprise ne deviendraient-ils pas les intrants d'une autre entreprise? Ainsi, pensaient-ils, il serait possible de réduire la consommation de matières premières et la pollution, donc les entreprises pourraient économiser sur leurs frais d'incinération ou d'enfouissement.

Suivant la même idéologie que celle proposée par les 3RV (réduction, réutilisation, recyclage et valorisation), qui vise à contrer les phénomènes d'épuisement des ressources naturelles et à accroître les volumes de matériaux recyclés ou valorisés, l'approche systémique de l'ÉI

partage la même vision que celle proposée par les gouvernements français et québécois (France, Loi n° 92-646, 1992; Québec, Loi L.R.Q. chapitre Q-2, 1999). Un des avantages de l'ÉI est qu'elle représente un modèle adéquat pour tout système de gestion des déchets (municipal, industriel, institutionnel, etc.). Étant également fondé sur les principes de la gestion intégrée, l'ÉI tient compte de l'utilisation de l'énergie, des matières premières et des capitaux dans toutes les activités d'un système, tout en appuyant une gestion de l'information et l'amélioration des processus de production.

Les principes proposés par l'ÉI sont mis en application dans de nombreux systèmes industriels et municipaux aux quatre coins de la planète, et les résultats obtenus sont habituellement positifs (Erkman, 2004). L'équilibre environnemental et la croissance économique visés doivent cependant se faire avec la participation active et la mise en réseau des différents intervenants, puis en incluant les entreprises qui pourraient potentiellement contribuer au système recherché. Actuellement, un des obstacles à l'ÉI est qu'il est difficile pour les décideurs de concilier les notions d'économie, d'environnement et de société dans une optique de prise de décision qui se veut plus 'durable' et en faveur d'une 'écologisation'¹ des systèmes.

1.4 Position de la France et du Québec

Selon le rapport « *Notre avenir à tous* », 20% de la population mondiale utilise 80% des ressources naturelles et génère 80% des résidus (WCED, 1987). La France et le Québec font partie de ce groupe. Le rapport mentionne également que nos habitudes de surconsommation sont la principale source des problèmes actuels. L'élément déclencheur, qui a d'abord attiré l'attention de la communauté scientifique et de la population, fut l'apparition de différents problèmes environnementaux et sociaux. Ces problèmes se faisant de plus en plus menaçants pour la survie de certains écosystèmes, une corrélation avec l'élimination massive et incontrôlée des déchets a rapidement été démontrée. En effet, la gestion actuelle des déchets exerce un impact sur la contamination de l'air, de l'eau et des sols, en plus de participer à

¹ Qui tend vers une compatibilité avec les écosystèmes.

la destruction de plusieurs espèces végétales et animales. De plus, la surexploitation des matières premières a créé une rareté dans la disponibilité des ressources naturelles, puis l'accroissement constant des volumes enfouis a contribué à alourdir le poids de l'empreinte écologique occasionné par la multiplication des lieux d'enfouissement sanitaire et des dépôts de matériaux secs. Face à l'accroissement des coûts de l'énergie et aux pressions des groupes environnementaux, les autorités gouvernementales et les entreprises n'ont d'autres choix que de prendre des mesures concrètes afin de réduire le volume de résidus générés et de procéder à la récupération et au recyclage de ces derniers.

Face aux problèmes environnementaux résultants d'une mauvaise gestion des déchets, la France et le Québec ont adopté des mesures similaires en vue d'inciter leur population respective à adopter des habitudes saines de production, de consommation et d'élimination.

1.4.1 En France

Dès 1506, alors que Louis XII mit en place la collecte des déchets sur l'ensemble du territoire parisien, la France s'ouvrit à une nouvelle orientation à l'égard de la gestion des déchets. À l'époque, ce sont principalement les problèmes de santé publique et les retombées économiques qui contribuèrent à resserrer les législations. Il fallut attendre plus de quatre siècles pour que la prise de conscience environnementale s'installe globalement en France. Au cours de la seconde moitié du 20^e siècle, ce nouveau mouvement populaire mena à d'indéniables améliorations en matière de gestion des déchets et de réglementations.

En vue de réduire les impacts associés aux déchets, deux étapes ont marqué l'évolution de la gestion des déchets en France (Attar, 2008). La première étant l'adoption de la *loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux*. De cette loi découlent 27 articles dans le *Code de l'environnement* qui ont comme objectifs communs la protection de la santé publique et celle de l'environnement. Dans les dispositions générales de la loi de 1975, le second article stipule que :

« Toute personne qui produit ou détient des déchets, dans des conditions de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits et des odeurs et d'une façon générale à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement, est tenue d'en assurer ou d'en faire assurer l'élimination conformément aux dispositions de la présente loi, dans des conditions propres à éviter lesdits effets.

L'élimination des déchets comporte les opérations de collecte, transport, stockage, tri et traitement nécessaires à la récupération des éléments et matériaux réutilisables ou de l'énergie, ainsi qu'au dépôt ou au rejet dans le milieu naturel de tous autres produits dans des conditions propres à éviter les nuisances mentionnées à l'alinéa précédent. »
(France, Loi n° 75-633 art. 2, 1975)

La seconde étape historique correspond à l'adoption de la *loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement*. Cette législation, qui est fondée sur une logique de filières de valorisation et de gestion entre partenaires, forme toujours le principe fondamental qui guide la gestion des déchets en France (réduction, réemploi, recyclage, traitement). Dans le but de renforcer la loi de 1975 en matière de traitement, la loi de 1992 apporte entre autres des modifications en y insérant cinq nouveaux alinéas :

« Les dispositions de la présente loi ont pour objet :

- 1° De prévenir ou réduire la production et la nocivité des déchets, notamment en agissant sur la fabrication et sur la distribution des produits ;
- 2° D'organiser le transport des déchets et de le limiter en distance et en volume ;
- 3° De valoriser les déchets par réemploi, recyclage ou toute autre action visant à obtenir à partir des déchets des matériaux réutilisables ou de l'énergie ;
- 4° D'assurer l'information du public sur les effets pour l'environnement et la santé publique des opérations de production et d'élimination des déchets, sous réserve des règles de confidentialité prévues par la loi, ainsi que sur les mesures destinées à en prévenir ou à en compenser les effets préjudiciables.

L'article 1er est complété par un alinéa ainsi rédigé :

Est ultime au sens de la présente loi un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux.» (France, Loi n° 92-646 art. 1^{er}, 1992)

La loi relative à l'élimination des déchets de 1992 a connu un essor en février 2004 avec le *Plan national de prévention de la production de déchets*, établi par le *Ministère de l'écologie et du développement durable* (MEDD). Le comité de pilotage du *Plan national*, dont fait partie l'*Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie* (ADEME), a comme mission de coordonner et de faciliter la mise en place du plan d'action qui vise à (MEDD, 2004):

- mobiliser les acteurs;
- agir dans la durée;
- assurer le suivi des actions.

Devant la nécessité de prendre des décisions à long terme en matière d'environnement et de développement durable, notamment pour soutenir la gestion des déchets sur le territoire français, un ensemble de rencontres politiques ont été organisées en octobre 2007. Ces rencontres, aussi appelées « *Grenelle de l'environnement* », ont réuni des représentants du gouvernement, d'associations professionnelles et d'ONG. Dans le rapport préparé par l'intergroupe chargé du volet « Déchets », quatre principales actions ont été proposées afin de réduire la quantité de déchets produits et de favoriser le recyclage (MEEDDAT, 2007) :

- réduire la production de déchets ménagers et assimilés;
- développer le recyclage matière et la valorisation organique;
- mieux connaître et contrôler les impacts des différents modes de traitement et de valorisation;
- renforcer la concertation, l'information et l'innovation en matière de gestion des déchets.

Le *Grenelle de l'environnement* représente la plus récente initiative en vue d'orienter les actions des citoyens, des entreprises et du gouvernement vers un développement durable. Parmi les retombées de ces rencontres, un projet de loi « *Grenelle I* » a été adopté à la quasi-unanimité à l'assemblée nationale en octobre 2008, puis examiné à partir de janvier 2009 et validé le 11 février 2009 par le Sénat.

1.4.2 Au Québec

Au Québec, l'éveil politique, industriel et social qui s'est amorcé depuis la seconde moitié du 20^e siècle a permis d'inculquer à la génération actuelle une vision davantage axée vers un développement durable. Dans le but de transmettre aux générations futures un héritage écologique de qualité équivalente, voire supérieure, à celui qui leur a été prêté, le *Bureau d'audiences publiques sur l'environnement* (BAPE) déposa en 1997 son rapport « *Déchets d'hier, ressources de demain* ». Dans ce rapport, il est énoncé que les citoyens et les intervenants doivent être responsables d'assurer la pérennité des résidus qu'ils génèrent (BAPE, 1997). Cette approche représenta un changement dans les mœurs de la société québécoise. Parmi les moyens proposés pour favoriser un développement durable, le BAPE suggère que :

« La gestion des résidus doit reposer sur une vision cohérente, concrète et à long terme. Elle doit comporter des objectifs clairs et réalistes, et aussi s'appuyer sur des moyens efficaces. En tant qu'enjeu de société, elle doit s'ouvrir sur une participation des citoyens et ne pas favoriser certains acteurs au détriment des autres. La transparence et l'équité sont des principes souvent mentionnés. Le citoyen, concerné au premier chef, doit avoir sa place dans le processus décisionnel. » (BAPE, 1997, p. 77)

Dans le rapport du BAPE, il est également mentionné que « La gestion des matières résiduelles est un problème de civilisation qui met en lumière le nécessaire rapport de l'humain avec son milieu naturel, pour ses propres conditions d'existence. » (BAPE, 1997). Que ce soit dans les articles de loi, les politiques adoptées, les rapports déposés ou toutes autres initiatives du gouvernement, l'idée de considérer les déchets en tant que

ressources récupérables et exploitables revient constamment. Plutôt que d'employer le terme « déchets », le Québec a adopté le terme « matières résiduelles » dont la définition présentée dans la *Loi sur la qualité de l'environnement* est exactement la même que celle fournie à l'article 1^{er} de la loi française du 15 juillet 1975 pour le terme « déchets » :

« Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau ou produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que le détenteur destine à l'abandon. » (France, Loi n° 75-633, 1975; Québec, Loi L.R.Q. chapitre Q-2, 1999)

En réponse aux recommandations soumises dans le rapport du BAPE, le gouvernement provincial élaborera en 1998 le *Plan d'action québécois sur la gestion des matières résiduelles 1998-2008*, qui fut remplacé par la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*. En addition à cette politique, « *Déchets d'hier, ressources de demain* » a également été à la base du *Plan de développement durable*, que le gouvernement a présenté à la population du Québec en 2004, dont la nouvelle *Loi sur le développement durable* en est la pièce centrale. Plus récemment, le gouvernement du Québec a remplacé la Politique de 1998-2008 par *La stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013* qui incorpore la notion de gestion des déchets et qui devrait guider les actions du Québec dans les années à venir (MDDEP, 2007).

La stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013 se fonde sur trois enjeux et contient neuf orientations stratégiques. Cette stratégie vise principalement l'atteinte de 29 objectifs autour desquels doivent s'articuler les interventions gouvernementales. Parmi les orientations stratégiques adoptées, la troisième s'adresse particulièrement à la problématique de gestion des déchets. L'orientation 3, intitulée « *Produire et consommer de façon responsable* », souligne que :

- « Il faut réexaminer nos besoins et habitudes de consommation pour repenser nos choix et identifier les améliorations à apporter de manière à :
- réduire, réutiliser, recycler et valoriser (notion de 3RV);
 - consommer des produits dont la production, la composition et l'usage respectent les principes du développement durable et sont conformes aux critères de qualité et de responsabilité sociale et environnementale;

- limiter la consommation de biens qui entraînent le gaspillage des ressources. » (MDDEP, 2007, p. 30)

Bien que le *Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs* (MDDEP) insiste sur le respect du concept des 3RV, la hiérarchisation proposée est toutefois tributaire à ce qu'aucune analyse environnementale n'en contredise les bienfaits (BAPE, 1997).

Plus de 10 ans après la publication de « *Déchets d'hier, ressources de demain* », les principes édictés commencent à être appliqués en intégrant les dimensions sociales, économiques et environnementales. Toutefois, malgré un taux de récupération qui atteint aujourd'hui les 48 %, la masse totale des déchets générés continue d'augmenter. Sur le territoire québécois, la masse de déchets s'élevait à 12 952 000 t en 2006 (Recyc-Québec, 2007a), dont 3 015 000 t provenaient du secteur municipal (Recyc-Québec, 2007a). La moyenne de résidus générés pour l'année 2006 s'élevait donc à 387 kg/habitant et correspond à une augmentation de près de 43% par rapport au bilan de 1996 (Recyc-Québec, 2002). Selon le *Conference Board Of Canada* (CBOC, 2005), la moyenne canadienne était de 791 kg/habitant en 2005. Parmi les 17 pays les plus industrialisés, le Canada se classait alors au dernier rang en ce qui concerne les déchets municipaux générés *per capita*. Dans ce même classement, la France a d'ailleurs été placée au 5^e rang avec ses 540 kg/habitant/année (CBOC, 2005).

1.5 Les outils d'aide à la gestion des déchets

En raison des bénéfices qui en découlent et de la pression législative, le marché de la récupération connaît une croissance importante depuis les deux dernières décennies. Pour la fraction de déchets qui n'est pas récupérée, plusieurs voies sont également disponibles. En fonction des technologies, des contraintes et des disponibilités, il s'avère complexe de déterminer quelle option de gestion représente le choix le plus durable. Dans le cadre d'un programme de gestion intégrée des déchets, l'évaluation des coûts et des impacts de chacune des alternatives (réserve provisoire, recyclage, valorisation, élimination ultime) doit être faite avec attention et objectivité. Afin d'assister la population,

les industries, les législateurs et les gestionnaires dans leurs prises de décision quant à la gestion des déchets, de nombreux outils sont désormais disponibles (Finnveden *et al.*, 2007).

Malgré les outils développés, la gestion des déchets est souvent tributaire d'une analyse subjective de la problématique ou de l'expérience des intervenants (Ascough Ii *et al.*, 2008). Par conséquent, bien que des outils d'aide à la décision soient disponibles, le recours aux approches empiriques demeure le moyen le plus employé par les gestionnaires. Cependant, les nouvelles réglementations étant de plus en plus exigeantes, l'utilisation d'outils de gestion connaît une croissance importante. En ce qui concerne les outils disponibles, les principaux mécanismes d'aide à la gestion des déchets sont ici présentés selon trois catégories : les méthodes d'analyse, les systèmes d'information géographique (SIG) et les analyses de cycle de vie (ACV).

1.5.1 Les méthodes d'analyses

Pour la gestion des déchets, les décideurs sont confrontés à conjuguer des impacts sociaux, économiques et environnementaux qui peuvent mener vers des choix opposés. Pour appuyer les prises de décision, les méthodes d'analyse s'avèrent efficaces lorsqu'il est nécessaire de comparer différentes options dans un système. Parmi les méthodes employées, l'analyse multicritère et l'analyse coût-avantage demeurent les plus utilisées.

Dans une situation où la décision dépend d'un large éventail d'alternatives, l'analyse multicritère s'avère efficace lorsque (Higgs, 2006) :

- plusieurs critères potentiels peuvent être pris en considération;
- le jugement subjectif de différents décideurs doit permettre d'atteindre un consensus objectif dans le processus final de prise de décision.

Grâce aux approches multicritères, il est également possible de réduire les coûts et le temps investi pour résoudre les problèmes de choix de technologies et de localisation

d'installations. Par exemple, comme la sélection d'un site pour l'implantation de nouvelles installations implique tant des critères qualitatifs et quantitatifs qu'heuristiques, il est souvent nécessaire de faire un compromis entre les facteurs tangibles et intangibles qui peuvent entrer en conflit (Cheng *et al.*, 2003). En resserrant les choix potentiels selon les critères et les poids prédéterminés, puis en réalisant une analyse de sensibilité sur les résultats, l'analyse multicritère met en lumière les conflits potentiels et soutient les compromis dans un processus transparent (Higgs, 2006).

L'analyse coût-avantage, comme son nom l'indique, est une méthode analytique qui repose sur une évaluation des coûts et avantages totaux lors d'une planification de projet. Tous les coûts et avantages, incluant les coûts environnementaux, devraient en principe y être inclus et ramenés sous une base monétaire (Johansson, 1993). L'analyse consiste ensuite à comparer les coûts aux avantages évalués. Bien qu'elles soient généralement appliquées aux projets, plusieurs analyses coûts-avantages ont profité à la gestion des déchets au cours de la dernière décennie (Eshet *et al.*, 2005; Ibenholt et Lindhjem, 2003). Un guide spécialement conçu pour la gestion des déchets a d'ailleurs été élaboré (Skovgaard *et al.*, 2007).

La précision des résultats d'une analyse coût-avantage dépend directement de la précision des coûts et avantages estimés. Cependant, la diversité et la nature des paramètres font en sorte qu'il est souvent complexe de fixer des valeurs avec exactitude. Il est donc plus pertinent d'employer ce type d'analyse dans une optique d'aide à la décision plutôt que pour évaluer des coûts réels.

1.5.2 Les systèmes d'information géographique (SIG)

Les SIG comptent également parmi la liste des mécanismes d'aide à la gestion des déchets. Le rôle d'un SIG est de proposer une représentation plus ou moins réaliste de l'environnement spatial en se basant sur des primitives graphiques telles que des points, des vecteurs (arcs), des polygones ou des maillages (Denègre et Salgé, 2004). À ces primitives sont associées des informations attributaires telles que la nature (route,

voie ferrée, etc.) ou toute autre information contextuelle (nombre d'habitants, volumes de déchets générés, etc.). Pour la gestion des déchets, les utilisations couvrent principalement les activités géomatiques de traitement et diffusion de l'information de manière à faciliter la gestion du territoire et/ou des transports. Notamment, les SIG assurent 5 fonctions essentielles (connues sous le terme des « 5A ») :

- la saisie des informations géographiques sous forme numérique (Acquisition);
- la gestion de base de données (Archivage);
- la manipulation et l'interrogation des données géographiques (Analyse);
- la mise en forme et la visualisation (Affichage);
- la représentation du système isolé (Abstraction).

Dans une optique de gestion intégrée des déchets, la fonction d'« Analyse » représente un obstacle en raison des différentes interactions dans les réseaux qui sont difficiles à évaluer. De plus, les modèles étudiés doivent intégrer les caractéristiques spatiales et structurelles du réseau, qui sont notamment présentées dans un SIG, ainsi qu'un suivi dynamique d'indicateurs environnementaux (Fedra, 1999). Pour la gestion des déchets, deux approches permettent d'atteindre ces objectifs. La première étant de combiner des bases de données à un SIG et la seconde étant de développer des modèles dynamiques de simulations. Dans les deux cas, l'intégration d'un suivi des données, qui est à la fois spatialement référencé et dynamique, ajoute une dimension supplémentaire qui devrait être intégrée dans n'importe quel ensemble d'outils d'aide à la décision (Fedra, 1999).

1.5.3 L'analyse de cycle de vie (ACV)

L'ACV est un outil permettant d'étudier et d'évaluer les impacts environnementaux attribués à un produit, un service ou un procédé dans un cycle d'extraction, de production, d'utilisation et de d'élimination ultime (ISO-14040, 2006). Le développement de l'ACV a été particulièrement marqué au cours des années 1990, ce qui a permis d'atteindre aujourd'hui un niveau d'harmonisation et de standardisation reconnu (série de normes ISO 14040).

Un des éléments clés de l'ACV propose que les systèmes analysés soient modélisés de façon à ce que les intrants et extrants du système soient suivis du berceau au tombeau « cradle to grave ». Les flux intrants représentent alors une ressource avant d'avoir subi une transformation par l'être humain, puis les extrants représentent les flux lorsque la matière est renvoyée dans l'environnement sans autre transformation subséquente (Finnveden, 1999).

L'*Organisation internationale de normalisation* (ISO) définit l'ACV comme étant un ensemble de procédures systémiques visant à compiler et examiner les intrants/extrants de matières et d'énergie, ainsi que les impacts environnementaux qui leur sont attribués tout au long du cycle de vie. L'ACV est alors obtenu en réalisant les trois étapes suivantes :

- compilation et inventaire de l'ensemble des intrants et extrants appropriés;
- évaluation des impacts environnementaux potentiels associés aux intrants et extrants;
- interprétation des résultats de l'inventaire et de l'évaluation des impacts en accord avec les objectifs de l'analyse.

Dans le cadre d'un programme de gestion des déchets, l'évaluation des avantages et inconvénients offerts par les différentes alternatives de valorisation et d'élimination demande une attention et une objectivité particulière. Afin d'obtenir des informations fiables concernant les émissions de polluants et leurs impacts sur l'environnement, l'ACV est l'outil le plus souvent préconisé lorsqu'il s'agit de comparer différentes options (Thomas et McDougall, 2005). Alors que la majorité des études de cycle de vie portent sur des analyses comparatives de différentes alternatives ou sur le diagnostic des points critiques d'une filière, l'ACV est de plus en plus intégré aux processus décisionnels pour les stratégies de gestion des déchets en raison de la capacité d'identifier les éléments sensibles dans un système. Plus précisément, l'ACV propose un système de référence et pose les jalons pour une approche holistique pouvant ensuite faciliter la comparaison de scénarios de gestion des déchets, tout en visant l'atteinte d'objectifs environnementaux (McDougall *et al.*, 2001). Dans le cadre d'une gestion intégrée des déchets, qui combine les notions de flux, de collecte, de traitement et d'élimination ultime, les décisions prises doivent également

inclure les notions de rentabilité économique et d'acceptabilité sociale qui ne sont pas prises en charge dans une ACV standard.

CHAPITRE 2

PROBLÉMATIQUE ET PRÉSENTATION DU PROJET DE RECHERCHE

2.1 Description de la problématique liée à la gestion des déchets

Le phénomène mondial d'accroissement démographique ainsi que l'augmentation fulgurante de la consommation dans les pays développés, au cours du dernier siècle, sont à l'origine de la problématique attribuée aux déchets. Pour la première fois de son histoire, l'être humain est contraint de ralentir ou de modifier ses habitudes de consommation. Sans quoi, la réserve de matières premières disponibles s'amenuiserait à un niveau tel, qu'elle ne pourrait plus suffire à la demande. Ce constat soutient que l'adoption d'habitudes saines de gestion des déchets constitue un élément fondamental de la solution. Devant l'intensification du mouvement environnementaliste et face aux volumes grandissants de résidus générés, il s'avère donc essentiel de mettre en place des mécanismes pour soutenir une gestion durable des déchets (Thomas et McDougall, 2005).

Au cours des trois dernières décennies, plusieurs outils ont été développés pour appuyer la prise de décision en matière de gestion des déchets. Toutefois, des lacunes sont dénoncées quant à l'utilisation de ces outils en raison de l'impossibilité d'effectuer, de façon simple et efficace, des comparaisons de scénarios ou des simulations permettant d'étudier le comportement dynamique des systèmes (Harrison *et al.*, 2001). De plus, un des principaux obstacles à la gestion des déchets, pour les décideurs, les professionnels et les législateurs, réside dans le caractère évolutif des systèmes qui fait en sorte que les décisions actuelles ne représentent pas nécessairement les meilleures solutions faces aux conditions futures. Il est donc inadéquat, dans une optique de développement durable et face aux fluctuations constantes, d'opter pour une filière précise de valorisation ou d'élimination des résidus et de maintenir ce système indéfiniment. Les prises de décision doivent plutôt s'adapter de façon continue aux conditions réelles afin de réduire les impacts sur l'environnement, de favoriser la croissance économique et de satisfaire les exigences sociales (Emison, 1996).

Pourtant, les principales fonctions des outils disponibles demeurent l'analyse des impacts environnementaux ou des coûts et leur application repose sur des démarches statiques.

Dans le cadre du projet de recherche, la problématique de gestion des déchets est abordée selon deux thèmes, le premier regroupe les problèmes d'ordre décisionnel, puis le second énonce les lacunes dans les approches traditionnelles. Bien qu'ils soient présentés séparément, ces deux thèmes sont étroitement liés.

2.1.1 Problèmes d'ordre décisionnel

Bien que le marché de la récupération ait connu une croissance importante depuis la conférence de Stockholm de 1972, il arrive fréquemment que des décideurs redirigent les matériaux récupérés vers l'enfouissement en raison du manque d'information, du nombre insuffisant de filières disponibles ou des coûts qui sont parfois plus avantageux. Cette problématique est d'ailleurs accentuée par le fait qu'il n'existe actuellement aucun mécanisme permettant de centraliser l'information concernant les divers matériaux récupérés lors des collectes sélectives ou encore concernant les matières consommées dans les systèmes industriels. Un tel mécanisme permettrait donc aux collectivités et aux entreprises d'évaluer rapidement les possibilités qui s'offrent à eux quant à la gestion de leurs déchets et faciliterait la synergie nécessaire à l'atteinte d'une écologie industrielle. L'urgence d'adopter une telle approche est aussi alimentée par le fait que le taux de régénération des ressources naturelles est actuellement inférieur aux besoins exprimés (Sundkvist *et al.*, 1999).

Lorsque des initiatives sont prises afin d'accroître la fraction de déchets récupérés, les collectivités et les entreprises agissent souvent de façon indépendante (Minck, 1995). Cette problématique a rapidement mené à une augmentation importante du volume de matériaux mis en réserve et destinés au recyclage, alors que d'autres modes de valorisation sont disponibles. Plusieurs décideurs et citoyens commencent donc à se demander si le recours systématique au recyclage est réellement la meilleure solution (Bjorklund et Finnveden, 2005). De plus, comme les conditions géographiques,

technologiques, environnementales, économiques et sociales influencent significativement le bienfondé de prioriser une filière plutôt qu'une autre dans un système, la hiérarchisation des options de gestion (3RV) ne représente pas toujours le choix le plus avantageux.

Au moment où un objet devient un déchet, plusieurs voies sont envisageables. En fonction des technologies, des contraintes et des disponibilités, il peut parfois s'avérer complexe de déterminer quelle option est la plus 'durable'. Dans un système de gestion des déchets, le processus décisionnel requiert un certain niveau de connaissances et d'expertises afin d'examiner adéquatement les informations qui sont souvent imprécises, incomplètes, biaisées, voire erronées (Jagielska, 1998). En conséquence, les décideurs doivent apprendre à combiner les notions de gestion et de protection de l'environnement dans leurs opérations courantes (Rojo, 2007). À l'opposé, plusieurs décideurs préconisent les options de gestion qui favorisent la rentabilité économique, plutôt que d'évaluer les impacts environnementaux et sociaux associés à leurs choix. Cette problématique peut toutefois être atténuée par des législations appropriées, par la mise en place d'un réseau collectif de gestion des déchets ou encore par le développement d'outils mieux adaptés. Les décideurs doivent également connaître quels sont les enjeux et quelle est leur importance dans l'optique d'une gestion 'saine' et 'durable'.

Dans le cadre d'un programme de gestion des déchets, le choix des technologies (enfouissement, recyclage, valorisation, etc.) a un effet direct à l'intérieur et à l'extérieur du système de gestion (Eriksson *et al.*, 2005). De plus, les erreurs découlant des approximations, les ambiguïtés dans la planification et le caractère aléatoire, voire chaotique, régissant les déchets générés représentent des sources d'incertitudes qui exercent une pression supplémentaire sur l'équilibre d'un système (Ni-Bin et Wei, 2000).

En plus du choix des technologies, la collecte et le transport des déchets, qui sont incontournables, influencent significativement le processus décisionnel. Les impacts additionnels attribués aux modes de transports ont aussi un effet direct à l'intérieur du système, par exemple par l'utilisation de carburant, et à l'extérieur du système,

par exemple par la dégradation des infrastructures routières. En conséquence, tout comme les technologies, les modes de transports agissent tant sur le plan social, qu'économique et environnemental.

Selon Finnveden (2007), les systèmes de gestion des déchets peuvent avoir des impacts locaux; par exemple en raison des émissions de polluants et des perturbations qui en découlent. Les systèmes de gestion des déchets peuvent aussi engendrer des impacts globaux, par exemple liés à l'utilisation des ressources ou aux émissions de gaz potentiellement perturbateurs pour le réseau climatique mondial. De plus, les systèmes de gestion des déchets peuvent être complexes et affecter d'autres systèmes connexes. Par exemple, si des matières sont recyclées, il est possible de remplacer en partie une production utilisant des ressources naturelles. Or, cette production peut se situer loin du système de gestion des déchets en question et son emplacement peut même être inconnu. Il existe alors un besoin d'incorporer tant la gestion du territoire que les notions élargies d'approche systémique dans la prise de décision. À l'heure actuelle, aucune méthode ne permet d'intégrer tous ces aspects. Il serait donc nécessaire de combiner différentes méthodes afin de répondre adéquatement à l'ensemble des interrogations d'ordre décisionnelle (Finnveden *et al.*, 2007).

2.1.2 Lacunes dans les outils disponibles

Dans un contexte où le « développement durable » est au centre des préoccupations, le concept de gestion intégrée des déchets devrait viser l'atteinte de bénéfices environnementaux, d'optimisation économique et d'acceptabilité sociale. Pour assister les décideurs et les législateurs dans leurs processus de prises de décision liés à la gestion des déchets, de nombreux outils sont proposés. Le plus souvent, ces outils se basent sur l'ACV, les analyses multicritère et coût-avantage, ainsi que les SIG. Toutefois, aucun de ces outils n'intègre à la fois les caractéristiques géographiques, les aspects sociaux, les transports, les flux de matières, les modes de valorisation ou d'élimination et les coûts. De plus, ces outils excluent les aspects spatiaux et temporels qui sont intrinsèques aux systèmes et qui sont essentiels à la compréhension et à l'analyse des problèmes de gestion

(Leao *et al.*, 2004). Il est donc inadéquat de greffer des valeurs fixes aux paramètres, alors qu'en réalité ces derniers fluctuent continuellement (Costi *et al.*, 2004).

De façon à corriger certaines lacunes mentionnées précédemment, le développement des outils de gestion des déchets devrait notamment s'appuyer d'une part sur les lois dynamiques du marché spécifiques à chaque débouché (produits générés par les activités de la filière) et, d'autre part, les contraintes associées à leur approvisionnement qui portent tant sur la diversité des sources que sur les caractéristiques (quantités et qualités) des matières résiduelles qui y sont associées (Rojo *et al.*, 2008).

Bien que certains outils, tels que l'ACV, soient utilisés pour accompagner la prise de décision, ceux-ci renferment des lacunes quant à l'interdépendance entre les variables, pouvant alors influencer significativement les résultats (Petersen et Solberg, 2005). Notamment, les systèmes étudiés à l'aide de ces outils sont linéaires et rigides, les fluctuations dans la disponibilité des ressources et dans la productivité sont négligées, l'aspect dynamique des transports n'est pas considérée, la synergie inter-industries n'est pas favorisée et le choix du mode de valorisation doit être déterminé dès le départ (Rojo, 2007). À l'opposé, il est essentiel de prendre en considération les flux de matières, les opérations de collecte et de transport, puis les options de traitement et d'élimination ultime (Thomas et McDougall, 2005).

À l'heure actuelle, l'ACV demeure l'outil favorisé pour la gestion des déchets (Korhonen *et al.*, 2004). Selon Petts (2000), il n'est pas répandu d'impliquer la participation du public lors d'une ACV, car cette approche est davantage un outil spécifique et fortement technocratique utilisé avant tout pour faire le bilan des charges environnementales. Pourtant, l'importance de l'opinion publique est primordiale dans la mesure où les aspects sociaux représentent un enjeu majeur dans la prise de décision. Les aspects sociaux incluent notamment les problèmes de communication, l'acceptation par la population, la compatibilité avec les riverains (syndrome du NIMBY), la participation du public dans la planification et la mise en œuvre, le comportement des consommateurs, les facteurs intergénérationnels et

l'évolution des valeurs (Morrissey et Browne, 2004). Toujours selon Petts (2000), si trop d'emphase est mise sur les résultats d'une ACV, au dépend de la considération des autres critères décisionnels importants (en accord avec l'opinion publique), la crédibilité du processus est remise en question. Joos (1999) ajoute que la gestion des déchets doit impérativement intégrer les aspects sociaux, à défaut de quoi le système est voué à l'échec. À cet effet, d'autres auteurs (McDougall *et al.*, 2001) proposent que la prise de décision, lorsqu'elle est basée sur les résultats d'une ACV, soit faite à la suite d'un débat public en tant que partie intégrante du processus démocratique.

Tel que mentionné précédemment, l'analyse des impacts environnementaux est considérablement influencée par le lieu, les conditions et les technologies de traitement. De plus, au stade actuel de son développement, l'ACV ne permet pas d'intégrer les notions de priorités sociales et d'économie face aux impacts locaux engendrés (ISO-14040, 2006), par exemple les répercussions des odeurs émises par une installation. Les modèles actuels, qui étudient le cycle de vie complet d'un produit et qui servent à appuyer les prises de décision dans les systèmes de gestion des déchets sont complexes et très détaillés. En conséquence, les utilisateurs potentiels de l'ACV, tels que les autorités municipales, possèdent rarement les compétences et l'expertise nécessaires pour utiliser de tels procédures complexes (Morrissey et Browne, 2004). Une autre difficulté associée à l'ACV réside dans la fixation des limites ainsi que dans la définition de l'unité fonctionnelle (Ekvall *et al.*, 2007). Notamment, l'ACV n'est pas adaptée pour comparer des impacts qui évoluent dans le temps, comme ceux imputables aux considérations intergénérationnelles par exemple (Petts, 2000).

Selon Powell (2000), plus les données environnementales sont complexes et prêtent à confusion, plus les décideurs se penchent vers les données financières pour appuyer leurs choix. Dans de telles circonstances, l'utilisation de l'approche de l'ACV devient superflue. Cependant, Craighill et Powell (1996) portent l'ACV vers de nouvelles perspectives en y intégrant des facteurs économiques et sociaux. Il faut toutefois souligner que ces modèles traitent uniquement de la phase d'inventaire de l'analyse et que l'ACV demeure un outil destiné à l'analyse d'impacts environnementaux. L'ACV est donc un instrument dans le « coffre à outils » pour la gestion des déchets, les prises de décision ne devraient donc pas

s'y limiter lorsqu'il est nécessaire de décider quelles sont les options à prioriser dans un système (Finnveden et Ekvall, 1998).

À l'heure actuelle, les outils disponibles servent principalement à comparer différents scénarios établis. Comme les méthodes d'analyses, les outils de calcul des flux et les SIG, l'ACV ne permet pas d'effectuer de façon simple et efficiente des simulations dans une optique d'optimisation. Parmi les obstacles qui freinent l'emploi élargi des outils, les utilisateurs critiquent la complexité et la lourdeur de ceux-ci. Cette problématique est accentuée dû au fait que les utilisateurs potentiels de ces outils sont contraints d'acquérir l'expertise nécessaire à leur emploi et à l'interprétation des résultats. De plus, les outils en question requièrent généralement l'intégration et l'étude de nombreux paramètres, ce qui ralentit considérablement le processus de prises de décision. Pour ces raisons, plusieurs décideurs choisissent plutôt de recourir aux approches empiriques de gestion ou de prendre les décisions de façon instinctive (Rojo, 2007).

Les outils disponibles présentent également des lacunes quant à leur flexibilité, à leurs limites d'utilisation, à leur capacité de résoudre des problèmes étendus et à leur applicabilité. De plus, ces outils ne permettent habituellement que l'analyse d'une filière à la fois et ne peuvent donc pas évaluer d'un seul coup le comportement de l'ensemble d'un système (Karagiannidis et Moussiopoulos, 1998). Selon Leao, Bishop et Evans (2004), les modèles mathématiques proposés doivent être dynamiques et s'adapter aux fluctuations démographiques. L'absence d'outils adéquats est en partie provoquée par les limites des méthodologies sur lesquelles se basent les modèles existants, par exemple l'incapacité d'analyser des procédés dynamiques avec les SIG ou d'intégrer des propriétés physiques spatiales avec les outils d'analyses. Contrairement à la vision d'une gestion intégrée, les modèles actuels ne prennent pas en considération les facteurs temporels et spatiaux. Les modèles spatiaux pour la gestion des matières résiduelles sont intrinsèquement statiques, puis les modèles dynamiques pour les systèmes de gestion ne prennent pas en considération les paramètres spatiaux liés aux transports et à la localisation des installations concernées (Leao *et al.*, 2004). Cette problématique indique que de nouvelles méthodes sont nécessaires en matière de gestion des déchets.

2.2 Présentation du projet de recherche

Bien que les progrès technologiques des dernières années aient contribué à la prolifération de nombreuses filières de gestion des déchets tant en France et qu'au Québec, les filières disponibles sont souvent insuffisantes pour accueillir l'ensemble des matières récupérées. Avec l'accroissement des volumes de déchets détournés de l'élimination, il est essentiel d'évaluer la possibilité d'investir dans la mise en place de nouvelles installations de recyclage ou de valorisation pour éviter que ces volumes soient redirigés malgré tout vers l'enfouissement ou l'incinération. En raison des lacunes dans les outils actuellement disponibles, des mécanismes d'aide à la décision mieux adaptés sont requis afin d'appuyer une gestion durable et responsable des déchets en accord avec les objectifs opérationnels et environnementaux fixés.

Aujourd'hui, la nouvelle tendance qui émerge à l'égard de la gestion des déchets tend à favoriser les approches globales de gestion selon les principes d'analyses systémiques plutôt que de traiter des déchets selon un type spécifique de matière. En raison des volumes importants de résidus générés et des nombreuses possibilités quant aux technologies disponibles (réserve provisoire, recyclage, valorisation et élimination ultime), il s'avère nécessaire d'analyser adéquatement les flux de matières qui circulent dans les systèmes étudiés. Comme chacune des technologies présente des caractéristiques distinctes (Zhao *et al.*, 2005), en fonction des procédés employés, des capacités, des caractéristiques du milieu, etc., il est inadéquat de maintenir une gestion de type linéaire et statique. D'autre part, il a été démontré à maintes reprises que le choix le plus économique n'est pas nécessairement le choix le plus environnemental, et que la meilleure option en termes d'équité sociale n'est pas nécessairement la plus économique ou la plus environnementale (Wang *et al.*, 1996). Les outils d'aide à la gestion des déchets doivent donc répondre aux critères fondamentaux mentionnés précédemment en intégrant les aspects sociaux, économiques et environnementaux à une démarche conforme au caractère évolutif des systèmes.

En vue de corriger les lacunes dénoncées dans les outils disponibles et de proposer aux gestionnaires une alternative pour appuyer les prises de décision, le projet de recherche propose une nouvelle approche permettant d'étudier le comportement global des systèmes de gestion des déchets. Afin d'atteindre l'objectif global du projet, les travaux de recherche ont été divisés de façon à soutenir trois hypothèses principales qui font l'objet des trois articles présentés dans la thèse.

2.2.1 Hypothèses de travail

Tel que suggéré par l'écologie industrielle, il est avantageux qu'une synergie s'installe parmi les générateurs de déchets (collectivités, entreprises, etc.) qui évoluent dans un système commun. Cependant, l'indépendance de certains acteurs occasionne un morcèlement dans la gestion des déchets et favorise la linéarité dans les prises de décision (approche « end of pipe ») (Wang *et al.*, 1996). En regroupant les volumes de déchets générés vers un réseau collectif de gestion, les décideurs pourraient bénéficier d'un effet de masse qui serait potentiellement favorable à l'alimentation d'un plus grand éventail de filières. Ce principe soutient que la gestion des déchets est en accord avec les modèles de type réseau où les différents flux de matières sont mis en commun dans un système qui régularise, emmagasine et redistribue ces flux de façon à tendre le système vers des conditions d'équilibre. En quelque sorte, la gestion des déchets peut être comparée à un réseau de distribution d'eau qui accueille un volume d'eau, l'emmagasine et le redistribue vers les consommateurs qui y sont reliés. Ce réseau hydraulique peut ensuite être configuré pour alimenter un ou plusieurs secteurs en priorité. La distribution des flux est alors influencée par les charges dans le système et l'équilibre du réseau est représenté par la charge globale de celui-ci (notion d'entropie maximale).

Sachant qu'un réseau peut générer une quantité importante de données qui doivent être analysées et interprétées afin d'assurer une gestion proactive et corrective, une approche réseau a l'avantage de déceler les variables dépendantes, même si les interdépendances

semblent imperceptibles. Elle permet ensuite d'adapter le comportement du système et des autres paramètres au fur et à mesure que ce système évolue. De plus, l'approche réseau permet cette adaptation sans même nécessiter une restructuration ou une reconfiguration complexe du système (Neves et Cortez, 1997). Bien que de nombreux outils d'aide à la décision s'appuient sur des approches réseau, les applications à la gestion des déchets sont marginales et se limitent généralement à la gestion territoriale ou au transport des matières. En ce qui concerne la gestion des flux, et plus particulièrement la prise de décision quant aux technologies à préconiser dans un système, il n'existe actuellement aucune application concrète d'une telle approche pour la gestion des déchets.

En raison de l'analogie entre un réseau de distribution d'eau et un système de gestion des déchets, la première hypothèse de travail découle de l'importance d'assurer une alimentation constante des filières de façon à maintenir le réseau dans un état stationnaire (à l'équilibre).

Hypothèse 1 :

En vue d'assurer l'alimentation constante des filières dites favorables (à faible impact) dans un système, tout en minimisant les impacts globaux engendrés, il est avantageux d'appliquer les notions de conservation de l'énergie, notamment le théorème de Bernoulli, à la gestion des déchets.

Contrairement à l'approche traditionnelle de gestion des déchets, qui favorise l'analyse indépendante des matières, cette phase du projet de recherche vise à démontrer qu'il pourrait être intéressant de gérer en préconisant une approche de type « réseau hydraulique » (appelé la gestion dynamique des déchets dans la thèse, GDD). Puisqu'il est avantageux de régulariser les flux pour assurer l'équilibre d'un réseau et pour minimiser sa charge globale, l'approche proposée vise à déterminer quelles filières devraient être priorisées et quelle quantité devrait être mise en réserve en vue d'assurer leur alimentation constante.

Toujours en se basant sur l'analogie avec un réseau de distribution d'eau, qui évolue en fonction des charges, la seconde hypothèse suggère que les diverses options dans un système de gestion des déchets devraient être comparées sous une unité commune afin de favoriser une approche de type réseau hydraulique. Une telle démarche pourrait en quelque sorte être

comparée à l’empreinte écologique qui réduit sous une base commune (en équivalent de superficies exploitées) un ensemble d’indicateurs qui quantifient les activités d’exploitation, de valorisation et d’élimination des ressources en fonction de la capacité de support d’une région écologique donnée (Rees, 1996). En s’inspirant de l’empreinte écologique, l’unité sélectionnée pour la gestion des déchets (désignée sous l’indice global d’attribution dans la thèse, IGA) correspondrait à un indice de comparaison et d’aide à la décision pouvant être intégré à l’approche de la GDD. Cependant, cet indice ne devrait en aucun cas être perçu en tant qu’unité de mesure absolue.

Hypothèse 2 :

Dans le but de comparer différentes options dans un système de gestion des déchets, il est possible de développer, à l’aide d’outils d’analyses reconnus, une méthodologie permettant de ramener un ensemble de critères sous une base commune et dont les résultats peuvent ensuite être intégrés en tant que ‘charges’ dans l’approche réseau développée.

En préconisant les pôles du développement durable dans le choix des outils d’analyses pour le calcul des IGA, l’approche réseau devrait permettre de déterminer quelles sont les variables économiques, sociales et environnementales qui influencent l’état d’équilibre des systèmes étudiés. De plus, en intégrant les IGA à la GDD, il sera démontré qu’il est possible d’analyser divers scénarios de gestion de manière à équilibrer un réseau, établir une liste de priorités advenant une rupture dans les matières disponibles, prévoir des réserves provisoires dans l’éventualité d’une augmentation subite du volume de déchets générés, etc.

En raison des nombreux paramètres à considérer, une des problématiques souvent dénoncées en matière de gestion des déchets réside dans la difficulté, pour les décideurs, de sélectionner un site pour l’implantation de nouvelles installations (Wang *et al.*, 1996). Par conséquent, dans le but de démontrer une des applications possibles avec l’approche de gestion développée, la dernière hypothèse porte spécifiquement sur la gestion territoriale.

Hypothèse 3 :

À l'aide de la gestion dynamique des déchets et des indices globaux d'attribution, il est possible d'appuyer la gestion territoriale en déterminant notamment quelle est l'option la plus favorable (dont l'impact est le plus faible) lorsqu'une nouvelle installation doit être positionnée dans un système.

2.2.2 Objectifs du projet de recherche

L'atteinte des objectifs environnementaux dans le domaine de la gestion des matières résiduelles (des déchets), notamment poursuivis par les gouvernements français et québécois, dépend de la capacité des collectivités et des industries à orienter conjointement leurs prises de décision vers une gestion dite 'responsable' et 'durable'. Néanmoins, une fraction importante des principaux générateurs de déchets gèrent toujours leurs résidus de façon indépendante et linéaire, au fur et à mesure qu'ils sont générés, puis aucun processus décisionnel n'est établi afin de contrer les effets négatifs associés aux variations dans les volumes générés sur les flux d'alimentation des utilisateurs de ces matières. En vue de favoriser l'implantation de réseaux collectifs de gestion des déchets, l'emploi de nouveaux outils d'aide à la décision qui seraient intégrés et efficaces permettrait de resserrer la cohésion recherchée, encourageant ainsi l'éclosion d'une écologie industrielle. Étant élaborée à partir des concepts d'hydraulique, l'approche de la GDD vise à soutenir l'atteinte de ces objectifs en favorisant l'analyse dynamique et évolutive des systèmes étudiés.

Le but d'une gestion 'responsable' et 'durable' des déchets est de trouver de nouveaux débouchés pour les résidus de la société de façon environnementalement efficace, économiquement abordable et socialement acceptable. Pour atteindre cette durabilité, les outils employés doivent notamment permettre de prédire la charge infligée au réseau suite à l'application d'un système de gestion. Par conséquent, l'approche développée dans le cadre du projet de recherche repose sur des modèles d'analyse reconnus, ainsi que sur des concepts universels de la gestion, de sorte qu'il serait envisageable de l'adapter à la gestion de

n'importe quel déchet, peu importe le lieu géographique et les conditions du milieu. Les résultats de la recherche visent à offrir aux législateurs et aux gestionnaires un nouvel outil afin de soutenir les prises de décision quant aux technologies à préconiser (recyclage, réserve, valorisation, élimination ultime) dans un système de gestion des déchets, et ce, tout en minimisant les impacts sociaux, économiques et environnementaux associés aux activités et aux transports dans le réseau.

Les prochains chapitres (CHAPITRES 3, 4 et 5) présentent respectivement les travaux visant à valider les trois hypothèses de recherche mentionnées précédemment. Ces chapitres sont présentés sous la forme d'articles scientifiques. À cet effet, des répétitions ont été incorporées volontairement au texte afin de faciliter la compréhension des articles lorsqu'ils seront consultés séparément.

CHAPITRE 3

ARTICLE 1 : L'APPROCHE INTÉGRÉE DE LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD) : VERS UNE PRISE DE DÉCISION ÉVOLUTIVE

Gabriel Rojo^{1,2}, Valérie Laforest², Mathias Glaus¹, Jacques Bourgois², Robert Hausler¹

¹ Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), Département de
génie de la construction, École de Technologie Supérieure,

1100 rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

² Sciences, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE), École Nationale
Supérieure de Mines de Saint-Étienne,

158 cours Fauriel, Saint-Etienne, France 42023

Ce chapitre, qui visait à répondre à la première hypothèse, a été soumis en tant
qu'article à la revue *Waste Management & Research*
(version anglaise à l'ANNEXE II), 11 novembre 2008, confirmation : WMR-08-0159

Résumé

En raison des impacts sociaux, économiques et environnementaux associés à la gestion des déchets, il est nécessaire de favoriser les prises de décision qui intègrent chacun de ces aspects. Actuellement, les approches préconisées sont plutôt statiques et linéaires dans leur application, elles ne permettent pas une utilisation optimale des matières disponibles. En conséquence, le choix des technologies pour la gestion des déchets repose souvent sur des paramètres fixes, alors que les systèmes sont en constante évolution. De plus, la validité de prioriser une technologie est directement liée aux impacts associés aux longueurs de trajets, aux modes de transports et aux caractéristiques des routes empruntées. Cependant, les outils disponibles négligent cet aspect dynamique qui est crucial pour réduire la charge des systèmes étudiés. Dans le but d'assurer une gestion durable et dynamique des déchets, la GDD propose une nouvelle approche évolutive permettant d'assurer une alimentation constante vers les technologies favorables dans un système. Pour y parvenir, la GDD repose sur la loi de la conservation de l'énergie qui permet d'équilibrer un réseau tout en considérant les contraintes associées aux transports. Afin de démontrer la portée de la GDD, cet article décrit l'approche, puis présente un exemple d'application.

Mots clés: écologie industrielle, gestion des déchets, outil d'aide à la décision, analyse de flux, modèle de simulation, approche dynamique, gestion intégrée, loi de la conservation de l'énergie.

3.1 Introduction

Face aux problématiques associées à l'exploitation des ressources, le concept de gestion durable des déchets est désormais reconnu et entré dans les mœurs des principaux pays industrialisés. Même si des outils ont été développés pour appuyer la prise de décision, aucun ne combine les notions d'analyse systémique et de minimisation des impacts de façon globale et dynamique (Leao *et al.*, 2004; Woolridge *et al.*, 2005). La gestion des déchets doit aller au-delà de simples objectifs de réduction des volumes enfouis ou incinérés, elle doit viser l'acceptabilité sociale, la rentabilité économique et la compatibilité environnementale, tout en soutenant une évolution responsable et équitable de la société (Morrissey et Browne, 2004). En dépit des efforts déployés pour réduire les volumes de déchets éliminés, le manque d'investissements pour implanter des technologies de gestion adéquates (centre de tri, recyclage, valorisation, etc.) fait en sorte qu'une fraction considérable de matières récupérées finit souvent à l'enfouissement (Barton *et al.*, 2008). Afin de définir les besoins d'une société quant aux technologies à préconiser, les décideurs réclament de nouveaux outils qui leur permettront de prévoir les volumes de déchets qui seront disponibles, d'assurer l'alimentation constante et suffisante des installations, puis de déterminer l'emplacement le plus approprié des sites de traitement (Gautam et Kumar, 2005).

Ayant été critiquée à mainte reprise, l'approche traditionnelle de gestion en « bout de tuyau » a désormais été remplacée par la hiérarchisation des technologies de gestion des déchets. Malgré les avantages de cette nouvelle approche, son aspect linéaire peut engendrer des prises de décision erronées, voire inadéquates (Kirkeby *et al.*, 2006; Schmidt *et al.*, 2007). Quoique les outils actuels, tel que l'ACV, permettent de comparer divers scénarios en tenant compte des impacts associés aux transports, les résultats obtenus reposent sur une évaluation statique des paramètres (Winkler et Bilitewski, 2007). En raison du caractère dynamique et stochastique des réseaux étudiés, la gestion des déchets doit reposer sur la charge globale exercée sur le système plutôt que sur une classification des options disponibles. Or, la validité de favoriser une technologie à une autre est directement liée aux impacts

associés aux déplacements des flux dans le réseau (Bogner *et al.*, 2008; Bovea *et al.*, 2007; Salhofer *et al.*, 2007). Ces impacts sont principalement influencés par le mode de transport utilisé, la distance parcourue, ainsi que par le type de route emprunté.

Cet article présente l'approche de la GDD qui combine les notions de distribution en réseaux et de conservation de l'énergie. En intégrant les caractéristiques intrinsèques associées aux transports lors de la prise de décision, la GDD permet de minimiser la charge infligée aux systèmes de gestion des déchets et d'assurer l'équilibre permettant l'alimentation constante des technologies en place. Afin de démontrer le potentiel de la GDD, seront exposées dans un premier temps les bases de l'approche, puis un exemple d'application.

3.2 Introduction à la GDD

3.2.1 Principes de base

Dans un système de gestion des déchets, le réseau est influencé par divers paramètres. En plus de l'évolution des technologies et des transports, les quantités de déchets disponibles (générés ou en réserve) varient constamment. Ce type de réseau s'apparente à un réseau de distribution d'eau où des volumes d'eau sont admis dans le système, stockés, puis redistribués selon la demande. Concernant la distribution des flux dans un réseau d'eau, la loi de la conservation de l'énergie fait en sorte que l'écoulement se réalise vers les charges les plus faibles. Ainsi, plutôt que d'alimenter la demande de façon linéaire selon une hiérarchie établie, la distribution est dynamique et peut assurer une alimentation continue vers les endroits jugés prioritaires. La distribution des flux devient alors complémentaire plutôt que substitutive.

Pour des raisons d'acceptabilité, de rentabilité et de durabilité, la gestion des déchets doit suivre le modèle de la loi de la conservation de l'énergie qui permet une distribution des flux en fonction de la charge globale du système. Contrairement à l'approche de la hiérarchisation

qui perd de sa validité lorsque des événements inattendus surviennent, la GDD permet un maintien optimal de la charge du système en tendant vers un régime permanent. En conséquence, malgré de fortes perturbations dans les volumes disponibles, il demeure possible d'alimenter les installations en fonction de leur effet sur la charge globale du système. Le Tableau 3.1 présente les analogies entre la GDD et les réseaux hydrauliques.

Tableau 3.1 Analogies : réseau hydraulique Vs gestion des déchets
Tirée de Rojo *et al.* (2008, p. 543)

Réseau de distribution d'eau	Système de gestion des déchets
Usine de traitement (Source)	Source de déchets générés
Réseau de distribution (Conduites)	Réseau de transport (Routes, train, etc.)
Réservoir	Stockage des matières (Réserves)
Charge hydraulique	Charge associée aux impacts
Demande en eau (Utilisation)	Alimentation des installations (Enfouissement, recyclage, valorisation, etc.)

3.2.2 Influences associées aux transports

En se basant sur les bilans de masses, utilisés dans l'ACV, il a été démontré que les transports influencent significativement la validité de prioriser une technologie par rapport aux autres dans un système de gestion des déchets (Salhofer *et al.*, 2007). Comme dans un réseau de distribution d'eau, plus le trajet est long et plus il est contraignant, plus le transport demande de l'énergie et moins il est probable que la matière emprunte ce trajet. En considérant que la charge dans le système correspond aux impacts associés aux technologies et aux transports, la distribution des flux et l'équilibre du système dépendent directement des volumes disponibles et des caractéristiques du réseau.

Étant basée sur la loi de la conservation de l'énergie, la GDD permet d'étudier le comportement global des systèmes en considérant les impacts associés aux transports

comme étant des pertes de charge linéaires. Ainsi, plus la perte de charge linéaire est élevée, moins il est probable que des déchets empruntent ces trajets dans le réseau.

3.2.3 Loi de la conservation de l'énergie

Comme mentionné précédemment, la GDD repose sur la loi de la conservation de l'énergie afin de favoriser l'alimentation vers les technologies dites favorables (à faible charge). Toutefois, cette distribution des flux est directement influencée par les impacts associés aux transports et tend vers une minimisation de la charge globale du système. En raison des analogies avec les réseaux de distribution d'eau, la GDD repose sur l'équation de conservation de l'énergie de Bernoulli (équation 3.1) qui permet de comparer le bilan hydraulique entre deux points (1 et 2) dans un réseau.

$$\frac{v_1^2}{2 \cdot g} + h_1 + \frac{P_1}{\rho \cdot g} = \frac{v_2^2}{2 \cdot g} + h_2 + \frac{P_2}{\rho \cdot g} + \Delta H \quad (3.1)$$

Les paramètres de cette équation générale sont les suivants: la vitesse du fluide (v en m/s), l'accélération gravitationnelle (g en m/s^2), l'altitude ou la charge (h en m), la pression dans la conduite (P en Pa), la masse volumique (ρ en kg/m^3), la perte de charge (ΔH en m).

3.3 Modèle général de la GDD

3.3.1 Prémisses de travail

En reprenant l'équation 3.1 et en considérant que les flux circulent dans des conduites circulaires entièrement remplies par le fluide, que la vitesse du fluide est constante ($v_1=v_2$) et que le système est fermé, plein et qu'il ne subit aucune pression externe ($P_1=0$, $P_2=0$). Les énergies de pression et cinétique demeurent donc constantes d'un point à l'autre du

réseau. Dans ce cas, la perte de charge entre deux points peut s'exprimer uniquement par l'énergie potentielle. Ainsi :

- Sachant que la vitesse est :

$$v = \frac{Q}{S} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot D^2} \quad (3.2)$$

- Et que la perte de charge est :

$$\Delta H = \gamma \cdot \frac{L}{D} \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g} = 8\gamma \cdot \frac{L}{D^5} \cdot \frac{Q^2}{g \cdot \pi^2} \quad (3.3)$$

Où les paramètres de la conduite sont représentés par : le coefficient de perte de charge (γ), le débit (Q en m^3/s), la section (S en m^2), le diamètre (D en m) et la longueur de la conduite (L en m).

- Alors, l'équation 3.1 devient alors :

$$h_1 = h_2 + \Delta H = h_2 + \left(8\gamma \cdot \frac{L}{D^5} \cdot \frac{Q^2}{g \cdot \pi^2} \right) \quad (3.4)$$

L'équation 3.4 indique que les flux d'un tel réseau sont dirigés vers les niveaux de charges les plus faibles, et que ces charges sont influencées par les pertes de charge associées aux débits et aux caractéristiques des conduites (longueur, diamètre, friction).

En gestion des déchets, comme les technologies préconisées engendrent des impacts qui leur sont propres et que le transport des matières exerce un impact additionnel, il s'avère intéressant d'étudier ces systèmes à l'aide des concepts de la mécanique des fluides. Par une telle approche, il devient ensuite possible d'étudier la dynamique des systèmes et d'évaluer les effets de chacun des paramètres sur la charge globale du réseau.

3.3.2 Les charges dans la GDD

Suivant la même logique qu'en hydraulique, les technologies disponibles dans un système de gestion des déchets doivent être alimentées en parallèle (en fonction de leur charge dans le réseau), et non pas en série (les uns à la suite des autres). Ce principe découle du fait qu'il est plus facile de maintenir un système à l'équilibre, de minimiser l'énergie nécessaire et d'admettre de fortes fluctuations dans un réseau maillé que dans un réseau en série (Ang et Jowitt, 2003). En plus d'optimiser l'utilisation des technologies disponibles, cette approche permet d'analyser l'impact de celles-ci sur l'ensemble du réseau. Pour étudier le comportement d'un réseau sur la base des énergies potentielles, l'équation 3.4 selon Bernoulli se décompose en trois segments distincts :

- La charge au point de départ (h_1)
- La charge au point d'arrivée (h_2)
- La perte de charge linéaire entre les 2 points (ΔH)

Dans la GDD, la charge au point d'arrivée (h_2) est remplacée par la charge associée à la technologie visée. Cette charge est appelée l'indice global d'attribution (*IGA*) et correspond au poids que représente le recours à une technologie plutôt qu'à une autre. Par exemple, l'*IGA* pourrait représenter les impacts déterminés par l'ACV. Ce qui est important dans la GDD, c'est de comparer les technologies et les transports sous une base commune, puis en fonction des paramètres désirés.

Pour ce qui est de la charge au point de départ (h_1), elle est représentée par l'indice de priorisation (*IP*) qui évoque l'importance que peut avoir un générateur de déchet dans le système. Ces générateurs peuvent être de source industrielle, municipale, etc. Cette charge de départ influence la distribution des flux dans le système lorsque celui-ci est saturé et permet de prioriser certains générateurs. Par exemple, lorsque certains déchets sont dangereux ou qu'ils ne peuvent pas être conservés chez le générateur, ils seront redirigés en priorité vers les technologies disponibles.

Tel que mentionné précédemment, la perte de charge linéaire (ΔH) correspond aux impacts associés aux transports dans la GDD et influence significativement la distribution des flux dans le système. Ces impacts sont appelés la perte d'indice associée aux transports (ΔI_T) et sont présentés plus en détail dans la section suivante.

3.3.3 Pertes de charge associées aux transports

Il est important de rappeler que le but de la GDD n'est pas de copier l'équation de Bernoulli pour l'appliquer à la gestion des déchets; il est plutôt de s'en inspirer afin de transposer la notion de perte de charge associée aux trajets parcourus. L'idée est de réaliser des simulations à l'aide d'une méthode itérative reconnue, comparable aux outils de calculs hydraulique, afin d'étudier les impacts associés aux technologies ainsi que ceux associés aux transports dans les systèmes de gestion des déchets.

En raison des impacts attribués au type de transport, à la longueur des trajets, aux volumes transportés ainsi qu'aux caractéristiques de la route, une attention particulière doit être portée lors de la définition de la perte de charge associée aux transports (ΔI_T). L'influence de ΔI_T fait en sorte que malgré une valeur d'*IGA* favorable, les générateurs possèdent un rayon de transport au-delà duquel il n'est plus favorable d'envoyer les déchets vers certaines installations. En d'autres mots, même s'il est plus convenable de recycler un matériau plutôt que de l'enfouir, les distances à franchir font en sorte qu'il est parfois préférable d'enfouir un déchet que de le transporter sur de longues distances pour le recycler.

Comme la perte d'indice ΔI_T correspond à une perte de charge linéaire dans la GDD, son équation (équation 3.5) s'inspire de l'équation de perte de charge dans l'équation de Bernoulli (équation 3.3). Ainsi, le coefficient de perte de charge (γ), le débit (Q), le diamètre (D) et la longueur de la conduite (L) de l'équation 3.3 sont remplacés respectivement par le coefficient de perte d'indice associé au trajet (α), le nombre de transports effectués (Q), le facteur de caractérisation de la route (R) et la longueur du transport (L). Dans l'équation 3.5, les valeurs de π et de g ont été écartées car elles ne sont pas pertinentes. C'est plutôt le coefficient de perte de charge (γ) qui équilibre l'équation.

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \quad (3.5)$$

Dans cette équation, qui est sans dimension, les variables β et δ représentent respectivement les coefficients associés aux paramètres R et Q . Ces variables influencent la perte de charge (d'indice) relative au trajet et servent à pondérer les paramètres de l'équation de façon à ajuster l'influence du facteur de caractérisation et du débit dans l'équation 3.5.

Comme ils sont non significatifs dans l'équation de la GDD, la valeur de l'accélération gravitationnelle ainsi que les autres valeurs numériques ont été regroupées pour former le coefficient α . Les unités associées aux paramètres de l'équation 3.5 dépendent de l'outil de comparaison préconisé par les utilisateurs pour définir les différentes charges et sont obtenues de façon empirique.

3.3.4 Équation générale de la GDD

Afin d'étudier le comportement de systèmes de gestion des déchets, l'équation générale de la GDD repose sur l'équation de la conservation de l'énergie (équation 3.4). La distribution des flux devient alors dépendante de l'indice attribué aux générateurs de déchets (IP), de l'indice des technologies disponibles (IGA), ainsi que des caractéristiques associées aux transports dans le réseau (ΔI_T). Cette nouvelle équation générale de la GDD (équation 3.6) permet également d'étudier l'influence de chacun des paramètres sur l'ensemble d'un système.

$$IP = IGA + \Delta I_T = IGA + \left(\alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \right) \quad (3.6)$$

En raison de l'influence qu'ont les impacts associés aux transports sur la validité de prioriser une technologie de gestion des déchets, le choix des critères de comparaison et des outils

demeure primordial dans l'application de la GDD. Les systèmes étudiés à l'aide de critères économiques ne proposeront sûrement pas les mêmes modèles de distribution des flux que s'ils avaient été étudiés selon des critères environnementaux ou sociaux. Il est donc recommandé d'opter pour des approches reconnues, tel que l'ACV, pour déterminer la charge qu'exercent les technologies disponibles et la charge occasionnée par les transports dans un système. Il s'agit ensuite de déterminer les influences qu'ont les volumes transportés, les moyens de transport utilisés et les routes empruntées sur ΔI_T .

Une fois les paramètres de l'équation 3.6 définis, il est possible d'étudier le comportement des systèmes choisis. Comme avec l'équation de Bernoulli, il est également possible de mesurer l'état d'équilibre du réseau, de déterminer le modèle de distribution optimal des flux, de connaître les faiblesses du système, de prévoir la capacité maximale des réserves et des technologies disponibles ou prévues, etc. La réserve étant directement influencée par le comportement du réseau et étant libre de se remplir ou de se vider, la charge globale du système est représentée par la quantité disponible dans la réserve (l'indice de la réserve).

3.4 Exemple d'application de la GDD

Dans le but de démontrer la portée de la GDD, la section suivante porte sur l'étude d'un scénario de gestion des déchets. Bien que le système proposé soit fictif à des fins de démonstration, ce dernier a été élaboré sur la base de conditions réelles. Pour réaliser les simulations, le logiciel d'analyse de réseaux hydraulique EPANET2 a été choisi. Cet outil permet d'analyser le comportement des réseaux et repose principalement sur la loi de la conservation de l'énergie (US-EPA, 2008). Parmi les approches mathématiques disponibles, l'équation de Hazen-William, qui découle du théorème de Bernoulli, a été retenue pour la GDD en raison de la simplification des écoulements dans le réseau.

3.4.1 Caractéristiques du système étudié

Le scénario retenu porte sur la gestion de déchets de bois dans une région d'environ 30 000 km². Le système est composé de trois principaux générateurs de déchets qui ont le choix entre quatre technologies qui ont des capacités de traitement différentes ou une réserve qui a une capacité admissible maximale. Les transports sont faits par des camions dont la capacité est de 20 t par chargement. Les déchets générés sont :

1. Des poteaux de services
2. Des traverses de chemin de fer
3. Des résidus de bois de construction

Une fois introduits dans le réseau, les déchets peuvent être envoyés vers :

- | | |
|---------------------|--|
| R. Une réserve, | Capacité max. : 10 000 t et 200 chargements/mois |
| A. L'incinération, | Capacité max. : 70 charg./mois |
| B. Le recyclage, | Capacité max. : 45 charg./mois |
| C. Le compostage, | Capacité max. : 65 charg./mois |
| D. L'enfouissement, | Capacité max. : 50 000 t et 100 charg./mois |

La carte géographique du système étudié ainsi que le schéma global, tel que modélisé dans EPANET2, sont présentés à la Figure 3.1. La figure expose également les caractéristiques des routes empruntées et les valeurs d'*IP* et d'*IGA* associées aux générateurs, à la réserve et aux technologies disponibles.

(Schrank et Lomax, 2007). Étant donné que R est représenté par le diamètre de la canalisation dans l'équation de Hazen-William et que la perte de charge est inversement proportionnelle à la taille d'une conduite, R devient l'inverse du RCI (équation 3.7).

$$R = \frac{1}{RCI} \quad (3.7)$$

Durant les simulations, deux types de camions sont utilisés. Les déchets provenant des générateurs 1 et 2 sont transportés par des camions type X et les déchets provenant du générateur 3 sont transportés par des camions type Y qui exercent une perte d'indice 50% plus élevés.

3.4.2 Simulation dans EPANET2

En raison des distinctions entre un système de gestion des déchets et un réseau hydraulique, la simulation dans EPANET2 nécessite des ajustements. Concernant le réseau, des vannes et des clapets de non-retour ont été utilisés pour définir les volumes admissibles (capacités maximales), puis pour éviter que les flux (les transports) circulent en boucles. Avec cette approche, les transports sont considérés de façon indépendante et la distribution des déchets peut se faire partout dans le réseau. Tel que démontré dans le schéma global de la Figure 3.1, les acteurs (générateurs, réserve et technologies) représentent les nœuds du réseau et sont interreliés par les trajets qui les séparent.

Dans EPANET2, les valeurs d' IP et d' IGA attribuées aux acteurs sont converties en charges hydrauliques (en mètres). De plus, la réserve a été fixée de façon à s'assurer que plus son niveau est bas, plus son alimentation sera priorisée dans le système. Alors que plus son niveau est élevé, plus son indice exercera une pression pour favoriser son évacuation. L'indice à vide de la réserve a été fixé de façon à ce que, à distance égale, les technologies B et C soient priorisés, puis son indice à plein pour que son évacuation soit assurée dans tout le système. Ainsi, la charge globale du système permettra de maintenir un niveau optimal

dans la réserve. Pour les simulations, la forme qui a été privilégiée pour la réserve est un cylindre avec un intervalle d'indice (hauteur) de 3 et de capacité de 10 000 t, puis le volume initial dans la réserve a été fixé à 4000 t (200 chargements).

L'échelle de temps pour l'exemple est de dix mois avec un pas de temps d'un mois. Durant la simulation, l'unité de débit est représentée par un chargement par mois et correspond à un mètre cube à l'heure mesurée dans EPANET2. Pour déterminer les paramètres de l'équation de la perte d'indice associé aux transports (équation 3.5), le Tableau 3.2 présente les données de référence utilisées, soient : la perte d'indice, la longueur du trajet, le facteur de congestion, le débit et le type de camion utilisé. Pour l'exemple, ces valeurs ont été fixées de façon approximative.

Tableau 3.2 Pertes d'indice associées aux transports

ΔI_T	L (km)	R (1/RCI)	Q (charg./mois)	Camion
1,00	100	1,00	100	Type X
1,50	100	1,00	100	Type Y
1,20	100	0,75	100	Type X
1,05	100	1,00	200	Type X

En effectuant la conversion d'unité dans EPANET2, la valeur de α calculée est de $2,2 \times 10^{-6}$ pour un camion type X et de $3,2 \times 10^{-6}$ pour un camion type Y. À l'aide de ces valeurs, de l'équation de la perte d'indice ΔI_T obtenu par calculs (équation 3.8) et des données de référence (Tableau 3.2), le scénario peut être modélisé dans EPANET2 et les simulations peuvent être réalisées.

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^{0.6338}} \cdot Q^{0.0704} \quad (3.8)$$

3.5 Résultats

Afin de démontrer le comportement de la GDD sous différentes contraintes, les flux intrants fixés pour les trois générateurs de déchets de bois suivent chacun une tendance particulière. Les déchets provenant du premier générateur sont aléatoires, ceux du second sont plutôt constants et ceux du troisième suivent une variation saisonnière. Pour démontrer le comportement du système dans les périodes de pointe, les volumes de déchets au 4^e mois sont nettement plus élevés qu'à l'habitude, alors qu'aucun déchet n'est généré au 7^e mois. Les volumes de déchets générés et la distribution des flux sont présentés plus en détail à la Figure 3.2. Dans cette figure, les volumes provenant des générateurs et de la réserve sont représentés par des couleurs distinctes. Les graphiques situés à droite présentent la distribution des flux suite aux simulations.

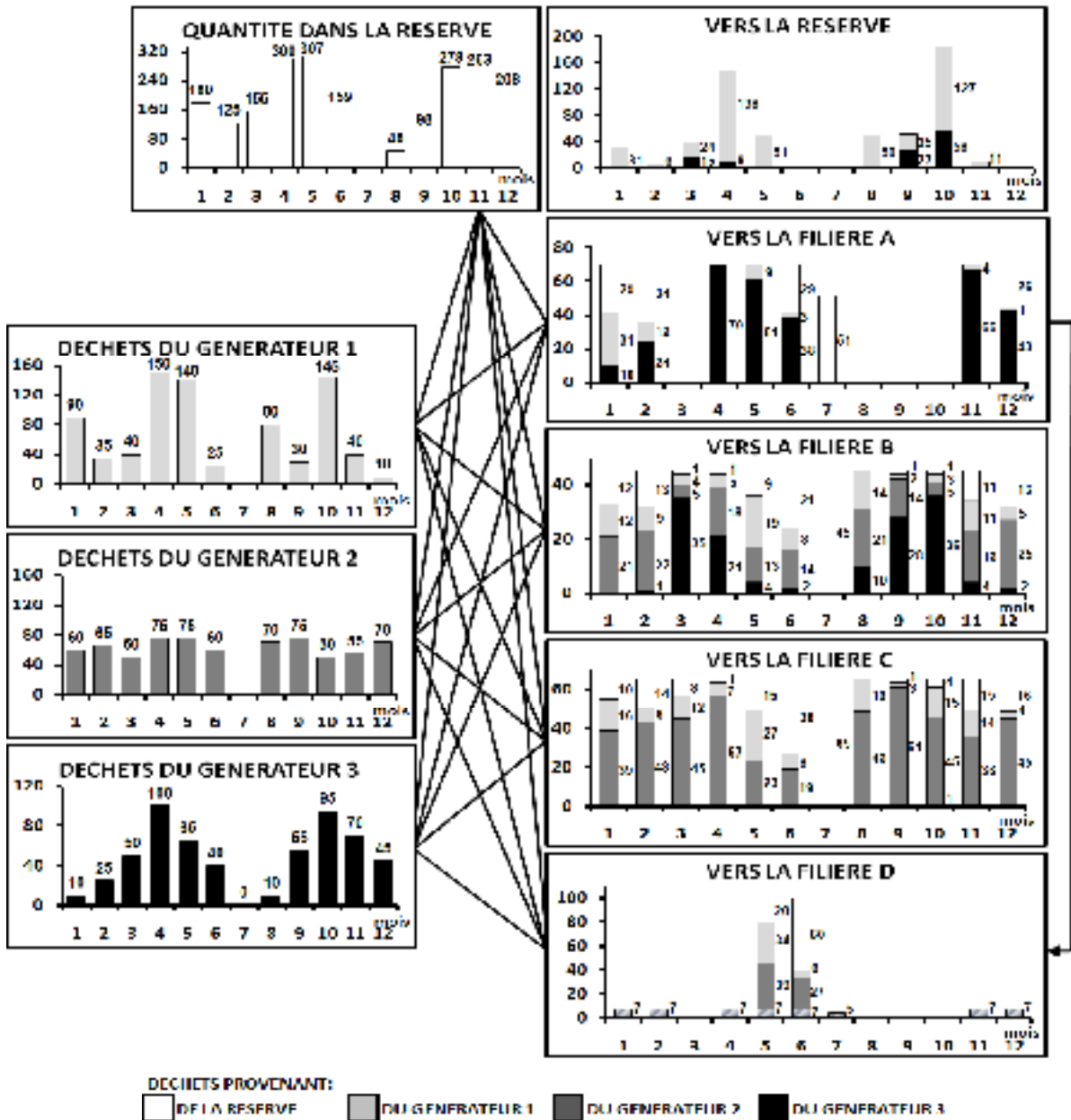


Figure 3.2 Distribution des flux dans le réseau (en nombre de chargements/mois).

Sur la base des résultats obtenus, plusieurs observations découlent de la simulation. En premier lieu, même si les flux proviennent de diverses sources, les technologies B et C sont alimentés avec constance tout au long de la simulation. De plus, les paramètres fixés pour la réserve font en sorte qu'un indice total inférieur à 97 (125 chargements) favorise son alimentation, et plus la réserve se remplit, plus il est probable que des flux se dirigent vers

la technologie *A* et même vers *D*. Quant aux technologies *B* et *C* qui ont des indices favorables dans le système, leur alimentation est constante tout au long de la simulation grâce à la réserve qui complète lorsqu'il n'y a pas suffisamment de déchets générés (ex. : 6^e et 7^e mois). En fonction des indices d'attribution, qui sont influencés par les transports, il arrive que certains flux soient plus continus que d'autres. Par exemple, les flux provenant du générateur 2 qui sont dirigés vers le compostage (technologie *C*) sont relativement constant en raison de la courte distance qui les sépare et le faible *IGA*.

Bien que les cendres produites à l'incinération (technologie *A*) soient redirigées vers l'enfouissement (technologie *D*), l'indice élevé de cette dernière et la présence d'une réserve dans le système font en sorte que son alimentation est minimisée. Ce qui signifie que dans la réalité, et en fonction des paramètres adoptés au départ, cette distribution des flux permettrait une minimisation des impacts.

3.5.1 Analyse de sensibilité

Dans le but d'analyser l'influence des principaux paramètres du réseau, diverses analyses de sensibilité ont été réalisées. Durant ces analyses, il a été noté que les *IP* n'ont pratiquement aucune incidence sur la distribution des flux lorsque la capacité des installations (technologies de gestion) est suffisante pour accepter l'ensemble des déchets générés. Par contre, lorsque le réseau est à pleine capacité, les *IP* élevés permettent de prioriser certains générateurs par rapport aux autres.

Pour démontrer l'influence de l'intervalle d'indice fixée pour la réserve lors des simulations, une analyse a été réalisée selon 3 hauteurs (H_R) différentes, mais en conservant la même capacité maximale et le même volume initial (200 chargements). Les intervalles choisis sont :

- $H_{R-1} = 1$
- $H_{R-2} = 3$
- $H_{R-3} = 5$

Les intervalles ont été choisis de façon à ce que la charge de la réserve soit compatible avec l'équilibre du système afin d'éviter que la réserve soit toujours vide ou toujours pleine.

Les observations démontrent que plus l'intervalle d'indice (la hauteur dans le logiciel de simulation) est faible, plus l'influence de la réserve sera constante et moins le réseau sera sensible aux fluctuations. Ainsi, tel que montré à la Figure 3.3, en réduisant l'intervalle d'indice de la réserve, la charge globale du réseau assure un meilleur équilibre. Ce qui permet donc de favoriser l'alimentation constante des technologies dont l'indice est inférieure à l'indice moyen de la réserve, puis de minimiser les technologies dont l'indice est supérieur.

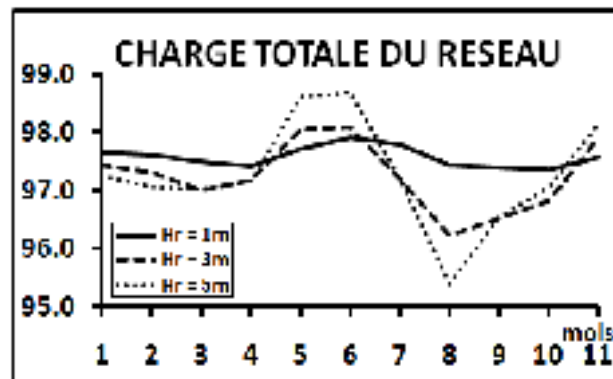


Figure 3.3 Analyse de sensibilité en fonction de l'intervalle d'indice de la réserve.

En ce qui concerne la perte d'indice associée aux transports, une analyse de sensibilité a été effectuée de façon à analyser les effets associés aux types de camions utilisés. Pour l'analyse, les transports en provenance du générateur 3 ont été remplacés par :

- Camion type *W* : $\Delta I_T = 0,5$ $\alpha = 1,1 \times 10^{-6}$
- Camion type *X* : $\Delta I_T = 1,0$ $\alpha = 2,2 \times 10^{-6}$
- Camion type *Y* : $\Delta I_T = 1,5$ $\alpha = 3,2 \times 10^{-6}$

* Pour $L = 100\text{km}$, $R = 1,0$ et $Q = 100 \text{ charg./mois}$

À la lumière des résultats obtenus, les pertes d'indice associées aux transports exercent une influence significative dans le réseau et elles affectent directement la distribution des flux. Lorsque les transports présentent un ΔI_T élevée, la distribution des flux tend à favoriser

les chemins les plus courts. Ainsi, les technologies les plus éloignées dans le système sont plutôt alimentées par les générateurs dont le transport est moins contraignant. La Figure 3.4 présente les déchets produits par le générateur 1 et qui sont dirigés vers la technologie B (qui représente le trajet le plus long dans le système). Plus les camions provenant du générateur 3 présentent un ΔI_T élevé (donc que les impacts associés aux transports sont élevés), plus l'apport du générateur 1 vers la technologie B est élevé afin de minimiser la charge globale du réseau.

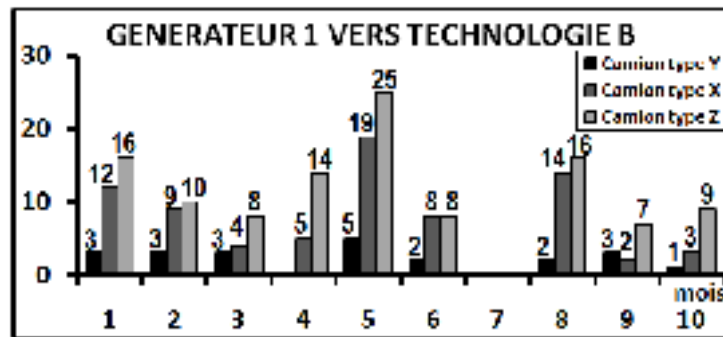


Figure 3.4 Analyse de sensibilité en fonction du type de camion.

3.6 Discussion

Suite à la simulation et aux analyses de sensibilités réalisées, la GDD s'avère être une approche prometteuse quant à la gestion des déchets. En plus de faciliter l'alimentation constante des technologies dites favorables dans un système, la GDD assure une minimisation de la charge globale du réseau (indice de la réserve). Étant basée sur la loi de la conservation de l'énergie, particulièrement sur le théorème de Bernoulli, l'approche permet d'étudier le comportement général d'un système ainsi que l'influence de chacun des acteurs et des transports. Plutôt que de reposer sur une hiérarchisation linéaire des technologies disponibles, la GDD propose une prise de décision dynamique basée sur l'analyse systémique du réseau. Ainsi, en dépit des fluctuations dans les déchets générés, l'approche facilite le maintien à l'équilibre d'un réseau et l'utilisation optimale des réserves. Les résultats obtenus lors des simulations démontrent également que plus la charge globale

du système est élevée, plus il est favorable de diriger les flux vers les technologies dont l'*IGA* est élevée. En plus d'assurer le maintien des activités de ces technologies, cette démarche permet d'assurer l'équilibre du système et de renouveler les stocks dans la réserve.

En fonction de la charge globale du réseau, de la capacité de la réserve et de l'alimentation des technologies, la GDD permet de juger si certaines réserves ou technologies du système sont inutiles, si de nouvelles seraient nécessaires et même de déterminer la capacité optimale de celles-ci. En addition, comme la GDD peut être combinée à une modélisation géographique des systèmes, il serait même possible d'utiliser cette approche afin d'optimiser le positionnement des nouvelles installations de façon à minimiser davantage la charge globale et de maximiser l'alimentation des technologies dites favorables.

Néanmoins, l'application de la GDD repose sur le développement de nouveaux outils mieux adaptés. Malgré une utilisation possible d'EPANET2 pour la gestion des déchets, cet outil demande un certain nombre d'ajustements et s'avère complexe lors de la modélisation des systèmes. En plus des difficultés associées au logiciel, la GDD demande une attention particulière lors de la détermination des paramètres. Les méthodes choisies pour calculer les valeurs d'indices (*IP*, *IGA*) ainsi que pour obtenir les variables de l'équation de ΔI_T doivent impérativement être validées en raison de leur influence significative sur les résultats lors des simulations. Actuellement, la détermination des paramètres repose sur une approche empirique. Il serait donc intéressant de développer une méthodologie plus précise afin d'offrir aux utilisateurs et aux gestionnaires une utilisation plus intuitive de la GDD.

3.7 Conclusion

De nos jours, les déchets ne sont plus seulement perçus comme de simples résidus, mais également comme des ressources qui peuvent être réutilisées ou revalorisées. Pour s'inscrire dans une démarche de développement durable, la gestion de ces déchets doit reposer sur une approche intégrée permettant une distribution responsable des flux de matières. Ainsi, plutôt que de s'appuyer sur une hiérarchisation linéaire des technologies

disponibles, les prises de décision doivent se fonder sur des modèles souples et dynamiques. Les outils d'analyse doivent tenir compte des fluctuations et du caractère évolutif des paramètres qui influencent la validité de prioriser certaines technologies. Il est donc essentiel de considérer les caractéristiques associées aux trajets, aux moyens de transport ainsi qu'aux types de routes empruntées. Cette démarche découle du fait que le comportement général d'un système est sensible aux flux, aux charges, aux configurations et aux réserves, puis que l'alimentation constante des technologies dites favorables repose sur une minimisation de la charge globale et sur l'équilibre du réseau.

Les résultats obtenus lors des simulations démontrent que la GDD respecte ces critères, tout en soutenant une gestion diversifiée en accord avec les principes d'acceptabilité sociale, de rentabilité économique et de compatibilité environnementale. D'ailleurs, cette nouvelle approche dynamique peut également représenter un nouveau pas vers l'écologie industrielle. Grâce à l'analogie avec les réseaux de distribution d'eau, où la distribution des flux dans le système est influencée par les pertes de charge dans les conduites, les contraintes associées aux transports deviennent un élément déterminant dans la GDD. Étant basée sur la loi de la conservation de l'énergie, et plus particulièrement sur le théorème de Bernoulli, la GDD offre de nouvelles perspectives afin de corriger le manque de flexibilité des autres approches.

Devant la nécessité de réduire l'exploitation des richesses naturelles et de contrer la croissance marquée des déchets générés dans les pays industrialisés, de nouveaux outils doivent être développés afin d'assister les acteurs concernés dans leurs prises de décision. L'atteinte d'une gestion durable et responsable des déchets repose donc sur la capacité de minimiser le recours vers les technologies qui augmentent la charge globale du réseau. En ce sens, la GDD offre une approche novatrice, simple, flexible et évolutive qui soutient l'atteinte de ces objectifs.

Références

- Ang, W. K. et P. W. Jowitt. 2003. « Some observations on energy loss and network entropy in water distribution networks ». *Engineering Optimization*, vol. 35, no 4, p. 375-389.
- Barton, J. R., I. Issaias et E. I. Stentiford. 2008. « Carbon - Making the right choice for waste management in developing countries ». *Waste Management*, vol. 28, n° 4, p. 690-698.
- Bogner, J., R. Pipatti, S. Hashimoto, C. Diaz, K. Mareckova, L. Diaz, P. Kjeldsen, S. Monni, A. Faaij, G. Qingxian, Z. Tianzhu, A. A. Mohammed, R. T. M. Sutamihardja et R. Gregory. 2008. « Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation) ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 1, p. 11-32.
- Bovea, M. D., J. C. Powell, A. Gallardo et S. F. Capuz-Rizo. 2007. « The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, n° 4, p. 545-553.
- Gautam, A. K. et S. Kumar. 2005. « Strategic planning of recycling options by multi-objective programming in a GIS environment ». *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 7, n° 4, p. 306-16.
- Kirkeby, J. T., H. Birgisdottir, T. L. Hansen, T. H. Christensen, G. S. Bhandar et M. Hauschild. 2006. « Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE ». *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 1, p. 3-15.
- Leao, S., I. Bishop et D. Evans. 2004. « Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions ». *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 28, n° 4, p. 353-385.
- Morrissey, A. J., et J. Browne. 2004. « Waste management models and their application to sustainable waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 297-308.
- Rojo, G., V. Laforest, M. Glaus, J. Bourgois et R. Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.

- Salhofer, S., F. Schneider et G. Obersteiner. 2007. « The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. S47-S57.
- Schmidt, J. H., P. Holm, A. Merrild et P. Christensen. 2007. « Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper ». *Waste Management*, vol. 27, n° 11, p. 1519-1530.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 1996. *Urban Roadway Congestion 1982 to 1993*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 252 p.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.
- US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division. <<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Winkler, J. et B. Bilitewski. 2007. « Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 1021-1031.
- Woolridge, A., A. Morrissey et P. S. Phillips. 2005. « The development of strategic and tactical tools, using systems analysis, for waste management in large complex organisations: A case study in UK healthcare waste ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 44, n° 2, p. 115-137.

CHAPITRE 4

ARTICLE 2 : LES INDICES GLOBAUX D'ATTRIBUTION (IGA) APPLIQUÉS À LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD)

Gabriel Rojo^{1,2}, Valérie Laforest², Mathias Glaus¹, Jacques Bourgois², Robert Hausler¹

¹ Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), Département de
génie de la construction, École de Technologie Supérieure,
1100 rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

² Sciences, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE), Ecole Nationale
Supérieure de Mines de Saint-Étienne,
158 cours Fauriel, Saint-Etienne, France 42023

Ce chapitre, qui visait à répondre à la deuxième hypothèse, a été soumis en tant
qu'article à la revue *Waste Management*

(version anglaise à l'ANNEXE III), 18 novembre 2009, confirmation : WM-S-09-01495

Résumé

Les volumes grandissants des déchets générés ainsi que les impacts attribués à leur gestion requièrent désormais une évaluation globale des paramètres. Par conséquent, les prises de décision doivent refléter le caractère systémique et évolutif des systèmes à l'étude. En ce sens, la Gestion Dynamique des Déchets (GDD) permet d'évaluer le comportement d'un système en fonction de la charge attribuée aux technologies préconisées et aux modes de transport disponibles. Comme cette approche repose actuellement sur une évaluation empirique des paramètres, le présent article propose une méthodologie alternative basée sur une approche systémique. Les charges sont alors représentées par les Indices Globaux d'Attribution (IGA) qui attribuent un poids aux différentes options dans un système de gestion des déchets ainsi qu'aux transports nécessaires. La particularité des IGA repose sur une caractérisation, sous une charge globale, des aspects sociaux, économiques et environnementaux qui influencent la prise de décision. Cet article a pour but de proposer une méthodologie de calcul des IGA, un exemple d'application illustre ensuite la GDD.

Mots clés: Gestion des déchets, outil d'aide à la décision, caractérisation, approche systémique, gestion intégrée, indice de comparaison.

4.1 Introduction

En s'appuyant sur une analogie entre les systèmes de gestion de déchets et les réseaux de distribution d'eau, l'approche de la GDD a démontré que les contraintes associées aux transports peuvent être considérées comme les pertes de charge dans un réseau (Rojo *et al.*, 2008). À l'aide de la loi de la conservation de l'énergie, et plus particulièrement du théorème de Bernoulli, la GDD permet une analyse holistique et évolutive de la problématique en intégrant de façon dynamique les caractéristiques associées aux transports à celles associées au réseau (Rojo *et al.*, 2008). Ainsi, plutôt que de reposer sur une hiérarchisation linéaire des technologies disponibles, la GDD vise une analyse systémique des réseaux afin d'assurer une alimentation constante des technologies dites favorables (à faibles impacts) dans un système, tout en minimisant la charge globale de ce dernier. Cependant, comme les paramètres de la GDD sont actuellement établis de façon empirique, il s'avère essentiel de développer une méthodologie permettant une utilisation plus systémique de l'approche.

Dans le but d'uniformiser la caractérisation des technologies et des transports dans un système de gestion des déchets, les Indices Globaux d'Attribution (IGA) reposent sur une approche intégrée permettant de ramener sous une base commune un ensemble de paramètres. En s'inspirant des trois pôles du développement durable, l'approche méthodologique s'appuie sur une évaluation globale des aspects sociaux, économiques et environnementaux qui influencent le système. Dans un premier temps, le présent article expose la démarche permettant de calculer les IGA, puis un exemple d'application est présenté à l'aide de la GDD. Pour terminer, une discussion porte sur les résultats obtenus et sur les perspectives d'avenir de l'approche de gestion proposée.

4.2 Problématique

L'approche actuelle de gestion des déchets, qui est basée sur une hiérarchisation des options disponibles, ne permet qu'une évaluation statique des systèmes, alors que ceux-ci sont en réalité dynamiques et en constante évolution (Eshet *et al.*, 2006; Moberg *et al.*, 2005; Schmidt *et al.*, 2007). De plus, en raison des fluctuations dans la nature et les volumes des déchets générés, des changements dans les technologies disponibles (enfouissement, incinération, recyclage, etc.), puis des incertitudes relatives aux déplacements et aux modes de transports, les prises de décision doivent aller au-delà d'une simple comparaison de paramètres fixes.

La problématique associée à la gestion des déchets n'est pas seulement d'ordre opérationnel. Devant la nécessité de réduire l'exploitation des ressources naturelles et de diminuer l'accélération du changement climatique, la gestion des déchets doit désormais reposer sur une évaluation complète des impacts environnementaux engendrés (EC, 2008; PNUE, 2005). Dans une optique de développement durable, en plus des aspects procédés classiques (rendement, conformité, ...) les prises de décision doivent également viser la rentabilité économique ainsi que l'acceptabilité sociale (Kijak et Moy, 2004; McDougall *et al.*, 2001).

Pour la gestion des déchets, les prises de décision reposent habituellement sur une évaluation indépendante des impacts sociaux, économiques ou environnementaux (Morrissey et Browne, 2004). Les approches préconisées pour évaluer ces impacts sont respectivement l'analyse multicritère, l'analyse économique et l'ACV (Morrissey et Browne, 2004). Dans une démarche de gestion, les résultats qui découlent de ces analyses servent spécifiquement à comparer les options disponibles dans le but d'appuyer les prises de décision. Ainsi, les résultats d'analyses servent à titre de référence et les options sont comparées selon une échelle de critères préétablis (Diaz et Warith, 2006; Maqsood *et al.*, 2004). En ce sens, les décideurs réclament de nouveaux outils simplifiés qui intégreront les aspects sociaux, économiques et environnementaux dans leurs processus décisionnels (Chang et Davila, 2007).

4.3 Principes de la GDD

Selon le concept de la GDD, qui compare un système de gestion des déchets à un réseau de distribution d'eau, les *IGA* représentent la charge qu'exerce une technologie de gestion sur l'ensemble du système (Rojo *et al.*, 2008). Concernant les impacts attribués aux transports, ceux-ci exercent une perte d'indice ΔI_T (perte de charge) dans le système qui influence directement les *IGA*. Ainsi, plus un trajet est long ou contraignant, plus la perte d'indice est élevée. Dans l'équation générale de la GDD (équation 4.1), la valeur de ΔI_T correspond à l'*IGA* mesurée pour les transports. La validité d'alimenter une technologie de gestion des déchets est donc influencée par la charge de cette technologie ainsi que par la perte de charge attribuée aux transports nécessaires.

$$IP = IGA + \Delta I_T = IGA + \left(\alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \right) \quad (4.1)$$

Comme la GDD repose sur la loi de la conservation de l'énergie, une charge *IP* (indice de priorisation) est attribuée aux générateurs de déchets pour assurer un écoulement vers les options disponibles. Cette charge est déterminée de façon empirique et doit être fixée de façon à assurer la distribution de tous les déchets générés (Rojo *et al.*, 2008). Dans l'équation générale de la GDD, la perte d'indice est influencée par le coefficient de perte d'indice (α), la longueur du transport (L), le facteur de caractérisation de la route (R) et le nombre de transports effectués (Q). Les variables β et δ représentent respectivement les coefficients associés aux paramètres R et Q .

4.4 Méthodologie de calcul des IGA

Pour le calcul des *IGA*, les paramètres retenus sont fonctions des aspects sociaux, économiques et environnementaux influençant la prise de décision. Selon le besoin de l'utilisateur, les paramètres sont ensuite convertis sous une base commune (une charge) afin de faciliter la comparaison des options disponibles ainsi que l'analyse par la GDD. Lors de

la conversion des paramètres, une attention particulière doit être portée sur la sensibilité de la distribution désirée pour les IGA , car le comportement des systèmes étudiés est influencé par l'intervalle choisi. Cet intervalle, qui peut être défini comme étant le poids d'un paramètre dans la GDD, est fixé par l'utilisateur et doit correspondre à l'influence qu'aura un paramètre sur la variation de la charge lors des simulations.

Selon le type d'analyse désiré, les charges mesurées pour les aspects sociaux (IGA_{so}), économiques ($IGA_{éco}$) et environnementaux (IGA_{env}) peuvent ensuite être comparées individuellement ou regroupées. Cette approche permet donc d'appuyer la prise de décision et d'évaluer l'influence qu'a chacun des aspects mesurés sur le résultat final. Le calcul des IGA (Équations 4.2 et 4.3) permet ensuite à l'utilisateur de comparer les différentes options de gestion en attribuant des poids w à chacun des aspects en fonction du type d'analyse désiré.

$$IGA = (w_{so} \cdot IGA_{so}) + (w_{éco} \cdot IGA_{éco}) + (w_{env} \cdot IGA_{env}) \quad (4.2)$$

$$w_{so} + w_{éco} + w_{env} = 100\% \quad (4.3)$$

Par la suite, en intégrant les valeurs d' IGA dans l'approche de la GDD, les flux peuvent être redistribués dans le système selon l'indice global du réseau (charge globale) plutôt qu'en respectant simplement une hiérarchie.

4.4.1 Les aspects sociaux

Étant comparés selon une évaluation subjective, les aspects sociaux sont difficilement quantifiables (Ascough *et al.*, 2008). En ce sens, l'utilisation de l'analyse multicritère demeure la méthode la plus répandue pour comparer des options différentes (Botteldooren *et al.*, 2006). Les critères retenus pour la grille d'analyse (Tableau 4.1) proviennent de la littérature et correspondent aux critères le plus fréquent pour ce type d'évaluation (Becker *et al.*, 2003; Vanclay, 2002). Lors de l'analyse, chacune des

technologies disponibles et des moyens de transport doivent être évalués. En raison de l'aspect unidimensionnel de la problématique, l'approche mathématique préconisée est le modèle des sommes pondérées (WSM).

Comme l'analyse des aspects sociaux repose sur une évaluation qualitative des paramètres, la plage de valeur choisie pour compléter l'analyse multicritère sert ensuite d'intervalle de référence pour le calcul des IGA_{eco} et des IGA_{env} . Ainsi, les trois pôles de l' IGA sont ramenés sous une échelle commune. En raison de l'influence qu'exercent les charges sur le système, une attention particulière doit être portée lors de la détermination de l'intervalle. L'équation 4.4 présente l'équation générale permettant de calculer les IGA_{so} .

$$IGA_{so}(i) = \frac{\sum_0^j a_{ij} \cdot w_j}{\sum_0^j w_j} \quad (4.4)$$

Où l' IGA_{so} est mesuré pour une technologie i selon les N critères de l'analyse, a_{ij} est le poids attribué pour la $i^{ème}$ technologie selon le $j^{ème}$ critère et w_j est le poids relatif du $j^{ème}$ critère.

Tableau 4.1 Critères d'analyse pour les aspects sociaux

Liés aux individus	
Acceptabilité sociale	Assentiment de la population envers l'usage d'une pratique pouvant avoir un impact sur leurs activités ou leurs valeurs.
Sécurité	Risque sanitaire. Danger ou inconvénient (immédiat ou à long terme) plus ou moins probable auxquels la santé publique est exposée. Qui relève de la sécurité civile.
Richesse collective	Effets sur le patrimoine, la culture, les ressources archéologiques, etc.
Héritage	Ce qui sera légué aux générations futures : les installations, les ressources, les terrains, etc.
Liés au développement économique	
Emplois	Les emplois associés à cette opération, en considérant le nombre et les conditions de travail qui s'y rattachent.
Retombées locales	Retombées pour les commerces et les entreprises avoisinantes. Effets sur l'économie locale et sur les revenus. Influences sur les activités culturelles, potentiel touristique, etc. Impacts sur les valeurs mobilières.
Apport technologique	Synergie interentreprises, retombées associées à la recherche et à l'innovation, transfert de connaissances, etc.
Liés au milieu d'accueil	
Bruit	Impacts sociaux associés aux bruits émis par les installations, les transports, etc.
Odeurs	Impacts sociaux associés aux odeurs.
Pollution visuelle	Impacts sociaux associés à la pollution visuelle. Par exemple : Les installations, la fumée et les vapeurs, la présence des véhicules, etc.
Terrain occupé	Assentiment de la population à l'égard du terrain occupé par les opérations.

4.4.2 Les aspects économiques

Pour mesurer les aspects économiques, la démarche consiste à compléter un tableau afin de calculer les coûts associés aux technologies et aux transports dans le système. En général, les coûts et recettes associés à la gestion des déchets sont influencés par (EC, 2001; Oliveira et Rosa, 2003):

- le coût unitaire de la technologie (incinération, enfouissement, recyclage, etc.);
- les revenus associés aux extrants produits (gaz, énergie, matériau, etc.);
- les pénalités et crédits de CO₂ émis dans l'atmosphère;
- les économies en combustibles ou en matières premières (ex. : recyclage);
- le coût et la capacité de chargement des transports.

Les incertitudes associées aux fluctuations du marché et aux transports dans le réseau nécessitent une analyse dynamique des coûts. Celle-ci peut se faire en révisant périodiquement les données dans le tableau. Puisque les caractéristiques du réseau routier et des transports agissent directement sur le coût de gestion des déchets, ils sont considérés comme des pertes d'indices dans le calcul des IGA_{eco} . En fonction des objectifs visés et en respectant l'intervalle de référence définie précédemment pour les IGA_{so} , l'utilisateur doit ensuite déterminer le facteur à appliquer afin de reconvertir les coûts sous forme d' IGA_{eco} .

4.4.3 Les aspects environnementaux

Dans la gestion des déchets, la démarche préconisée pour mesurer les impacts environnementaux demeure l'ACV (Ekvall *et al.*, 2007). Cette approche normalisée (série de normes ISO 14040) vise à dresser le bilan de tous les flux à l'intérieur et à l'extérieur du système à l'étude (ISO-14040, 2006). Pour calculer les IGA_{env} , la méthode d'évaluation retenue est EDIP97 en raison de la facilité d'interprétation des résultats. L'unité de base est

représentée en équivalent par personne (*PE*) et correspond à la moyenne annuelle de la fraction de la contribution à un impact qu'une personne génère dans une région donnée. Le tableau 4.2 présente la liste des impacts potentiels ainsi que les valeurs de références utilisées pour l'exemple de cet article. Selon le besoin, des poids relatifs peuvent également être attribués à chacun des impacts potentiels évalués.

Tableau 4.2 Valeurs de référence provenant de la norme EU-15
utilisées dans EASEWASTE 2008
Tiré de Christensen *et al.* (2007, p. 258)

Impact potentiel	Unité	<i>PE</i>/année (valeurs de référence)
Réchauffement global	kg CO ₂ -eq.	8700
Acidification	kg SO ₂ -eq.	74
Enrichissement en nutriments	kg NO ₃ -eq.	119
Génération photochimique d'ozone	kg C ₂ H ₄ -eq.	25
Réduction de la couche d'ozone	kg CFC11-eq.	0.103
Toxicité humaine via l'air	m ³ air	2.09×10^9
Toxicité humaine via l'eau	m ³ eau	1.79×10^5
Toxicité humaine via le sol	m ³ sol	157
Ecotoxicité de l'eau	m ³ eau	3.52×10^5
Ecotoxicité du sol	m ³ sol	9.64×10^5

Lors de l'étude d'un système, les impacts attribués aux technologies disponibles et aux transports doivent être calculés individuellement, et pour chaque catégorie de déchets. Pour transformer ensuite les données mesurées en *PE* sous forme de charges (IGA_{env}), l'utilisateur doit appliquer un facteur de conversion selon les critères d'analyses établies. Ainsi, en ramenant les valeurs obtenues par l'ACV à l'intérieur de l'intervalle de référence définie précédemment, il est possible de comparer sous une base commune les impacts associés aux aspects sociaux, économiques et environnementaux. Cette comparaison doit toutefois se faire dans une optique d'aide à la prise de décision et les valeurs ne doivent pas être perçues comme des données absolues.

4.5 Exemple d'application

Dans le but de montrer la démarche de calcul des *IGA*, l'exemple suivant présente chacune des étapes permettant de caractériser les technologies de gestion des déchets et les transports dans un système donné. Les valeurs obtenues seront ensuite intégrées à une analyse de GDD afin d'étudier le comportement du réseau soumis aux paramètres fixés.

4.5.1 Présentation du système étudié

Le système étudié porte sur la gestion des déchets de papiers/cartons et de plastiques (polyéthylène haute densité, PE-HD) dans une ville à densité urbaine de taille moyenne (Figure 4.1). Même si le scénario proposé est fictif, il repose sur des paramètres réalistes tirés des bases de données disponibles dans l'outil d'analyse EASEWASTE 2008 (Christensen *et al.*, 2007). Pour la simulation, le système est composé de trois sources qui génèrent² :

1. des déchets industriels (papier/carton);
2. des déchets municipaux provenant d'un centre de tri (40% de papiers/cartons et 60% de PE-HD);
3. des déchets industriels (plastiques : PE-HD).

² Les spécificités des matières (déchets) proviennent d'exemples tirés de l'outil EASEWASTE 2008.



Figure 4.1 Carte géographique du réseau à l'étude.

Les transports se font à l'aide de camions de 10 tonnes (type Euro2) dans des conditions urbaines. Toutefois, le trajet 2-C qui emmène les déchets de papier et de plastique du centre de tri à l'enfouissement se fait par trains fonctionnant au diesel. Concernant les caractéristiques associées aux trajets empruntés, les valeurs entre parenthèses correspondent aux facteurs de congestion de la route (Schrank et Lomax, 2007). Lorsqu'ils sont intégrés dans le réseau, les déchets peuvent se diriger vers³ :

- A. Une entreprise produisant du carton à l'aide de papier et de carton recyclé.
[Capacité de 750 t/mois]
- B. Un incinérateur pouvant accueillir des déchets de papier et de plastique.
L'énergie est récupérée sous forme d'électricité (rendement de 20,7%) et de chaleur

³ Les valeurs dans l'exemple sont fictives, mais réalistes. Les paramètres associés aux installations proviennent d'exemples et de valeurs de référence qui sont intégrés à l'outil EASEWASTE 2008.

(rendement de 74%). Les cendres⁴ sont ensuite vendues comme matériaux de substitution dans la construction. [Capacité de 950 t/mois]

- C. Un site d'enfouissement avec récupération des biogaz. Sur une période de 38 années, le taux de récupération est de 96,31 m³/t pour le papier et de 0,01 m³/t pour le plastique. [Capacité de 1000 t/mois]
- D. Une entreprise produisant des granulés de PEHD à l'aide de plastiques recyclés. [Capacité de 650 t/mois]
- R1. Une réserve (stockage provisoire) pour le papier. [Capacité maximale de 5000 tonnes et de 800 t/mois]
- R2. Une réserve pour le plastique. [Capacité maximale de 2500 tonnes et de 800 t/mois]

Pour ce système, il est considéré dans l'ACV que l'énergie récupérée à l'incinérateur réduit la nécessité de faire appel à des sources d'énergie complémentaires. Dans la simulation, l'électricité produite limite la nécessité d'implanter de nouvelles éoliennes et la chaleur récupérée réduit l'utilisation de gaz naturel pour le chauffage.

4.5.2 Calculs des IGA et des pertes d'indices

Afin d'expliquer l'approche de calcul des *IGA* et des pertes d'indices attribuées aux transports, chacune des étapes est présentée dans l'exemple d'application. Même si les données utilisées reposent sur des valeurs réalistes, il est important de noter qu'elles sont présentées à titre d'exemple seulement.

IGA mesurés pour les aspects sociaux (IGA_{so})

Pour compléter la grille d'analyse multicritère, il est recommandé de faire appel à divers intervenants de la région visée. Les personnes choisies peuvent être de simples citoyens, des gens d'affaires, des politiciens, des chercheurs, des personnes appartenant à des organismes sociaux, etc. L'important est de choisir un échantillon diversifié et

⁴ On entend par cendre tous les résidus solides provenant de la combustion

représentatif de la population (Becker *et al.*, 2003). Pour les fins de la démonstration, les résultats de l'analyse (Tableau 4.3) correspondent à la moyenne obtenue à partir d'évaluations complétées par un panel regroupant un représentant d'une moyenne entreprise, un élu municipal, un chercheur et un citoyen.

Dans l'analyse réalisée, une note de -5 correspond à un impact social totalement acceptable (ou bénéfique) et une note de 5 à un impact totalement inacceptable (ou néfaste). Cette plage de valeurs a été fixée de façon à correspondre à l'intervalle de référence pour le calcul des *IGA* de l'exemple en cours. Ainsi, similairement à un réseau de distribution d'eau, plus une charge est faible dans le réseau, plus il est probable que les flux se dirigent vers cette technologie. Concernant les poids relatifs, des notes de 0 à 100 ont été attribuées à chacun des critères. Pour les impacts dus aux transports, les pondérations sont faites sur la base d'une distance de 100 km parcourus. Les *IGA_{so}* sont ensuite calculées à l'aide de l'équation 4.4.

Tableau 4.3 Grille d'analyse multicritère pour les aspects sociaux (*IGA_{so}*)

Technologies	CRITERES												<i>IGA_{so}</i>
	Liés aux individus				Liés au développement			Liés au milieu d'accueil					
	Accept. sociale	Sécurité	Richesse collective	Héritage	Emplois	Retombées locales	Apport techn.	Bruit	Odeurs	Pollution visuelle	Terrain occupé		
Poids relatif	63	90	61	74	60	59	48	71	71	59	45		
Réserve (R ₁ et R ₂)	-3	-1	-1	-2	0	0	2	2	1	1	2	0.05	
Recyclage (A et D)	-5	-1	-1	-5	-2	-1	-3	0	-1	-1	0	-2.61	
Incinération (B)	1	2	2	4	1	3	0	1	2	4	-1	1.63	
Enfouissement (C)	2	2	2	3	1	2	1	1	2	3	5	1.80	
Transport par camion (pour 100km)	1	1	2	1	-2	2	0	2	2	2	1	1.14	
Transport par train (pour 100km)	-3	-1	-1	-2	-1	-1	0	2	2	-1	0	0.51	

IGA mesurés pour les aspects économiques($IGA_{\text{éco}}$)

La grille pour les aspects économiques correspond à une analyse des coûts pour chacune des technologies disponibles et selon les types de déchets (Tableau 4.4). Le scénario étant fictif, les montants ont été fixés de façon empirique. En raison de leur potentiel de revente, les revenus associés au méthane généré par l'enfouissement, aux papiers/carton et plastiques recyclés, puis aux cendres d'incinération sont inclus dans l'analyse économique. De plus, l'analyse tient compte des pénalités et crédits de CO_2 associés aux technologies et aux transports nécessaires. Comme les opérations de recyclage permettent de réduire la nécessité en matières premières, et que la chaleur récupérée à l'incinérateur permet de diminuer le chauffage au gaz naturel, ces économies influencent également le coût de gestion des déchets.

Dans le sommaire des coûts (Tableau 4.4), les valeurs relatives aux extrants produits, aux teneurs calorifiques et aux CO_2 émis proviennent de données de référence disponibles dans l'outil EASEWASTE 2008. Pour la démonstration et selon l'intervalle de référence défini précédemment, il a été fixé que la distribution des $IGA_{\text{éco}}$ suivrait une tendance exponentielle où un coût de 50 €/t correspond à un indice de 1 et un coût de 1000 €/t à un indice de 5. Suivant ces critères, l'équation obtenue (équation 4.5) permet de ramener les coûts totaux sous la forme d' $IGA_{\text{éco}}$.

$$IGA_{\text{éco}} = \pm \frac{1.86 \sqrt{\text{Coûts tot.}}}{8.18} \quad (4.5)$$

Tableau 4.4 Sommaire des coûts de gestion pour les aspects économiques (IGA_{éco})

	PAPIER				PLASTIQUE			
	Réserve (R ₁)	Recyclage (A)	Incin. (B)	Enfouis. (C)	Réserve (R ₂)	Recyclage (D)	Incin. (E)	Enfouis. (C)
INFORMATIONS GÉNÉRALES								
Extrait gazeux produit (CII-)	m ³			56,3				0,0
Extrait solide produit	kg/t	830,0	161,0			900,0	21,9	
Teneur calorifique du combustible substitué	GJ/t		35,0				39,0	
Teneur calorifique du déchet	GJ/t		13,4				33,7	
Masse volumique du combustible substitué	kg/m ³		0,7				0,7	
CO ₂ eq. émis lié à la technologie	kg/t	27,0	211,6	281,9	270,1	27,0	826,2	1259,1
LISTE DES PRIX								
Valeur de la matière première substituée	€/t		70,00				550,00	
Valeur du combustible substitué	€/m ³			0,26				0,26
Valeur de l'extrait gazeux produit	€/m ³				0,21			0,21
Valeur de l'extrait solide produit	€/t		185,00	9,00			450,00	9,00
Valeur d'un crédit de CO ₂ eq.	€/t	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00
SOMMAIRE DES COÛTS								
Coût de la technologie	€/t	15,00	95,00	46,00	49,00	15,00	525,00	46,00
Économies en matières premières	€/t		-58,10				-495,00	
Économies en combustible	€/t			-124,57				-413,72
Recettes de l'extrait gazeux produit	€/t				-20,22			0,00
Recettes de l'extrait solide produit	€/t		-157,55	-1,48			-405,00	-9,48
Pénalités ou crédits liés au CO ₂ eq.	€/t	0,67	5,29	-12,12	-6,76	0,67	-20,66	41,48
COÛTS TOTAUX	€/t	15,67	-111,36	-92,17	22,02	15,67	-395,66	-236,62
IGA_{éco}		0,54	1,54	1,39	0,64	0,54	3,04	2,31

Comme les transports influencent le coût réel de gestion des déchets et qu'ils agissent en tant que perte d'indice lors de l'application de la GDD, le coût des transports (Tableau 4.5) est considéré à part.

Tableau 4.5 Sommaire des coûts de transport (par chargement)⁵

INFORMATIONS GÉNÉRALES		CAMION	TRAIN
Quantité transportée par	t	10,0	10,0
CO ₂ eq. B ₀ au transport (à plein)	kg/km	1,857	0,000
LISTE DES PRIX			
Coût du transport (à plein)	€/km	1,050	0,650
Pénalités ou crédits liés au CO ₂ eq.	€/km	0,017	0,000
COÛTS TOTAUX			
IGA_{éco} (pour 100km à plein)		1,53	1,15

⁵ Les données concernant le CO₂eq. ont été tirées de l'outil EASEWASTE 2008 pour des camions de 10 tonnes de type Euro 2.

IGA mesurés pour les aspects environnementaux (IGA_{env})

Les valeurs utilisées pour la grille des aspects environnementaux (Tableau 4.6) ont été obtenues en intégrant les paramètres de l'exemple aux données de référence proposées dans l'outil EASEWASTE 2008. Ce logiciel s'avère bien adapté pour calculer les IGA_{env}, car il facilite la réalisation d'ACV pour la gestion des déchets et il permet de comparer plusieurs critères sous une unité commune.

Tableau 4.6 Valeurs obtenues dans EASEWASTE 2008 pour les aspects environnementaux de l'IGA (en PE)

		PAPIER				PLASTIQUE				TRANSPORT	
		Réserve (R _g)	Recyclage (A)	Incin. (B)	Enfou. (C)	Réserve (R _g)	Recyclage (U)	Incin. (B)	Enfou. (C)	Par camion (100 km)	Par train (100 km)
Réchauffement global	CO ₂ eq	3.10E-03	2.44E-02	3.50E-02	3.11E-02	3.10E-03	3.03E-02	1.43E-01	3.53E-04	2.35E-03	1.14E-03
Acidification	SU ₂ eq	7.41E-04	-2.28E-02	-1.55E-02	-1.24E-02	7.41E-04	-2.18E-01	-5.99E-02	5.35E-04	2.04E-02	1.90E-03
Enrichissement en nutriments	NO ₃ -eq	6.29E-04	3.01E-03	3.33E-03	1.29E-03	6.29E-04	7.24E-02	3.17E-02	1.20E-03	2.25E-03	1.81E-03
Réduc. de la couche d'ozone	CFC11 _{eq}	8.41E-10	6.53E-07	-3.08E-03	-1.98E-02	8.41E-10	3.74E-01	-2.21E-01	-1.90E-10	0.00E+00	0.00E+00
Génération photo. d'ozone	C ₃ H ₆ eq	1.26E-04	2.71E-04	2.67E-02	3.25E-02	1.26E-04	8.73E-01	6.73E-02	1.63E-04	2.00E-03	1.03E-03
Écotoxicité (pelet eau)	mg	1.10E-04	1.10E-04	9.08E-03	3.90E-02	1.10E-04	4.84E-01	2.80E-02	4.80E-03	1.22E-02	8.90E-03
Toxicité humaine (so, eau et air)	mg	1.72E-04	-1.25E-02	-1.09E-02	9.31E-02	1.72E-04	2.03E-02	-1.17E-01	9.09E-03	1.02E-01	1.40E-01
PE TOTAL		0.0049	-0.0075	-0.1543	0.1239	0.0049	-0.3573	-0.1650	0.0505	0.1261	0.0000
IGA _{env}		0.05	-0.08	-1.54	1.30	0.05	-3.57	-1.65	0.60	1.20	0.00

Pour chacune des options analysées, les données correspondent aux impacts engendrés par une tonne de déchets traitée. Dans le Tableau 4.6, les valeurs positives représentent les impacts environnementaux générés, alors que les valeurs négatives représentent les impacts évités grâce à la valorisation des déchets plutôt que l'utilisation de nouvelles ressources naturelles. Les données associées aux transports correspondent aux impacts engendrés par le transport d'une tonne de déchets dans des chargements à pleine capacité (10 t). À nouveau, aux fins de la démonstration et selon l'intervalle de référence, il a été fixé que la distribution des valeurs d'IGA_{env} serait obtenue en multipliant par un facteur de 10 les impacts représentés en PE. À nouveau, cette distribution a été fixée empiriquement afin de respecter l'intervalle (de -5 à 5) et en fonction des autres distributions fixées précédemment (pour les aspects sociaux et économiques). Comme la GDD vise principalement à appuyer la prise de décisions, les utilisateurs de l'approche doivent

demeurer objectifs lors de la distribution des valeurs et s'assurer qu'elle est conforme à la perte de charge associée à chacun des paramètres.

Récapitulatif des IGA et des pertes d'indices associés aux transports

Le Tableau 4.7 présente le sommaire des *IGA* associés aux technologies disponibles et aux pertes d'indices attribuées aux transports. Pour l'exemple, les poids (équations 4.2 et 4.3) ont été distribués en fractions égales.

Tableau 4.7 Valeurs récapitulatives des IGA mesurés et des pertes d'indices

	PAPIER				PLASTIQUE				TRANSPORT	
	Réserve (R _i)	Recyclage (I)	Inctr. (D)	Enfants. (C)	Réserve (R _s)	Recyclage (D)	Inctr. (D)	Enfants. (C)	Par camion (100 km)	Par train (100 km)
IGA_{pa} $w_{pa}=33.4\%$	0.05	2.61	1.63	1.60	0.05	2.61	1.63	1.60	1.14	0.51
IGA_{pl} $w_{pl}=33.7\%$	0.54	-1.54	-1.29	0.64	0.54	-3.04	-2.31	0.99	1.59	1.15
IGA_{tr} $w_{tr}=33.2\%$	0.05	-0.08	-1.54	1.30	0.05	-3.57	-1.65	0.60	1.26	0.60
IGA	0.18	1.41	0.43	1.25	0.18	3.08	0.78	1.13	1.31	0.21

Les données du Tableau 4.7 correspondent aux pertes de charge pour chacun des types de déchets analysés et pour chacune des technologies disponibles. Par exemple, pour des distances égales, des routes équivalentes et des moyens de transport similaires, la distribution des flux se fera davantage vers les endroits où les charges sont faibles. Cependant, plus la perte de charge associée aux transports sera élevée pour se rendre d'un générateur vers une technologie, moins les flux seront dirigés vers cette technologie.

4.5.3 Analyse du système à l'aide de l'approche de la GDD

En intégrant les valeurs d'*IGA* et de pertes d'indices dans l'approche de la GDD, la distribution des flux dans le réseau devrait permettre de minimiser la charge globale associée à la gestion des déchets, tout en optimisant l'utilisation des réserves disponibles. En raison de sa flexibilité d'utilisation, l'outil préconisé pour la modélisation et pour réaliser les simulations est le logiciel EPANET2 qui permet d'étudier le comportement de réseaux

hydrauliques (US-EPA, 2008). Afin d'intégrer les particularités des matériaux disposés et des routes empruntées, le schéma global modélisé dans le logiciel est de type réseau maillé (Figure 4.2).

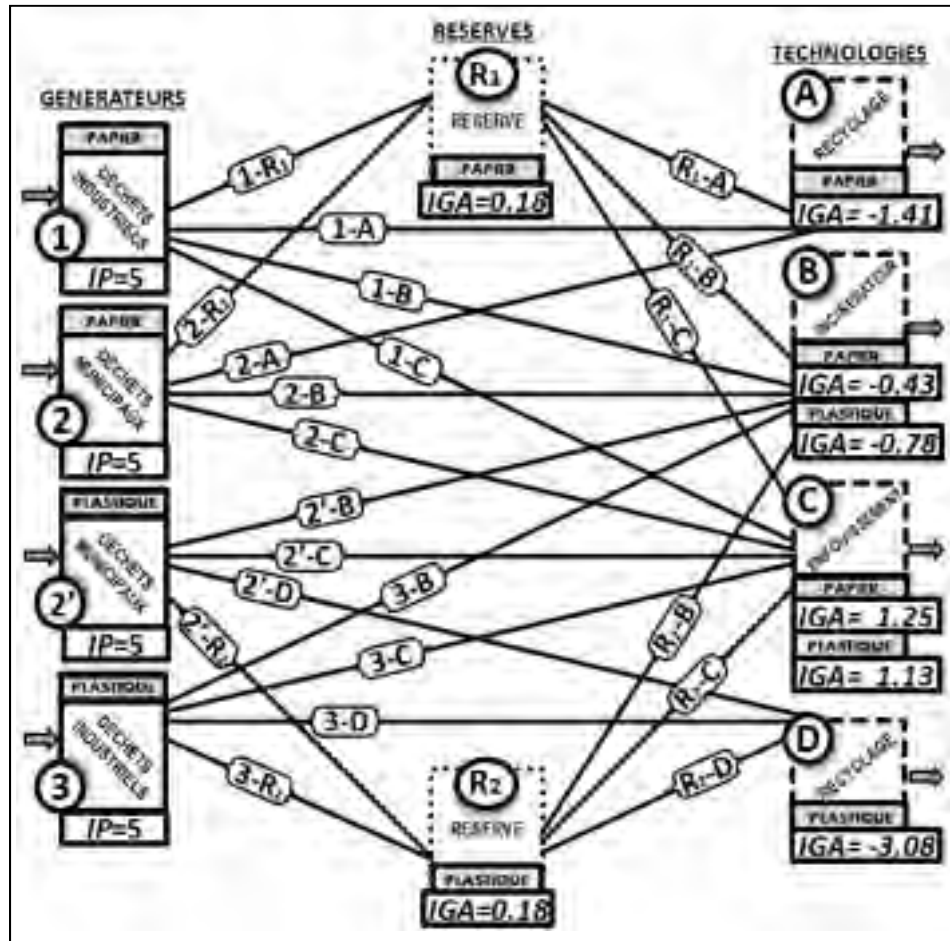


Figure 4.2 Schéma global du système modélisé dans EPANET2.

Les valeurs d'IGA calculées précédemment correspondent aux charges dans le réseau pour chacune des technologies disponibles. Plus la charge est faible, plus l'alimentation de la technologie sera favorisée. Afin d'assurer la distribution des flux dans le réseau, l'équation générale de la GDD (équation 4.1) est utilisée dans EPANET2. Les facteurs de congestion de la route (R_{CI}) doivent alors être convertis (équation 4.6) sous forme de facteurs de caractérisation de la route.

$$R = \frac{1}{RCI} \quad (4.6)$$

Pour établir l'équation générale de la GDD telle qu'employée dans le logiciel, il a été estimé qu'une diminution de 0,25 du R engendre une augmentation de 25% du ΔI_T , puis que le ΔI_T augmente de 1% lorsque le nombre de chargements double. Le Tableau 4.8 présente les valeurs de références utilisées.

Tableau 4.8 Valeurs de référence utilisées pour définir ΔI_T

ΔI_T	L (km)	R (1/RCI)	Q (charg./mois)	Transport
1.31	100	1.00	1	Camion
1.64 (1.31+25%)	100	0.75	1	Camion
1.32 (1.31+1%)	100	1.00	2	Camion
0.21	100	1.00	1	Train

Les données du Tableau 4.8 permettent alors d'énoncer l'équation générale de la perte d'indice (équation 4.7) utilisée dans EPANET 2. En raison des conversions d'unités dans le logiciel (système impérial à système international), la valeur du coefficient de perte d'indice (α) devient $3,52 \times 10^{-5}$ pour les transports par camion et de $5,60 \times 10^{-6}$ pour les transports par train.

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^{0.775}} \cdot Q^{0.014} \quad (4.7)$$

La simulation réalisée se déroule sur une période de 10 mois avec un pas de temps d'un mois. Dans ÉPANET2, une unité de charge (IGA) correspond à un mètre de hauteur. Pour des raisons d'optimisation des transports, l'unité de flux correspond à un chargement complet (10 t). Les réserves de papier et de plastique ont respectivement des capacités de 500 et 250 chargements avec des quantités initiales de 300 et 75 chargements. Afin de favoriser l'alimentation des réserves lorsque leur niveau est faible et de favoriser leur évacuation lorsqu'il est élevé, la forme choisie dans le logiciel est un cylindre dont

la hauteur est fixée à 1 m. Ainsi, pour maintenir un niveau optimal dans les réserves, leur *IGA* de 0,18 correspond à une charge de -0,32 à vide et de 0,68 à plein.

4.5.4 Résultats de la simulation

Après avoir modélisé le système dans EPANET2, la simulation permet d'étudier le comportement du réseau et d'observer l'influence des *IGA* sur la distribution des flux (Figure 4.3). Les volumes de déchets générés ont été fixés aléatoirement de façon à démontrer le comportement du réseau lorsqu'il est soumis à diverses situations. Dans les graphiques, les barres monochromes correspondent aux déchets de papier/carton et celles avec motifs aux déchets de plastiques (PE-HD). Par exemple, la distribution des déchets municipaux générés (générateur 2) durant le premier mois est :

- 42 chargements (420 t) de déchets de papiers et cartons sont générés et envoyés vers l'usine de recyclage de papiers/cartons (28 chargements) et vers l'incinérateur avec récupération d'énergie (14 chargements);
- 63 chargements (630 t) de déchets de plastiques sont générés et envoyés vers l'usine de recyclage de plastiques (25 chargements) et vers l'incinérateur avec récupération d'énergie (38 chargements).

Pour ce même mois, 43 chargements de déchets de papiers et de cartons sont envoyés de l'industrie 1 vers l'incinérateur afin de l'alimenter à sa pleine capacité (95 chargements par mois).

Les résultats obtenus démontrent qu'en intégrant les *IGA* dans l'approche de la GDD il est possible d'assurer une alimentation constante des technologies dites favorables (recyclage de papier/carton et de plastique, incinérateur), d'optimiser l'utilisation des réserves et de minimiser les déchets envoyés vers les technologies les moins favorables (enfouissement). En dépit des fortes fluctuations dans la quantité de déchets générés (3^e et 7^e mois),

la distribution des flux dans le réseau demeure à l'équilibre tout au long de la période simulée.

L'effet des pertes d'indice associées aux transports se dénote à divers endroits lors de la simulation (Figure 4.3). Par exemple, la proximité fait en sorte que la réserve de papier est principalement alimentée par le générateur *I* (distance de 50 km, voir la Figure 4.1). De plus, lorsque le réseau est surchargé en raison des volumes importants générés (7^e et 8^e mois, voir la Figure 4.3), le ΔI_T favorable des transports par train accroît la fraction des déchets provenant du centre de tri municipal et dirigé vers l'enfouissement. Concernant la charge globale du réseau, qui est représentée par la charge dans les réserves, elle permet de constater que le système actuel assure une distribution constante des flux vers les filières les plus favorables (les 2 usines de recyclage et l'incinérateur avec récupération de l'énergie, voir la Figure 4.3), tout en maintenant l'équilibre visé par l'intervalle de charge des réserves (de -0,32 à 0,68).

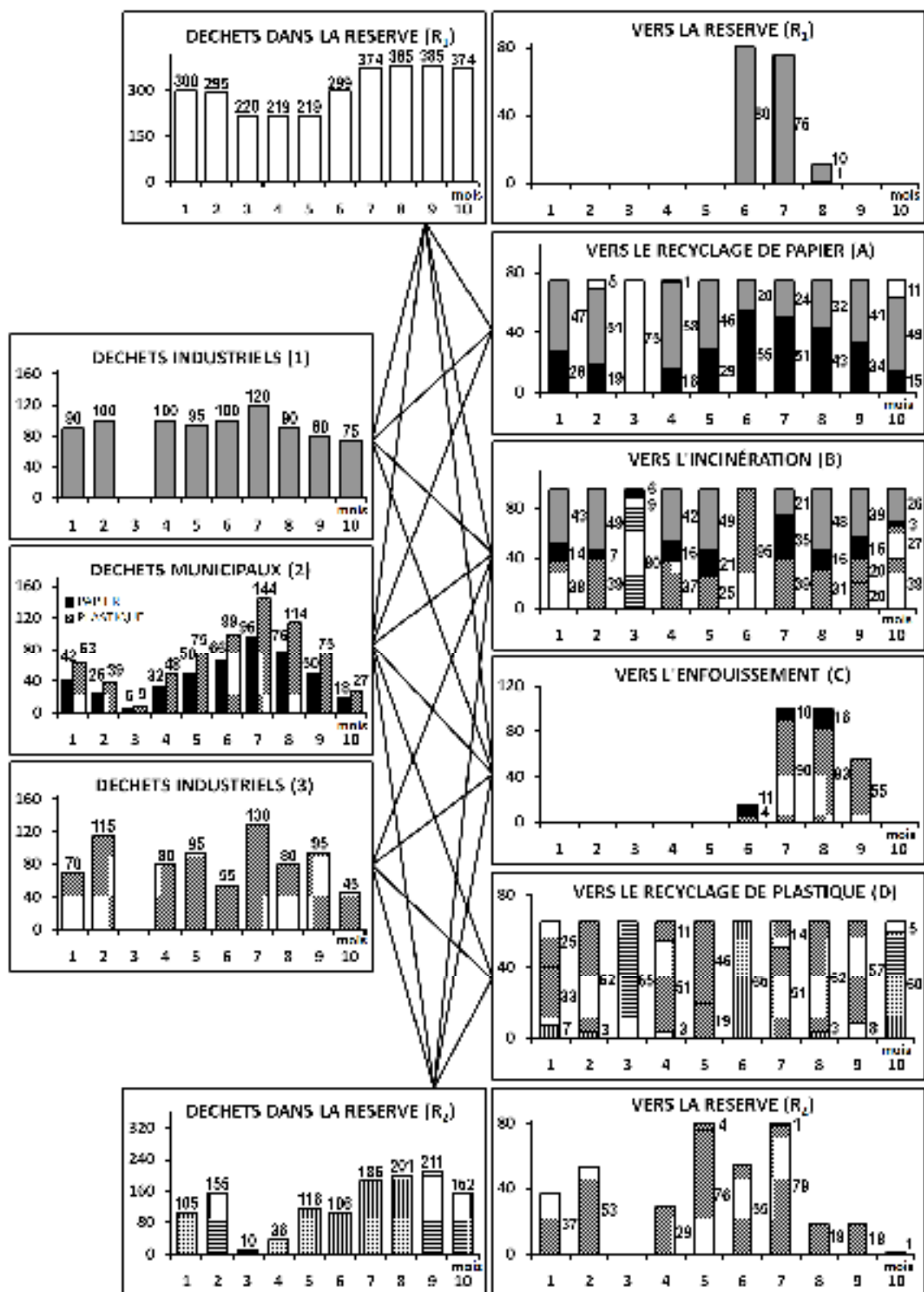


Figure 4.3 Distribution des flux dans le réseau (en chargements/mois).

Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité a été réalisée, elle vise à étudier le comportement du réseau lorsqu'un des pôles du développement durable est favorisé (Figure 4.4). Pour y parvenir, trois simulations ont été réalisées en modifiant uniquement le poids attribué aux aspects sociaux, économiques et environnementaux considérés dans le calcul des *IGA*. Afin d'alléger l'article, les graphiques de distribution des flux (similaires à la Figure 4.3) ne sont pas présentés dans l'analyse de sensibilité.

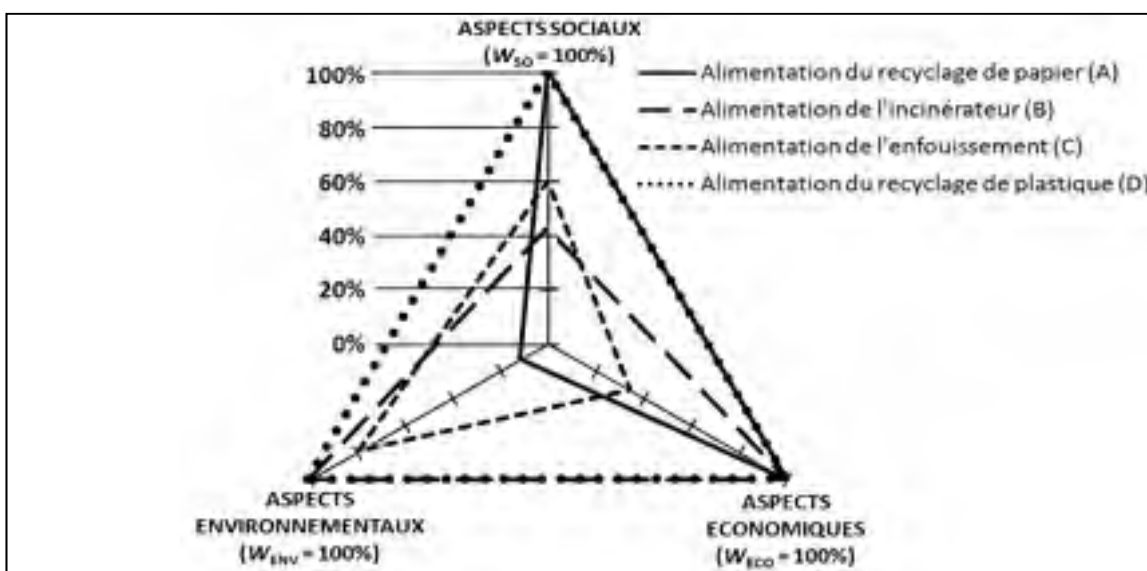


Figure 4.4 Taux d'alimentation des technologies en fonction du poids attribué.

L'analyse de sensibilité démontre que la distribution des flux dans le réseau est directement influencée par le poids des trois pôles. Dans l'exemple, lorsque la distribution repose seulement sur les aspects sociaux ($W_{so} = 100\%$), les flux sont principalement dirigés vers le recyclage ou les réserves. Pour ce scénario, la distribution des flux engendre une surcharge du réseau vers le 7^e mois. Ainsi, en défavorisant l'alimentation des technologies B et C, les réserves s'emplissent à pleine capacité et ne sont plus en mesure d'accepter les fluctuations dans les déchets générés. Une telle distribution nécessiterait donc un accroissement de la capacité des réserves et des installations de recyclage.

En réalisant la simulation selon les aspects environnementaux ($W_{ENV}=100\%$), la distribution des flux se fait sans occasionner de surcharge, car l'équilibre du système repose en partie sur l'utilisation accrue du site d'enfouissement. De plus, en raison des impacts associés au recyclage du papier, à la forte capacité de régénération du bois et à l'économie liée à la substitution de gaz naturel, l'incinération est favorisée au détriment du recyclage de papier. Enfin, lorsque la simulation repose que sur les aspects économiques ($W_{ECO}=100\%$), la distribution des flux assure une alimentation constante des technologies favorables et assure une utilisation adéquate des réserves. Cet équilibre pourrait toutefois basculer si le coût des technologies ou des transports subissait de fortes variations.

4.6 Discussion

Afin d'assurer une utilisation adéquate des *IGA*, une attention particulière doit être portée en complétant les grilles et en déterminant les facteurs de conversion pour ramener les valeurs sous l'intervalle de référence choisie. D'autre part, la sensibilité des paramètres fait en sorte que les poids attribués (équations 4.2 et 4.3) doivent reposer sur une analyse globale du comportement du système. Un des avantages de l'approche est que celle-ci permet aux utilisateurs d'ajouter ou de modifier les paramètres en fonction des conditions du milieu et selon l'évolution du système. Par contre, ces modifications doivent respecter la concertation entre les intervenants concernés.

Pour comparer les critères environnementaux, le recours à une unité commune facilite l'interprétation des résultats ainsi que la conversion en *IGA*. Actuellement, le logiciel EASEWASTE s'avère être l'outil le mieux adapté pour mesurer ces critères, car son utilisation est axée spécifiquement sur la gestion des déchets et les résultats peuvent être convertis en équivalent par personne (*PE*). Toutefois, d'autres outils d'analyses, tels que les logiciels de calculs d'ACV, pourraient permettre de mesurer les IGA_{env} .

Bien que l'approche proposée repose sur des mécanismes reconnus, il est important de noter que les *IGA* sont des indices et ne doivent pas être interprétés comme une unité absolue.

En ce sens, la mise en application de l'approche proposée doit reposer sur une évaluation objective de la problématique et les résultats obtenus lors des simulations doivent servir dans une optique d'aide à la décision seulement.

4.7 Conclusion

L'exemple réalisé démontre que les *IGA* s'avèrent être prometteurs pour la caractérisation de systèmes. La force de ce nouveau mode de caractérisation découle du fait qu'il intègre les trois dimensions du développement durable (société, économie et environnement), tout en offrant une flexibilité d'utilisation. L'analyse de sensibilité a d'ailleurs démontré l'influence des aspects sociaux, économiques et environnementaux des *IGA* sur la distribution des flux dans le réseau. Lorsque combinés à la GDD, les *IGA* permettent une distribution optimale des flux, tout en minimisant la charge globale du réseau. En plus de la charge attribuée aux technologies, les pertes d'indice associées aux transports soutiennent une gestion intégrée et évolutive en accord avec l'aspect dynamique des systèmes étudiés. Bien que l'approche repose sur une méthodologie reconnue, la mise en application d'une telle démarche doit toutefois se faire dans un contexte d'aide à la prise de décision où les valeurs servent strictement à titre de référence.

Dans le but de consolider l'approche, l'étape suivante serait d'étudier le comportement de systèmes réels, voire de réseaux différents, à l'aide des *IGA*. Par exemple, la GDD pourrait permettre à une entreprise d'optimiser ses opérations en vue de réduire les divers impacts engendrés. Il serait également intéressant de compléter la démarche par le développement d'une méthodologie pour permettre aux décideurs ou aux utilisateurs de déterminer le positionnement géographique optimal de futures installations (gestion du territoire), ainsi que la capacité optimale de celles-ci.

Pour faire face à la problématique associée aux volumes de déchets grandissants, la gestion des déchets ne doit plus se limiter qu'à l'atteinte d'objectifs financiers ou au respect de normes environnementales, elle doit plutôt viser une minimisation globale des impacts sociaux, économiques et environnementaux qui influencent le système. Grâce à ses

propriétés systémiques et à sa flexibilité, l'analyse selon les *IGA* représente donc une alternative prometteuse dans le but de réduire la charge attribuée à la gestion des déchets.

Références

- Ascough I. J. C., H. R. Maier, J. K. Ravalico et M. W. Strudley. 2008. « Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making ». *Ecological Modelling*, vol. 219, n° 3-4, p. 383-399.
- Becker, D. R., C. C. Harris, W. J. McLaughlin et E. A. Nielsen. 2003. « A participatory approach to social impact assessment: The interactive community forum ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 23, n° 3, p. 367-382.
- Botteldooren, D., A. Verkeyn, B. De Baets et P. Lercher. 2006. « Fuzzy integrals as a tool for obtaining an indicator for quality of life ». In., p. 1065-1071. Coll. « IEEE International Conference on Fuzzy Systems ». Vancouver, BC, Canada: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Chang, N.-B., et E. Davila. 2007. « Minimax regret optimization analysis for a regional solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, n° 6, p. 820-832.
- Christensen, T. H., G. Bhandar, H. Lindvall, A. W. Larsen, T. Fruergaard, A. Damgaard, S. Manfredi, A. Boldrin, C. Riber et M. Hauschild. 2007. « Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 257-262.
- Diaz, R., et M. Warith. 2006. « Life-cycle assessment of municipal solid wastes: Development of the WASTED model ». *Waste Management*, vol. 26, n° 8, p. 886-901.
- EC. 2001. *Costs for Municipal Waste Management in the EU*. En ligne. Bruxelles (Belgique): Final Report to Directorate General Environment, European Commission, 79 p. <<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/eucostwaste.pdf>>. Consulté le 20 avril 2009.
- EC. 2008. *Progress on EU Sustainable Development Strategy*. Bruxelles (Belgique): European Commission, Secretariat General, 191 p.
- Ekvall, T., G. Assefa, A. Bjorklund, O. Eriksson et G. Finnveden. 2007. « What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 989-996.
- Eshet, T., O. Ayalon et M. Shechter. 2006. « Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 46, n° 4, p. 335-364.

- ISO-14040. 2006. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. Genève (Suisse): Organisation internationale de normalisation.
- Kijak, R. et D. Moy. 2004. « A decision support framework for sustainable waste management ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 8, n° 3, p. 33-50.
- Maqsood, I., G. H. Huang et G. M. Zeng. 2004. « An inexact two-stage mixed integer linear programming model for waste management under uncertainty ». *Civil Engineering and Environmental Systems*, vol. 21, n° 3, p. 187-206.
- McDougall, F. R., P. R. White, M. Franke et P. Hindle. 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*, 2e éd.: Wiley-Blackwell, 544 p.
- Moberg, A., G. Finnveden, J. Johansson et P. Lind. 2005. « Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 231-240.
- Morrissey, A. J., et J. Browne. 2004. « Waste management models and their application to sustainable waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 297-308.
- Oliveira, L. B. et L. P. Rosa. 2003. « Brazilian waste potential: Energy, environmental, social and economic benefits ». *Energy Policy*, vol. 31, n° 14, p. 1481-1491.
- PNUE. 2005. *Urban Air Quality Management Toolkit*. En ligne. Nairobi (Kenya): United Nations Environment Programme (UNEP) & United Nations Human Settlement Programme (UN-HABITAT), 55 p.
<http://www.unep.org/urban_environment/PDFs/handbook.pdf>. Consulté le 20 avril 2009.
- Rojo, G., V. Laforest, M. Glaus, J. Bourgois et R. Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.
- Schmidt, J. H., P. Holm, A. Merrild et P. Christensen. 2007. « Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper ». *Waste Management*, vol. 27, n° 11, p. 1519-1530.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.

- US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. version 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division. <<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Vanclay, F. 2002. « Conceptualising social impacts ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22, no 3, p. 183-211.

CHAPITRE 5

ARTICLE 3 : LA GESTION TERRITORIALE BASÉE SUR L'APPROCHE SYSTÉMIQUE DE LA GESTION DYNAMIQUE DES DÉCHETS (GDD)

Gabriel Rojo^{1,2}, Valérie Laforest², Mathias Glaus¹, Jacques Bourgois², Robert Hausler¹

¹ Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), Département de
génie de la construction, École de Technologie Supérieure,
1100 rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

² Sciences, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE), Ecole Nationale
Supérieure de Mines de Saint-Étienne,
158 cours Fauriel, Saint-Etienne, France 42023

Ce chapitre, qui visait à répondre à la troisième hypothèse, a été soumis
en tant qu'article à la *Revue canadienne de génie civil*
18 novembre 2009, confirmation : 09-450

Résumé

Les systèmes de gestion des déchets étant en constante évolution, chacune des décisions prises aujourd'hui aura une influence sur les actions futures. Parmi les difficultés rencontrées, la sélection d'un site pour l'implantation de nouvelles installations, quelle que soit leur nature, représente un enjeu majeur en raison des contraintes sociales, économiques et environnementales qui s'y rattachent. En conséquence, les décideurs réclament de nouveaux outils qui leur permettront de comparer les différentes options qui s'offrent à eux et d'en évaluer les impacts sur le système. Actuellement, les approches mathématiques utilisées pour résoudre les problèmes de localisation sur un territoire sont inadéquates pour la gestion des déchets. Notamment, ces approches ne permettent pas de considérer l'ensemble des impacts attribués à la gestion des déchets ainsi que les particularités associées aux trajets (longueur, contraintes de circulation, capacité). Dans le but de corriger ces lacunes, cet article porte sur l'utilisation de la Gestion dynamique des déchets (GDD) comme outil d'aide à la décision pour la gestion territoriale, et plus particulièrement pour les problèmes de localisation. Afin de démontrer les avantages de l'approche proposée, deux études de cas sont également présentées. En comparant différentes options de localisation pour le positionnement de nouvelles installations, les résultats obtenus ont démontré que l'ordre de priorisation des sites disponibles est directement influencé par la charge attribuée aux technologies ainsi que par les pertes de charge associés aux transports.

Mots clés: Gestion territoriale, Aide à la décision, Gestion des déchets, Approche systémique, Positionnement, Localisation, Réseau.

5.1 Introduction

Grâce au développement des connaissances et aux percées technologiques réalisées depuis la seconde moitié du 20^e siècle, les déchets ne sont plus considérés comme de simples résidus, mais plutôt comme des ressources (matières premières secondaires) pouvant être recyclées ou valorisés (EC, 2008; US-EPA, 2004). En conséquence, le recours systématique à l'enfouissement a été remplacé par la gestion multi-filières qui permet de minimiser les impacts sociaux, économiques et environnementaux associés à la gestion des déchets (Diaz, 2008; Kollikkathara *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, 2008). Toutefois, cette nouvelle approche présente des difficultés d'ordre opérationnelle et analytique qui doivent être surmontées afin d'assurer une prise de décision adéquate (Finnveden *et al.*, 2007; Verhoef *et al.*, 2006).

Parmi les difficultés rencontrées lors de la gestion des déchets, la désignation d'un site pour de nouvelles installations alimente souvent la controverse et les divergences d'opinions (Guidotti et Abercrombie, 2008; Higgs, 2006). En plus des impacts environnementaux, la localisation choisie engendre des impacts sociaux et économiques qui influencent la validité de prioriser un site par rapport aux autres (De Lima *et al.*, 2008; Higgs, 2006). Généralement, le choix d'un site repose sur une évaluation empirique des options disponibles en fonction des caractéristiques des déchets ou des réglementations, sur des analyses réalisées à partir d'outils statiques (tel que l'ACV) ou sur la mesure des trajets les plus courts (approches par rayons d'influences, méthode du p-centre, etc.) (Arena *et al.*, 2004; Berman et Huang, 2008; Colebrook et Sicilia, 2007; Winkler et Bilitewski, 2007). Dans un système de gestion des déchets où les décideurs doivent composer avec les volumes générés, les transports à effectuer et les technologies disponibles (recyclage, valorisation, enfouissement, etc.), les approches subjectives ou linéaires s'avèrent inadaptées (Guo *et al.*, 2008; Ni-Bin et Wei, 2000). Le caractère évolutif, voire chaotique, des systèmes de gestion requiert plutôt une évaluation dynamique et systémique de la problématique (Karadimas *et al.*, 2007; Karavezyris *et al.*, 2002). La solution optimale représente donc celle

qui minimise la somme des pertes de charge dans le système (Badri *et al.*, 1998). En ce sens, l'approche de la GDD permet d'assurer une distribution des flux dans un système, tout en assurant une alimentation constante vers les technologies dites favorables (à faible charge), puis en minimisant la charge globale attribuée aux impacts engendrés (Rojo *et al.*, 2008).

Dans le but de répondre à la demande des décideurs, qui réclament de nouveaux outils mieux adaptés afin d'appuyer leurs prises de décision, cet article expose une nouvelle approche qui permet de comparer différents sites pour l'implantation de nouvelles technologies dans un système. À l'aide de la GDD, il sera démontré qu'il est possible de déterminer parmi les options retenues, laquelle permettra de minimiser la charge dans le système tout en facilitant l'alimentation constante des technologies favorables. Dans un premier temps, les principes de la GDD sont décrits. Par la suite, deux études de cas sont présentées afin de démontrer l'influence que peuvent avoir les aspects sociaux et environnementaux dans une prise de décision. Pour terminer, les résultats obtenus et les débouchés alimentent la discussion.

5.2 Définition et principes de la GDD

Dans un système de gestion des déchets, la problématique associée à la localisation de nouvelles installations dépend d'un ensemble de critères objectifs et subjectifs qui sont uniques au problème donné (Cheng *et al.*, 2003; Lahdelma, Salminen et Hokkanen, 2002). Puisque la désignation de tels sites est influencée par les aspects sociaux, économiques et environnementaux exerçant un impact sur le système (Garrod et Willis, 1998; Rahardyan *et al.*, 2004), le positionnement qui permet les plus courtes distances ne représente pas nécessairement la meilleure option (He *et al.*, 2007; Melachrinoudis et Xanthopoulos, 2003). En effet, les approches traditionnelles, qui incorporent uniquement les temps et distances des trajets, ne sont donc pas appropriées lorsque l'on souhaite prendre en compte les impacts attribués aux technologies et les impacts attribués aux transports. En représentant les impacts liés aux technologies par des « charges » et ceux liés au transport par des « pertes de charge », il devient alors possible d'utiliser les principes généraux des réseaux de distribution d'eau où les flux sont dirigés vers les charges les plus faibles et

le positionnement d'une installation vise à minimiser la charge globale du réseau. Le concept de la GDD découle directement de cette analogie entre un système de gestion des déchets et un réseau hydraulique (Rojo *et al.*, 2008).

En reprenant l'équation de la conservation de l'énergie selon Bernoulli employée pour les calculs d'hydraulique, l'équation générale de la GDD (équation 5.1) permet une analyse dynamique des systèmes de gestion des déchets. Dans cette équation, IGA (Indice Global d'Attribution) représente la charge qu'exerce une technologie sur l'ensemble du système et ΔI_T (perte d'indice) représente la perte de charge générée par les transports. Ainsi, plus un trajet est long ou contraignant, plus la perte d'indice est élevée et moins il est avantageux de diriger les flux vers cette technologie. Parallèlement aux conduites d'eau, ΔI_T est influencé par le coefficient de perte d'indice (α), la longueur du transport (L), le facteur de caractérisation de la route (R) et le nombre de transports effectués (Q). Les variables β et δ représentent respectivement les coefficients associés aux paramètres R et Q .

$$IP = IGA + \Delta I_T = IGA + \left(\alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \right) \quad (5.1)$$

Afin d'assurer la distribution de tous les déchets générés, une charge IP (indice de priorisation) est attribuée aux générateurs de déchets. Cette charge, qui est déterminée de façon empirique, vise principalement à assurer un écoulement vers les options disponibles et à prioriser certains générateurs lorsque les déchets générés sont insuffisants pour alimenter tout le réseau (Rojo *et al.*, 2008).

5.3 Localisation à l'aide de la GDD

Dans un système de gestion des déchets, la désignation d'un site destiné à l'implantation d'une nouvelle technologie est souvent contestée par les citoyens touchés (phénomène NIMBY) (Sasao, 2004; Vittes *et al.*, 1993). Ce phénomène pourrait toutefois être atténué si les décideurs disposaient d'outils leur permettant de faire la démonstration

qu'un site est moins contraignant que d'autres. Bien que certaines décisions soient prises à la suite d'études économiques, d'analyses multicritères ou d'ACV, ces approches ne permettent d'observer qu'un seul aspect de la problématique à la fois. De plus, aucune d'elles ne permet de connaître le comportement global du système lorsque ce dernier subira des variations.

Afin de corriger les lacunes mentionnées précédemment et de démontrer qu'il est possible de comparer différentes options de localisation, deux études de cas traités à l'aide de la GDD seront présentées. Le premier cas porte sur la sélection d'un site lorsque les options sont principalement influencées par les aspects sociaux, puis le second lorsque les aspects environnementaux prédominent.

5.3.1 Description du contexte

Les scénarios présentés ci-après sont basés sur des données réalistes, mais ils se déroulent dans un contexte fictif. Les deux cas étudiés ont lieu dans une municipalité où l'industrie forestière prédomine et où les autorités envisagent d'implanter de nouvelles installations pour pallier la fermeture imminente du site d'enfouissement ainsi que pour assurer une gestion plus durable des déchets de bois générés sur son territoire (Figure 5.1). Le système actuel est alimenté principalement par une zone industrialisée (*I*) et par deux centres municipaux de récupération (*2* & *3*). Les technologies disponibles pour la gestion des déchets de bois sont : un centre de recyclage (*A*) et un incinérateur (*B*). Dans le but d'assurer l'équilibre du réseau et l'alimentation constante des technologies, un site de stockage provisoire (réserve) est également disponible.

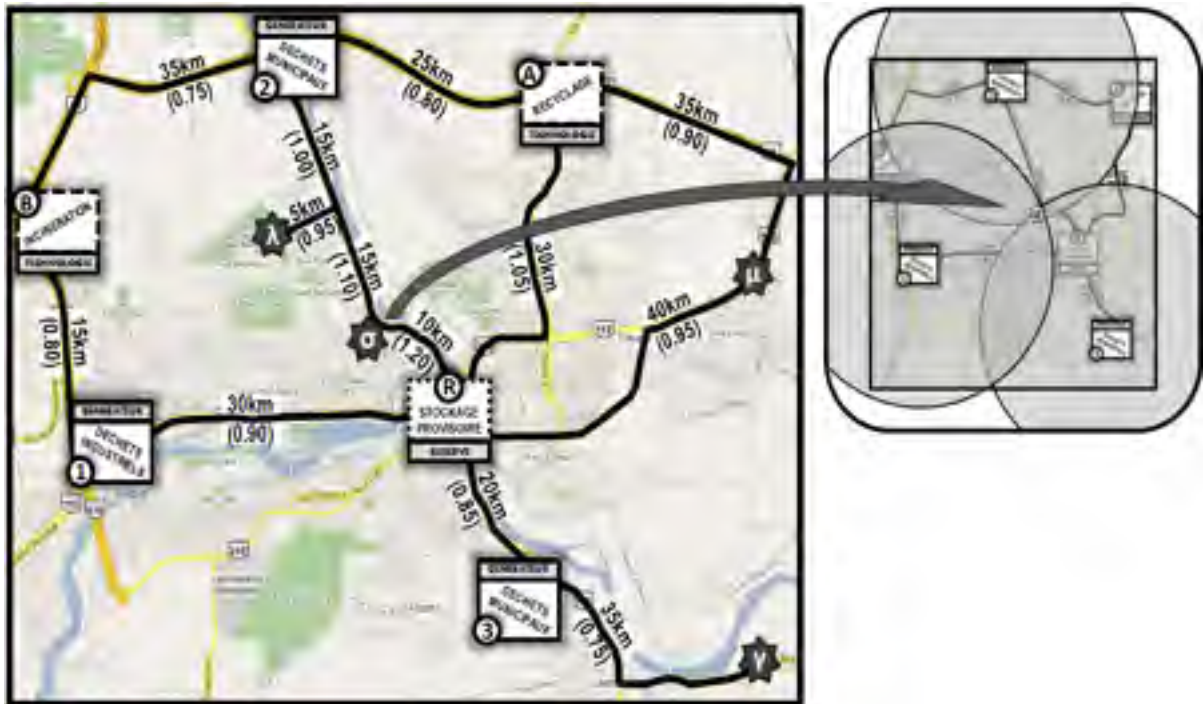


Figure 5.1 Carte géographique du réseau et localisation du centre par l'approche des rayons d'influences.

Devant la nécessité de remédier à la fermeture du site d'enfouissement, les autorités veulent étudier deux scénarios et comparer leur effet sur le système. Le premier étant d'implanter un centre de méthanisation capable d'accueillir les excédants de bois dans le système, le second étant d'orienter plutôt ces déchets vers le futur site d'enfouissement.

5.3.2 Caractéristiques du système

Pour l'implantation des futures installations, quatre sites ont été présélectionnés (Figure 5.1):

- Un terrain localisé au centre géographique tel que mesuré par l'approche des rayons d'influences (σ);
- Un terrain appartenant à la municipalité. Ce site est éloigné des zones habitées et facile d'accès pour les générateurs de déchets (λ);
- Un terrain vacant dans un secteur où les citoyens sollicitent le centre de méthanisation pour contrer le haut taux de chômage (γ);

- Un terrain disponible aux abords du site d'enfouissement actuel. Cet espace présente des caractéristiques géotechniques favorables et était prévu pour de futurs agrandissements (μ).

Les distances à parcourir et les caractéristiques associées aux trajets empruntés sont présentées sur la carte géographique (Figure 5.1). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux facteurs de congestion de la route (*RCI*, Roadway Congestion Index) (Schrank et Lomax, 2007). Dans ce système, le transport des déchets de bois se fait à l'aide de camions dont la capacité est de 15 t par chargement.

Pour évaluer la capacité du réseau à s'adapter lors des différentes simulations, les déchets générés (Figure 5.2) présentent des variations importantes. Les sites proposés ont donc été comparés sur une période de 10 mois selon leur potentiel à assurer l'alimentation des technologies et sur la charge globale qui en découle.

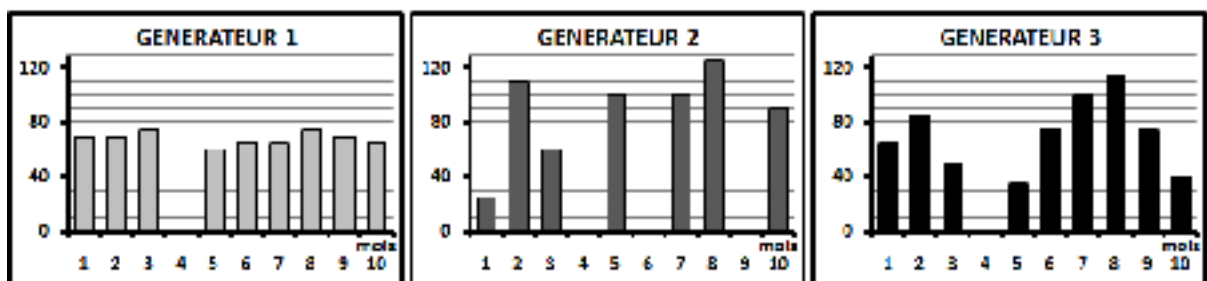


Figure 5.2 Flux générés et introduits dans le réseau (en chargements/mois).

Afin de comparer les différentes options avec l'approche de la GDD, les charges associées aux technologies (*IGA*) et aux transports (*AI_T*) ont été obtenues à l'aide d'une analyse multicritère (Tableau 5.1). Dans cette analyse, des notes ont été attribuées pour les impacts sociaux, économiques et environnementaux qui influencent la prise de décision. Une note de -5 correspond à un impact totalement acceptable (ou bénéfique) et une note de 5 à un impact totalement inacceptable (ou néfaste). Ainsi, plus une charge globale est faible, plus la technologie est favorable et plus son alimentation sera favorisée durant les simulations.

Pour compléter la grille des *IGA* (Tableau 5.1), il est suggéré de faire appel à des approches reconnues telles que : une ACV, une analyse socio-économique, etc. Les différentes notes attribuées proviennent des scénarios élaborés et ne doivent en aucun cas être perçues comme des valeurs de références. Pour ne pas favoriser un caractère donné durant les simulations, des poids identiques ont été attribués à chacune des catégories d'analyses (sociale, économique et environnementale).

Tableau 5.1 Grille d'analyse multicritère pour les charges attribuées (*IGA*).⁶
Tiré de Rojo et al. (soumis, 2009)

POIDS	SOCIAL	ECONO.	ENVIRO.	CHARGE
	33.3%	33.3%	33.3%	TOTALE <i>IGA</i>
R - RESERVE	0.5	1.0	0.5	0.666
A - RECYCLAGE	-4.5	2.0	-3.5	-2.000
B - INCINÉRATION	0.0	-1.0	-0.5	-0.500
METHANISATION (Scénario 1)				
σ - (Centre selon les rayons)	-1.0	1.5	-1.0	-0.166
λ - (Terrain privilégié par la ville)	-2.0	1.5	-1.0	-0.500
γ - (Site favorisé par les citoyens)	-3.5	1.5	-1.0	-1.000
ENFOUISSEMENT (Scénario 2)				
σ - (Centre selon les rayons)	2.5	0.5	2.5	1.833
λ - (Terrain privilégié par la ville)	2.5	0.5	1.5	1.500
μ - (Agrandissement du site actuel)	2.5	0.5	1.0	1.333
ΔI_T : Transport par camion (pour 100km)	2.0	1.0	2.0	1.666

5.3.3 Simulations par la GDD

Pour réaliser les simulations, l'outil préconisé est le logiciel EPANET2. Cet outil d'analyse repose principalement sur la loi de la conservation de l'énergie et permet d'étudier le comportement de réseaux hydrauliques (US-EPA, 2008). La comparaison des options a été réalisée en modélisant le schéma global du système (Figure 5.3) et en intégrant l'équation générale de la GDD (équation 5.1) dans le logiciel EPANET2. Les valeurs d'*IGA* proviennent de l'analyse multicritère (Tableau 5.1) et les *IP* ont été fixés

⁶ Les valeurs présentées ont été fixées empiriquement pour fins de simulation.

empiriquement de façon à assurer l'alimentation de l'ensemble du réseau par les flux générés.

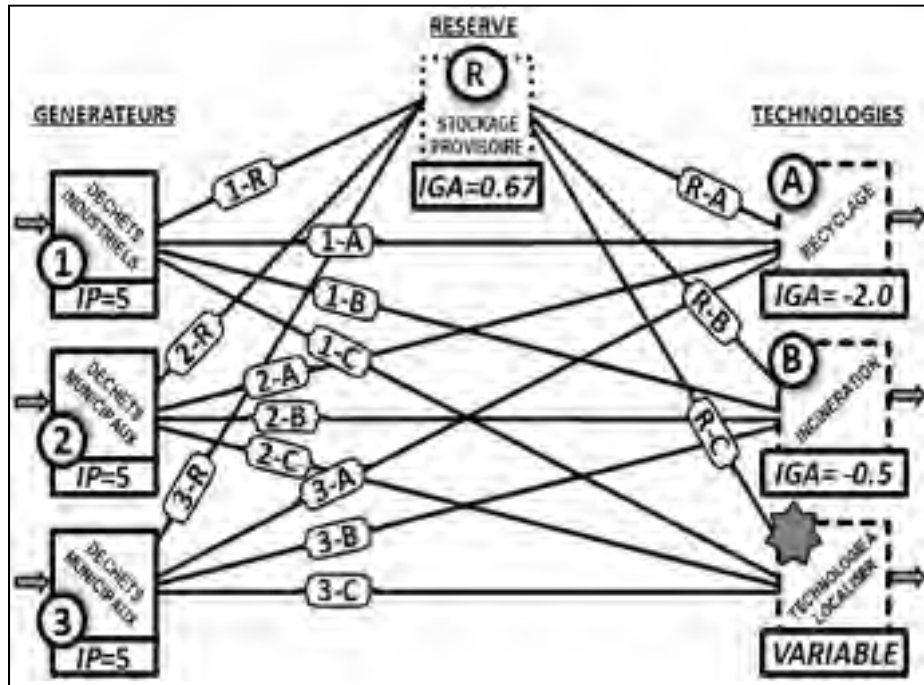


Figure 5.3 Schéma global du système modélisé dans EPANET2.

Les coefficients de l'équation du ΔI_T ont été obtenus en fixant les deux hypothèses suivantes :

- Pour une distance de 100 km parcourues, une diminution de 0,25 du facteur de caractérisation de la route (R) engendre une augmentation de 25% de la perte d'indice (ΔI_T) ;
- ΔI_T augmente de 1% lorsque le nombre de chargements passe de 100 à 200 par mois.

Tableau 5.2 Valeurs de référence utilisées pour définir ΔI_T

ΔI_T	L (km)	R (1/RCI)	Q (charg./mois)
1.666	100	1.00	100
2.000 (1.67+25%)	100	0.75	100
1.691 (1.67+1%)	100	1.00	200

En résolvant les équations polynomiales obtenues à l'aide des valeurs de références (Tableau 5.2) et en effectuant les conversions d'unités dans le logiciel (système international à système impérial), l'équation de perte de charge telle qu'employée dans EPANET2 devient alors :

$$\Delta I_T = 3.55 \times 10^{-5} \cdot \frac{L}{R^{0.635}} \cdot Q^{0.021} \quad (5.2)$$

Dans cette équation, la longueur des transports (L) est donnée en mètre, le débit (Q) en nombre de chargements de 15 tonnes par mois et le facteur de caractérisation de la route (R) correspond à l'inverse du facteur de congestion (RCI) (équation 5.3).

$$R = \frac{1}{RCI} \quad (5.3)$$

Lorsque les simulations sont terminées, les données obtenues permettent de calculer la charge globale dans le réseau (W^* , équation 5.4). Cette valeur correspond à la charge moyenne mesurée pour la gestion des déchets durant une période de temps donnée. Pour vérifier l'évolution de la charge globale du réseau, il est également possible de se référer à la charge de la réserve lorsque l'indice de celle-ci est variable (Rojo *et al.*, 2008).

$$W^* = \frac{\sum_0^i N_{ij} \cdot (IGA_j + (\Delta I_T \cdot D_{ij})) + [\sum_0^i N_{ir} \cdot (IGA_r + (\Delta I_T \cdot D_{ir})) - \sum_0^r N_{rj} \cdot IGA_r]}{\sum_0^i N_{ij} + \sum_0^r N_{rj}} \quad (5.4)$$

Dans cette équation, i représente les générateurs, j les technologies et r la réserve. De plus, N correspond au nombre de chargements voyageant d'un point à un autre et D à la distance parcourue. Les charges associées à la réserve sont alors mesurées à partir des transports supplémentaires et du volume réel en stockage.

5.4 Études de cas

5.4.1 Scénario 1

Dans le but de stopper le recours à l'enfouissement pour les déchets de bois générés sur leur territoire, les autorités de la municipalité veulent déterminer quel serait le meilleur choix de localisation pour un centre de méthanisation. Les sites σ , λ et γ (Figure 5.1) ont été retenus pour accueillir les nouvelles installations et devront être comparés à l'aide de la GDD.

La particularité de ce scénario est que seuls les impacts sociaux différencient les sites entre eux (Tableau 5.1). Les écarts entre les notes attribuées font ressortir la réticence qu'ont les citoyens résidant à proximité du site σ à recevoir le centre de méthanisation, alors que les citoyens habitant près du site γ sont favorables à le recevoir en raison des emplois qui seraient créés. Les simulations permettront donc d'évaluer l'influence que peuvent avoir les aspects sociaux et les transports dans une problématique de prise de décision pour le positionnement de nouvelles installations. En plus de viser à minimiser la charge globale du système, le choix du site devra favoriser l'alimentation constante des technologies les plus favorables.

Durant les simulations, qui se déroulent sur une période de 10 mois, les pas de temps ont été fixés à un mois. Pour le scénario à l'étude, la capacité des installations à recevoir les déchets de bois est :

- 125 chargements par mois pour la réserve, avec une capacité maximale de 7500 tonnes (500 chargements) et un volume initial de 3750 tonnes;
- 75 chargements par mois pour l'usine de recyclage;
- 50 chargements par mois pour l'incinérateur;
- 70 chargements par mois pour le centre de méthanisation.

Résultats

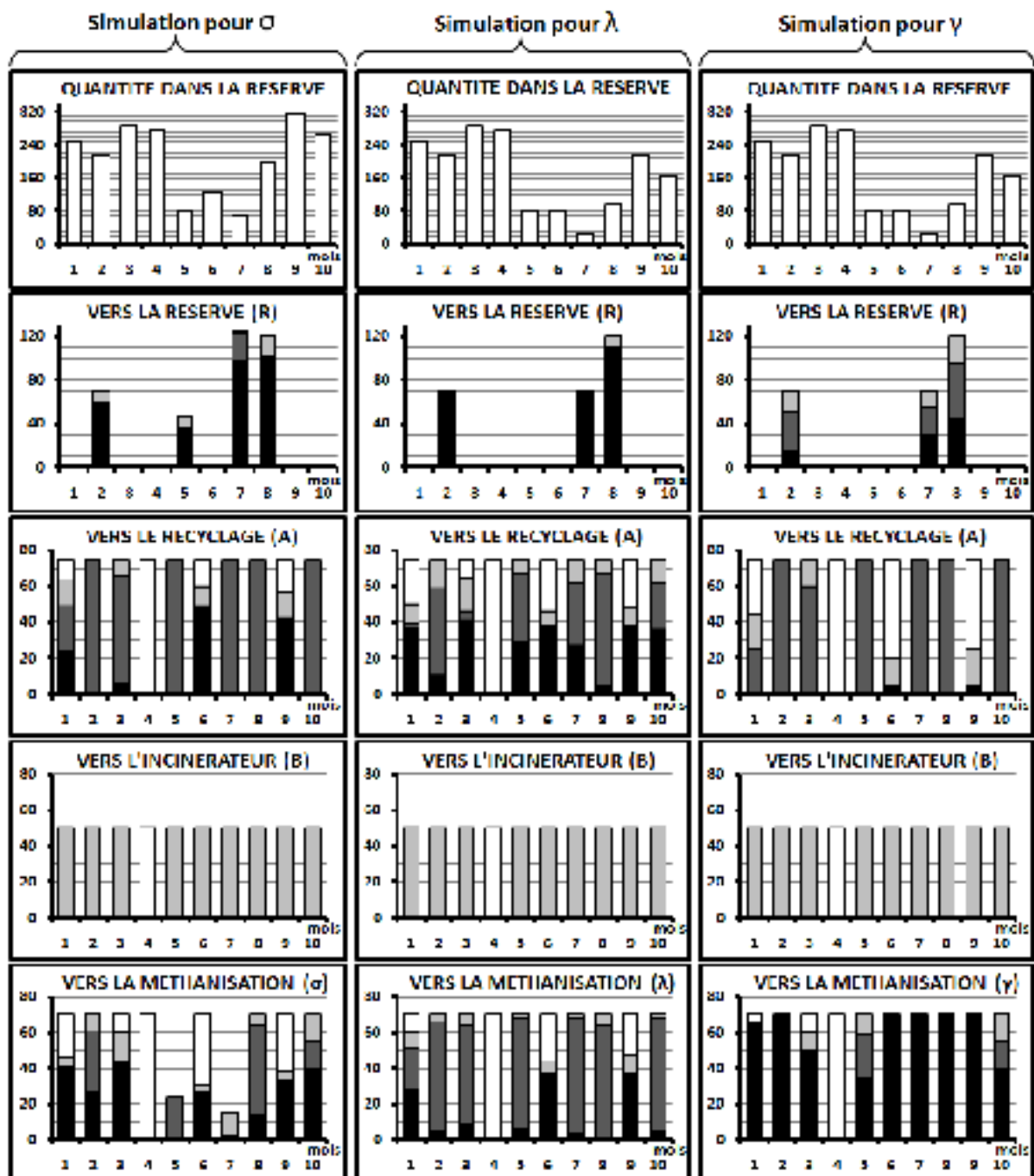


Figure 5.4 Distribution des flux dans le réseau (en chargements/mois).

Les simulations réalisées avec la GDD démontrent que le système comprenant un centre de méthanisation est en mesure d'accueillir tous les flux générés et que la capacité de la réserve est suffisante pour pallier les fluctuations. La réserve n'est jamais à sa pleine capacité ou complètement vide. Les graphiques de distribution des flux (Figure 5.4 et Figure 5.5) démontrent que les sites λ et γ assurent une alimentation constante vers le recyclage, l'incinérateur et le centre de méthanisation. Toutefois, malgré son positionnement privilégié, la charge *IGA* moins favorable de l'option σ (charge élevée) fait en sorte qu'il est parfois plus avantageux de maintenir un certain volume dans la réserve que d'alimenter le centre de méthanisation (5^e et 7^e mois).

Malgré les fluctuations dans la distribution des flux (Figure 5.5), le système semble en mesure d'accueillir un nouveau centre de méthanisation. Pour approvisionner le réseau lorsque les volumes générés sont insuffisants, l'utilisation d'une réserve s'avère toutefois nécessaire.

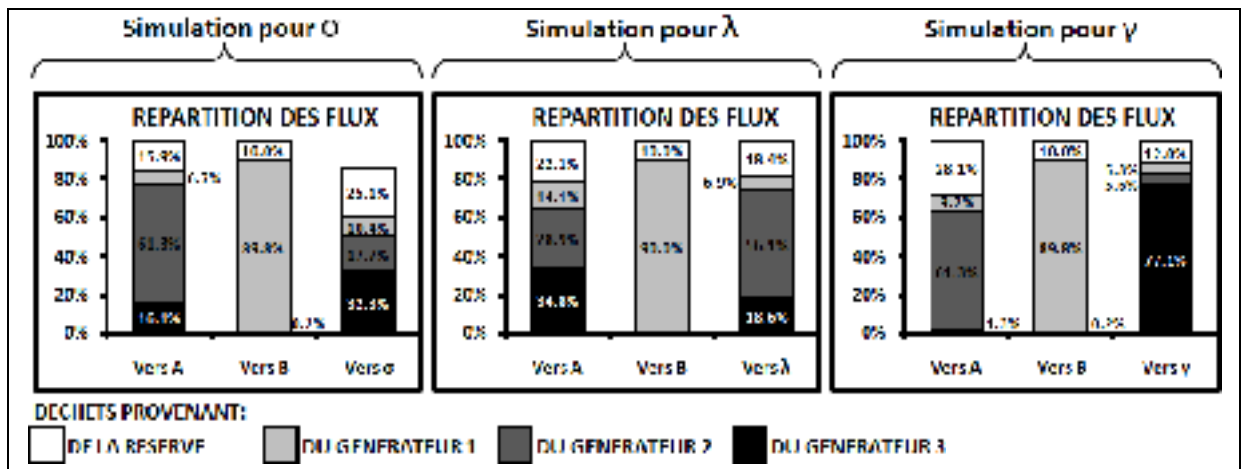


Figure 5.5 Taux de distribution des flux pour toute la durée de la simulation (mesurés à l'aide du modèle de distribution des flux, Figure 5.4).

Bien que les options λ et γ assurent une alimentation constante des technologies, les charges globales qui en résultent diffèrent (Figure 5.6). Parmi les trois scénarios étudiés, le positionnement du centre de méthanisation sur le site γ s'avère donc être l'option la plus avantageuse car elle facilite l'alimentation constante des technologies, tout en exerçant

la charge globale la plus faible. En comparant les trois sites à l'aide de la GDD, il se révèle qu'un fort intérêt social peut justifier le choix d'un site plus éloigné pour l'implantation de nouvelles installations. Toutefois, plus la distance et la charge associées aux transports augmentent, moins il est avantageux d'y implanter les installations.

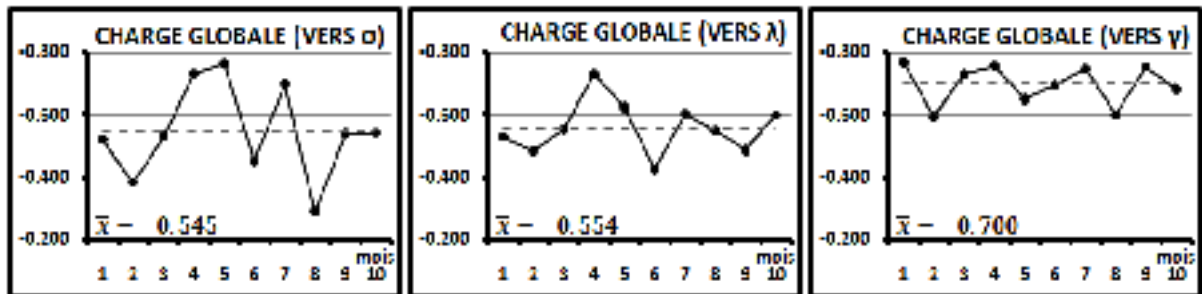


Figure 5.6 Charges globales du réseau durant la simulation (mesurées à partir de l'équation 5.4).

5.4.2 Scénario 2

Dans le but d'étudier différentes possibilités, les autorités municipales veulent déterminer s'il serait plus avantageux d'envoyer les déchets de bois vers un futur site d'enfouissement plutôt que de construire un centre de méthanisation. Il a donc été décidé de comparer trois sites potentiels pour la localisation du futur site d'enfouissement. Par conséquent, les options σ , λ et μ (Figure 5.1) ont été retenues et comparées à l'aide de la GDD.

Dans ce scénario, les impacts sociaux et économiques sont similaires d'un site à l'autre (voir Tableau 5.1). La prise de décision repose donc principalement sur les aspects environnementaux de la problématique. Ainsi, seules les caractéristiques du milieu récepteur permettent de comparer les options retenues pour le site d'enfouissement. Dans le système à l'étude, l'option la plus éloignée représente le meilleur choix sur le plan géotechnique, alors que le site placé au centre géographique représente le choix le moins intéressant (Tableau 5.1). Les simulations permettront donc de faire ressortir l'influence des impacts environnementaux dans une prise de décision où les transports exercent une charge additionnelle dans le réseau.

Pour le scénario 2, la capacité des installations est :

- 75 chargements par mois pour la réserve, avec une capacité maximale de 7500 tonnes (500 chargements) et un volume initial de 3750 tonnes;
- 75 chargements par mois pour l'usine de recyclage;
- 100 chargements par mois pour l'incinérateur;
- 90 chargements par mois pour le site d'enfouissement.

Par rapport au scénario précédent, la capacité de l'incinérateur a été augmentée de 50 chargements par mois afin de minimiser le recours à l'enfouissement (qui possède une charge plus élevée).

Résultats

Dans le but d'alléger l'article, seuls les résultats sommaires sont présentés pour ce scénario. La Figure 5.7 démontre que chacune des options analysées permet d'assurer une alimentation constante du recyclage (*A*) et de l'incinérateur (*B*) tout au long de la simulation. Bien que le recours à l'enfouissement soit minimisé en raison de la charge élevée de cette technologie, la réserve permet au réseau d'accepter tous les volumes de déchets générés (Figure 5.7). En raison des faibles variations, la distribution des flux ne permet pas de favoriser un site par rapport aux autres.

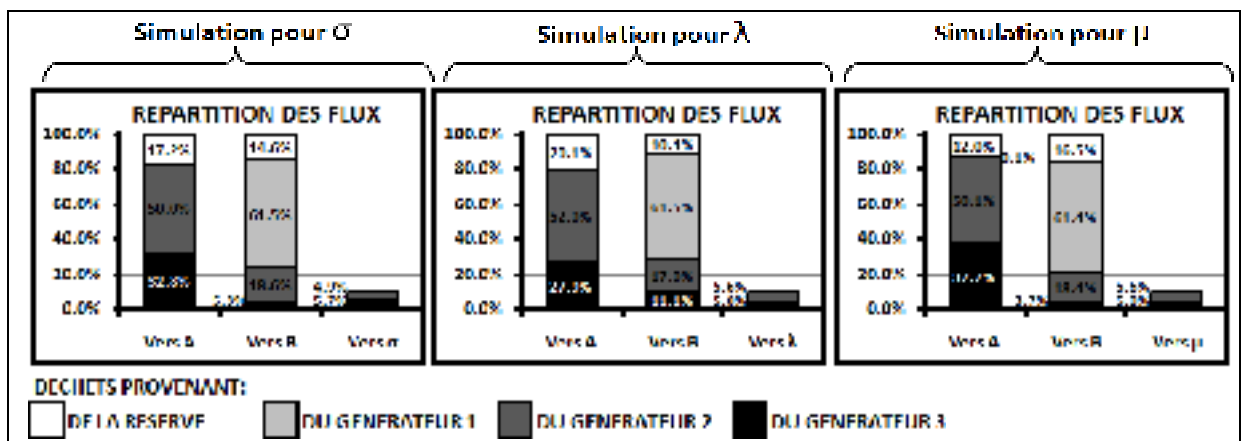
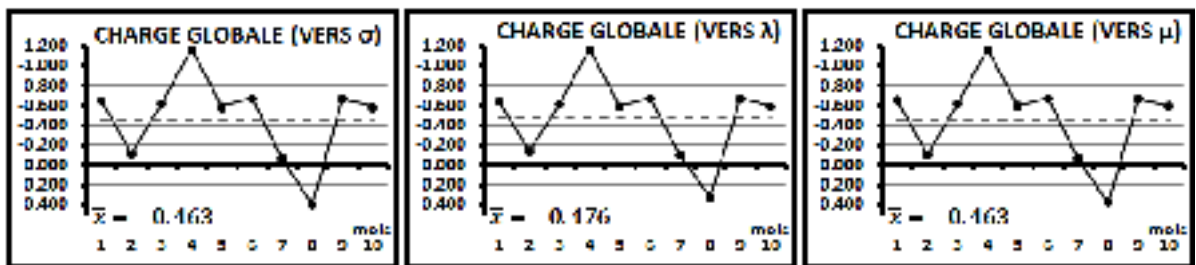


Figure 5.7 Taux de distribution des flux pour toute la durée de la simulation (les graphiques de la distribution des flux sont présentés à l'annexe IV).

Bien qu'il y ait des variations dans les taux de distribution d'une simulation à l'autre, les charges globales mesurées sont relativement semblables (Figure 5.8). Deux phénomènes peuvent expliquer cette situation. Comme le volume des déchets dirigé vers l'enfouissement est faible pour chacune des simulations, la charge associée à cette technologie n'a pas beaucoup d'influence sur la charge globale. De plus, les caractéristiques du système à l'étude font en sorte que les impacts associés aux transports sont proportionnels aux variations subies par les charges associées aux technologies. Ainsi, les pertes de charge ΔI_T compensent les différentes charges IGA dans le réseau. Par exemple, malgré les différences importantes entre les options σ et μ , les charges globales mesurées pour ces deux options sont similaires. Ces similitudes sont dues au fait que les impacts associés aux transports supplémentaires pour se rendre au site le plus éloigné (μ) sont équivalents aux gains associés à ce site. Les similitudes obtenues démontrent que l'approche basée sur les équations de conservation de l'énergie fonctionne, car les charges sont similaires même si la distribution des flux est différente.



**Figure 5.8 Charges globales du réseau durant la simulation.
(mesurées à partir de l'équation 5.4)**

Sur la base des charges globales mesurées (Figure 5.8), l'option λ semble être le meilleur choix pour la localisation du site d'enfouissement. Dans ce contexte, cela signifie que ni le terrain au centre géographique, ni le terrain évalué comme étant un meilleur milieu d'accueil ne représente l'option à privilégier. Cependant, dans une optique de prise de décision, les résultats obtenus sont trop similaires pour permettre d'affirmer qu'un positionnement est réellement plus avantageux que les deux autres.

En reprenant les deux scénarios étudiés, la GDD a permis de démontrer que l'option à préconiser serait d'implanter un centre de méthanisation sur le site γ . Ainsi, l'alimentation constante de chacune des technologies est favorisée et aucun volume ne se retrouve à l'enfouissement.

5.5 Discussion

5.5.1 Analyse des résultats

Suite aux simulations réalisées à l'aide de la GDD, les résultats obtenus démontrent qu'il est possible de comparer différentes options dans une optique de prise de décision pour le positionnement de nouvelles installations. Les variations obtenues durant les simulations reflètent l'influence qu'exercent la disponibilité des volumes et les transports sur la distribution des flux (Figure 5.5 et Figure 5.7). Les résultats démontrent également que la localisation d'un site agit sur les impacts engendrés et sur la charge globale appliquée au système. Par conséquent, en s'appuyant sur les concepts hydrauliques, la GDD permet d'identifier les modèles de distribution des flux qui minimisent la charge globale du système, tout en soutenant l'alimentation vers les technologies favorables (à faible charge).

Les résultats obtenus démontrent également que, sous certaines conditions, les aspects sociaux, économiques ou environnementaux liés à la problématique peuvent justifier le choix d'un site par rapport aux autres. Par exemple, même si un site est favorable en raison de ses avantages économiques, il est possible que les impacts sociaux engendrés justifient le recours à un autre site. Dans le scénario 1, le site le plus éloigné représentait d'ailleurs la meilleure option en raison de l'intérêt marqué de la population à recevoir les nouvelles installations. Il faut toutefois comprendre que plus la distance à parcourir est longue, plus les impacts associés aux transports sont importants et moins il est avantageux d'y implanter une technologie (Tavares *et al.*, 2009). Dans le scénario 2, c'est la distance élevée qui fait que le site ayant les meilleures propriétés ne soit pas retenu. Les impacts supplémentaires

attribués aux transports étaient donc plus importants que les bénéfices environnementaux offerts par ce site.

En raison du caractère évolutif des systèmes de gestion des déchets, le positionnement des installations ne doit pas se limiter à une simple réduction des trajets, il doit également permettre de minimiser la charge globale du réseau. Contrairement aux approches traditionnelles de positionnement des installations, la gestion des déchets repose également sur une évaluation subjective et empirique de la problématique. Il est donc plus approprié d'opter pour des approches systémiques plutôt que les approches linéaires traditionnelles (Cheng *et al.*, 2003; Fernandez *et al.*, 2000).

5.5.2 Incertitudes dans le modèle

La méthodologie présentée dans cet article vise spécifiquement à appuyer les prises de décisions. Les résultats obtenus doivent donc servir à titre comparatif et ne doivent pas être perçus comme des données absolues. Dans certains cas, l'interprétation des résultats est tout aussi importante que les résultats eux-mêmes. Par exemple, dans le 2^e scénario, le faible écart entre les différentes options comparées limite la pertinence de prioriser un site en particulier.

Comme les résultats obtenus à l'aide des outils de modélisation découlent d'itérations mathématiques, la sensibilité des paramètres influence la distribution des flux dans le réseau. Il faut donc considérer les données obtenues comme étant des valeurs optimisées, et non pas des valeurs optimales. Le simple fait d'utiliser une réserve ou de changer la capacité d'une technologie peut influencer la distribution des flux ainsi que la charge globale du réseau. En plus des fluctuations dans les volumes à gérer, les moyens de transport évoluent rapidement et les systèmes modélisés ne peuvent pas prédire quelles en seront les répercussions sur le réseau à long terme.

5.5.3 Perspectives

Le positionnement d'une installation représente seulement un aspect de la gestion des déchets. La GDD pourrait également permettre d'étudier le comportement des systèmes face à d'autres problèmes d'organisation, d'optimisation ou de contrôle. Par exemple, il serait possible d'évaluer la capacité maximale d'un réseau, de connaître les effets occasionnés par l'implantation ou la fermeture d'une technologie, de comparer la perte de charge de différents modes de transports et même d'étudier le comportement du système suite aux variations anticipées.

5.6 Conclusion

Dans le but de démontrer le potentiel de la GDD pour la résolution de problèmes de localisation, l'article a présenté deux études de cas. Alors que le premier était axé principalement sur les aspects sociaux de la problématique, le second visait plutôt les aspects environnementaux. En comparant les différentes options sur la base de la distribution des flux et de la charge globale mesurée, les résultats obtenus ont démontré que l'ordre de priorisation de ces options est directement influencé par la charge de celles-ci ainsi que par les pertes de charge associés aux transports.

En plus de faciliter la comparaison de différentes options dans un système de gestion des déchets, l'approche proposée permet d'observer le comportement du réseau lorsqu'il est soumis à diverses variations ou lorsque certains paramètres changent. Afin de favoriser une utilisation plus intuitive et élargie de la GDD pour la gestion territoriale, il serait avantageux de développer des logiciels de simulations propres à la gestion des déchets plutôt que d'adapter les outils d'hydraulique existants.

Étant fondée sur des concepts de dynamique des systèmes et d'outils prévisionnels, l'approche développée permet aux utilisateurs de réaliser des analyses basées tant sur des données réelles que sur des données anticipées. En ayant cette possibilité d'appuyer

les décisions selon les besoins futurs ou prévus, l'approche proposée représente une alternative intéressante dans une optique de développement durable.

Références

- Arena, U., M. L. Mastellone, F. Perugini et R. Clift. 2004. « Environmental assessment of paper waste management options by means of LCA methodology ». *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 43, n° 18, p. 5702-5714.
- Barrie, D. et F. Corsi. 2004. « Landfill, you're history ». En ligne. Green Futures. <<http://www.forumforthefuture.org/greenfutures/articles/602052>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Berman, O. et R. Huang. 2008. « The minimum weighted covering location problem with distance constraints ». *Computers and Operations Research*, vol. 35, n° 2, p. 356-372.
- Cheng, S., C. W. Chan et G. H. Huang. 2003. « An integrated multi-criteria decision analysis and inexact mixed integer linear programming approach for solid waste management ». *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, vol. 16, n° 5-6, p. 543-554.
- Colebrook, M. et J. Sicilia. 2007. « A polynomial algorithm for the multicriteria cent-dian location problem ». *European Journal of Operational Research*, vol. 179, n° 3, p. 1008-1024.
- De Lima, B. S. L. P., M. C. M. Alves, A. G. Evsukoff et I. N. Vieira. 2008. « Municipal solid waste site location using a fuzzy logic approach ». In, PART 2. Vol. 5178 LNAI, p. 950-957. Coll. « Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics) ». Zagreb, Croatia: Springer Verlag
- Diaz, L. F. 2008. « The search for solutions to maximize waste diversion from landfills ». *Waste Management*, vol. 28, n° 5, p. 775-775.
- EC. 2008. *Progress on EU Sustainable Development Strategy*. Bruxelles (Belgique): European Commission, Secretariat General, 191 p.
- Fernandez, J., P. Fernandez et B. Pelegrin. 2000. « A continuous location model for siting a non-noxious undesirable facility within a geographical region ». *European Journal of Operational Research*, vol. 121, n° 2, p. 259-74.
- Finnveden, G., A. Bjorklund, A. Moberg et T. Ekvall. 2007. « Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: Possibilities and limitations ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 263-269.
- Garrod, G. et K. Willis. 1998. « Estimating lost amenity due to landfill waste disposal ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 22, n° 1-2, p. 83-95.

- Guidotti, T. L. et S. Abercrombie. 2008. « Aurum: A case study in the politics of NIMBY ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 6, p. 582-588.
- Guo, P., G. H. Huang et Y. P. Li. 2008. « Interval stochastic quadratic programming approach for municipal solid waste management ». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 7, n° 6, p. 569-579.
- He, B., C. Yang et M. M. Ren. 2007. « A fuzzy multi-objective programming for optimization of reverse Logistics for Solid Waste through genetic algorithms ». Vol. 3, p. 416-420. Coll. « Proceedings - Fourth International Conference on Fuzzy Systems and Knowledge Discovery, FSKD 2007 ». Haikou, China: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc..
- Higgs, G. 2006. « Integrating multi-criteria techniques with geographical information systems in waste facility location to enhance public participation ». *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 2, p. 105-117.
- Karadimas, N. V., K. Papatzelou et V. G. Loumos. 2007. « Optimal solid waste collection routes identified by the ant colony system algorithm ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 2, p. 139-147.
- Karavezyris, V., K. P. Timpe et R. Marzi. 2002. « Application of system dynamics and fuzzy logic to forecasting of municipal solid waste ». *Mathematics and Computers in Simulation*, vol. 60, n° 3-5, p. 149-158.
- Kollikkathara, N., H. Feng et E. Stern. 2009. « A purview of waste management evolution: Special emphasis on USA ». *Waste Management*, vol. 29, n° 2, p. 974-985.
- Lahdelma, R., P. Salminen et J. Hokkanen. 2002. « Locating a waste treatment facility by using stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria ». *European Journal of Operational Research*, vol. 142, n° 2, p. 345-356.
- Melachrinoudis, E. et Z. Xanthopoulos. 2003. « Semi-obnoxious single facility location in Euclidean space ». *Computers and Operations Research*, vol. 30, n° 14, p. 2191-2209.
- Minciardi, R., M. Paolucci, M. Robba et R. Sacile. 2008. « Multi-objective optimization of solid waste flows: Environmentally sustainable strategies for municipalities ». *Waste Management*, vol. 28, n° 11, p. 2202-2212.
- Ni-Bin, C. et Y. L. Wei. 2000. « Siting recycling drop-off stations in urban area by genetic algorithm-based fuzzy multiobjective nonlinear integer programming modeling ». *Fuzzy Sets and Systems*, vol. 114, n° 1, p. 133-49.

- Rahardyan, B., T. Matsuto, Y. Kakuta et N. Tanaka. 2004. « Resident's concerns and attitudes towards Solid Waste Management facilities ». *Waste Management*, vol. 24, n° 5, p. 437-451.
- Rojo, G., V. Laforest, M. Glaus, J. Bourgois et R. Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.
- Sasao, T.. 2004. « An estimation of the social costs of landfill siting using a choice experiment ». *Waste Management*, vol. 24, n° 8, p. 753-762.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.
- Tavares, G., Z. Zsigraiova, V. Semiao et M. G. Carvalho. 2009. « Optimisation of MSW collection routes for minimum fuel consumption using 3D GIS modelling ». *Waste Management*, vol. 29, n° 3, p. 1176-1185.
- US-EPA. 2004. *The Resource Conservation Challenge (RCC) : A year of progress*. En ligne. Coll. « Annual Report 2002 - 2003 ». Washington, DC (USA): Office of Solid Waste and Emergency Response, 32 p.
<<http://www.epa.gov/waste/rcc/resources/rcc-rpt1.pdf>>. Consulté le 20 avril 2009.
- US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division.
<<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Verhoef, E. V., J. A. Van Houwelingen, G. P. J. Dijkema et M. A. Reuter. 2006. « Industrial ecology and waste infrastructure development: A roadmap for the Dutch waste management system ». *Technological Forecasting and Social Change*, vol. 73, n° 3, p. 302-15.
- Vittes, M. E., P. H. Pollock Iii et S. A. Lilie. 1993. « Factors contributing to NIMBY attitudes ». *Waste Management*, vol. 13, n° 2, p. 125-129.
- Winkler, J. et B. Bilitewski. 2007. « Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 1021-1031.

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 D'une gestion linéaire vers une gestion systémique

En raison du taux de régénération des ressources naturelles qui est actuellement inférieur aux besoins exprimés (Sundkvist *et al.*, 1999), les dirigeants Français et Québécois doivent mettre en place des mécanismes qui permettront d'augmenter la durée de séjour des matières dans les systèmes de production.

Pour atteindre leurs objectifs en matière de gestion des déchets, les autorités et les décideurs tendent à favoriser une démarche de hiérarchisation des options, notamment en préconisant les 3R et 3RV. Puisque les aspects géographiques, technologiques, environnementaux, économiques et sociaux influencent significativement la validité de prioriser une option par rapport aux autres dans un système, l'utilisation d'un modèle linéaire ne représente pas toujours l'option la plus favorable. Par exemple, en raison des impacts additionnels attribués aux déplacements dans un réseau, les opérations de collecte et de transport jouent un rôle déterminant dans la prise de décisions. En fonction des moyen de transport employés, des trajets à parcourir et de la disponibilité des technologies, plus une filière est éloignée dans un système, moins il est avantageux de prioriser celle-ci.

Dans le but de contrer les effets négatifs d'une gestion linéaire, le concept de l'écologie industrielle propose un modèle de gestion systémique visant à réduire la nécessité d'exploiter les réserves de ressources naturelles, tout en appuyant le développement des systèmes industriels. Considérant que les entreprises représentent un maillon important dans le cycle de vie des produits, l'écologie industrielle encourage celles-ci à favoriser l'emploi de matériaux réutilisables et recyclables dans leurs processus de production. De cette façon, en employant des méthodes qui minimisent les pertes, les entreprises contribuent à accroître le temps de séjour des matériaux dans le système, réduisant ainsi la nécessité d'extraire de la matière première.

Bien que divers outils soient employés dans une optique d'aide à la décision, tels que les méthodes d'évaluations environnementales, les approches mathématiques, les systèmes d'information géographique, etc., aucun n'intègre à la fois les aspects spatiaux et temporels qui sont fondamentaux dans une optique de gestion intégrée et évolutive. À cet effet, les décideurs réclament de nouveaux outils pour soutenir une prise de décision qui s'adapte aux changements et qui tient compte du système dans son ensemble (gestion de type 'réseau'). La gestion en réseau découle des concepts d'outils intelligents qui assistent les décideurs dans les problématiques nécessitant une réflexion approfondie, un certain niveau de connaissance, un raisonnement logique et qui présentent une incertitude.

6.2 La GDD, pour une gestion intégrée des déchets

En vue de permettre aux décideurs de passer de la théorie à la pratique, l'objectif global du projet de recherche était de développer une nouvelle approche intégrée d'aide à la décision visant à soutenir une gestion systémique et évolutive des déchets qui serait favorable à une écologie industrielle. Le concept de base découle d'une analogie entre la gestion des déchets et les réseaux de distribution d'eau qui a permis de soulever que :

- plus un trajet est long et contraignant, moins il est avantageux d'alimenter un secteur;
- en fonction de la disponibilité des ressources, de la demande, des trajets, des réserves et des charges, les lois naturelles d'hydraulique favorisent l'alimentation constante vers les secteurs les plus favorables, tout en minimisant la charge globale dans le réseau.

Sur la base de cette analogie, la première phase du projet de recherche a donc permis d'élaborer une approche de type réseau (la gestion dynamique de déchets, GDD) basée sur la loi de la conservation de l'énergie, notamment le théorème de Bernoulli, afin d'assurer l'alimentation constante des technologies dites favorables (à faible impact) dans un système, tout en minimisant les impacts globaux engendrés par la gestion des déchets (CHAPITRE 3). Alors que dans un réseau de distribution d'eau il n'y a qu'un seul fluide qui circule, dans un

réseau de gestion des déchets ce sont plusieurs types de matériaux qui doivent être distribués. Une des difficultés a donc été d'intégrer la notion de multi-matières dans la modélisation de l'approche. La solution retenue a été de considérer les acteurs du réseau comme étant des nœuds et d'intégrer des contraintes de non-retour (clapets) afin d'éviter que les itérations soient impossibles en raison de boucles dans les mailles. La figure 6.1 présente le schéma global de la distribution des flux tel que modélisé pour les simulations selon la GDD.

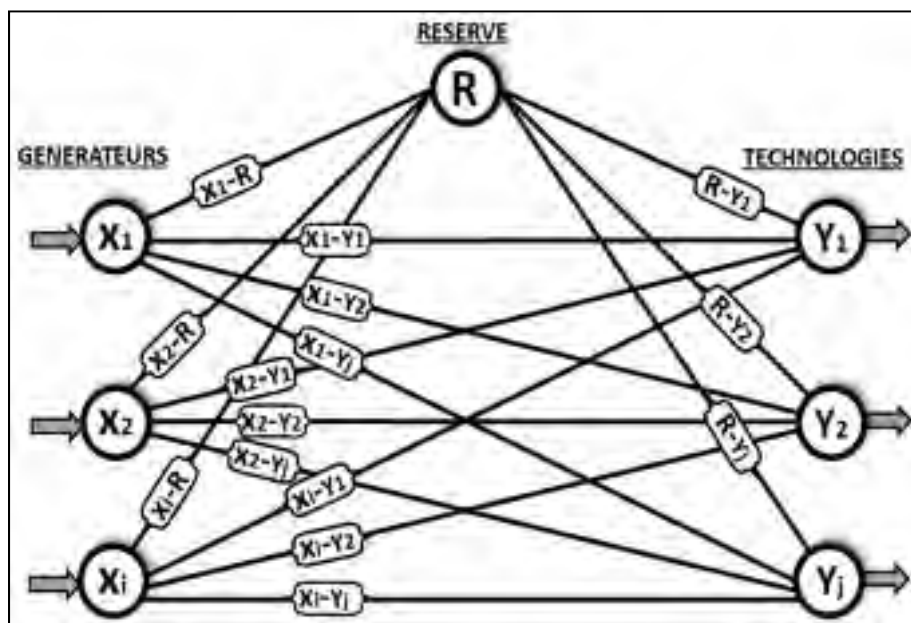


Figure 6.1 Schéma global de la GDD.

Comme les charges et les pertes de charge sont fondamentales pour résoudre les problèmes d'hydraulique, la seconde phase de la thèse a permis de développer, à l'aide d'outils d'analyses reconnus, une méthodologie permettant de ramener un ensemble de critères sous une base commune et dont les résultats (indices globaux d'attribution pour les technologies disponibles, IGA; indices de priorisation pour les générateurs de déchets, IP) peuvent ensuite être intégrés en tant que 'charges' dans l'approche réseau développée (CHAPITRE 4). Afin de considérer les aspects sociaux, économiques et environnementaux associés aux impacts engendrés par la gestion des déchets, les outils employés sont respectivement : l'analyse multicritère, l'analyse des coûts et l'ACV.

En intégrant les IGA et les IP à la GDD, l'approche permet de soutenir la prise de décision en matière de gestion territoriale, notamment pour comparer différentes options de localisation pour l'implantation de nouvelles installations. De plus, les simulations ont permis de vérifier l'influence qu'exercent la disponibilité des volumes et les transports sur la distribution des flux (CHAPITRE 5).

6.2.1 Validité des résultats obtenus

Suite aux simulations réalisées, les résultats obtenus démontrent que la GDD peut s'appliquer à la gestion de plusieurs types de déchets ou de modes de transport simultanément (CHAPITRE 4). L'approche permet aussi de considérer chacune des activités attribuées à une technologie, par exemple au CHAPITRE 3 où les cendres générées sont redirigées vers l'enfouissement. De plus, la GDD permet d'analyser l'influence qu'exercent les réserves et les transports sur le comportement global d'un système. En intégrant les IGA à l'approche de gestion développée, il est possible d'étudier l'influence qu'exercent les aspects sociaux, économiques et environnementaux sur le choix d'une technologie (ou d'un site) et sur les impacts qui en résultent (CHAPITRE 5).

Bien que les résultats aient été appuyés à l'aide d'analyses de sensibilité, les outils de distribution des flux fonctionnent par calculs itératifs et le degré de précision dépend directement de la précision des données utilisées, ainsi que du nombre d'itérations effectuées. Dans la réalité, divers facteurs peuvent influencer la prise de décision, dont plusieurs ne sont pas pris en compte par la GDD. Par exemple, la consommation en carburant des camions varie dans le temps, l'homogénéité irrégulière dans les déchets générés, etc.

Étant donné que l'approche proposée vise à appuyer la prise de décisions, et non à déterminer l'impact réel associé aux transports ou aux technologies, les résultats obtenus confirment que l'équation de conservation de l'énergie selon Bernoulli permet de déterminer quels profils de distribution des flux minimisent la charge globale dans un système. Comme la GDD

s'appuie sur des équations reconnues, la validité des résultats ne repose pas sur l'approche mathématique, mais plutôt sur les données fournies par les utilisateurs.

6.2.2 Les hypothèses retenues

Pour développer l'équation générale de la GDD, d'autres équations de conservation de l'énergie ou de distribution des flux auraient pu être choisies. Dans le cadre du projet de recherche, les équations d'écoulement dans des canaux ouverts et dans une conduite fermée ont été analysées pour ensuite être comparées. Comme chacune de ces deux équations traduit en fait la conservation de l'énergie le long d'une ligne de courant, elles sont en réalité identiques lorsqu'elles sont comparées selon des paramètres équivalents. Le choix d'utiliser l'équation pour une conduite circulaire (à pleine capacité) plutôt que pour une canalisation ouverte s'explique du fait que la section d'écoulement se limite à une seule variable (le diamètre) dans une conduite circulaire.

Lors des simulations, les transports effectués ont été considérés comme étant unidirectionnels (aller simple). Dans la réalité, la gestion des transports est spécifique aux entreprises concernées. Certains camions font le trajet du retour à vide, alors que d'autres en profitent pour refaire le plein à proximité du lieu de déchargement. Si, lors des simulations, certains camions (ou tout autre moyen de transport) étaient retournés à vide, la validité d'alimenter certaines filières aurait forcément été influencée par les impacts attribués aux transports supplémentaires. Avec la GDD, les utilisateurs ont la possibilité d'intégrer la notion de retour des moyens de transports en fixant les distances parcourues et les volumes transportés.

Pour mesurer les indices (IGA et IP), d'autres outils auraient pu être employés. Le choix des outils ont été faits en fonction de leur utilisation élargie et reconnue. Que ce soit en attribuant un poids aux aspects sociaux, un coût aux aspects économiques ou en ramenant en équivalent par personne les aspects environnementaux, il est plus pratique pour les gestionnaires de comparer différentes options lorsque les analyses se font sous une base commune. Une attention particulière doit toutefois être portée lorsque les résultats obtenus pour les aspects sociaux, économiques et environnementaux sont convertis en charge dans la

GDD. À cet effet, la conversion des valeurs doit être faite empiriquement en s'assurant que les poids attribués sont conformes aux critères établis et en considérant que les charges servent dans une optique de prise de décisions.

6.2.3 Les particularités de la GDD

À l'aide des équations de conservation de l'énergie, l'approche développée permet d'étudier la dynamique des systèmes de gestion des déchets et d'élaborer des modèles complexes à partir de données imparfaites ou ambiguës. S'inscrivant dans une démarche de gestion en réseau, la GDD parvient également à déceler quelles sont les variables sensibles dans un système.

Les résultats obtenus durant les simulations ont révélé que, lorsqu'ils sont analysés séparément, les impacts sociaux, économiques et environnementaux ont chacun une incidence directe sur les décisions à préconiser. À l'aide de la GDD, qui intègre cet aspect fondamental pour résoudre des problèmes de gestion territoriale, il est possible pour les décideurs de connaître les effets que peut engendrer une décision sur le comportement global d'un système. De plus, parmi les avantages observés avec la GDD, les scénarios étudiés démontrent que l'approche permet d'accueillir un maximum de déchets dans un système, tout en favorisant une distribution constante des flux vers les technologies favorables (à faible impact).

Bien que l'ACV intègre dans ses équations les impacts associés aux transports, elle ne tient pas compte des caractéristiques du trajet et de l'aspect dynamique des paramètres fixés. À l'opposé, la GDD permet à l'utilisateur de connaître la charge attribuée aux transports, même lorsque les trajets et les volumes de déchets générés varient.

Contrairement aux autres approches de gestion des déchets, la GDD permet d'étudier l'influence que peuvent exercer une ou plusieurs réserves provisoires dans un système. Cette particularité découle directement des calculs hydrauliques. Lorsqu'une réserve est

présente dans un système, cette dernière permet de réduire la nécessité de recourir aux technologies les moins favorables, même si les volumes de déchets générés sont importants. À l’opposé, lorsque les volumes de déchets générés sont insuffisants pour alimenter les filières, une réserve permet d’assurer leur approvisionnement. Avec la GDD il est également possible de déterminer quelle capacité devrait avoir les réserves, combien devrait-il y en avoir dans un système et à quel endroit serait-il préférable de les positionner.

Le fait d’intégrer des paramètres spatiaux dans une démarche d’aide à la décision n’est pas exclusif à la GDD, les systèmes d’information géographique (SIG) en sont un bon exemple. Toutefois, la GDD se démarque des autres approches en ajoutant une dimension temporelle à la gestion des déchets qui est fondamentale dans une optique d’analyse systémique. Pour les décideurs, cette nouvelle dimension signifie qu’en plus d’étudier les impacts associés à un modèle de réseau, il leur est désormais possible d’étudier le comportement global de celui-ci au fur et à mesure que le contexte évolue.

Une des forces de la GDD repose dans la dimension générique de l’approche. Comme le concept de base repose sur des modèles d’analyses reconnus, l’approche développée peut également servir de levier pour consolider des outils déjà disponibles en matière de gestion des déchets. Par exemple, la GDD pourrait servir de modèle pour rendre plus dynamique une ACV, notamment en soutenant une analyse globale des systèmes. Ainsi, plutôt que d’analyser chacune des filières de façon indépendante, les modèles de conservation de l’énergie pourraient permettre d’étudier simultanément l’ensemble des transferts de masses dans un système.

6.2.4 La robustesse et les limites de l’approche

Le facteur de congestion de la route (RCI), tel qu’employé pour caractériser les trajets empruntés, demeure une mesure relativement rigide. Les valeurs mesurées tiennent compte de la densité de véhicules sur la route, qui elle dépend du nombre de travées, du niveau de trafic et de la vitesse permise. Cependant, cette unité de mesure ne prend pas en considération les variations associées aux heures de passage, aux saisons ou tout autre

facteur qui fluctue dans le temps. Dans la GDD, plus les transports exercent une influence sur la prise de décision, plus il devient avantageux de définir une équation (en fonction du temps) pour les RCI plutôt que d'utiliser une valeur fixe.

Un avantage de la GDD est qu'elle permet de connaître le comportement d'un système, même lorsqu'un acteur apparaît ou disparaît. Par conséquent, il est possible pour les décideurs de prédire les répercussions que pourraient avoir un événement précis sur l'ensemble du système. L'aspect dynamique de la GDD fait en sorte que la prise de décision s'adapte aux variations, tout en proposant un profil de distribution des flux favorable à une alimentation constante des filières et en minimisant la charge globale dans le réseau. Dans l'optique d'une gestion qui se voudrait prévisionnelle, comme les analyses par la GDD se font sur la base de valeurs antérieures enregistrées, des erreurs seraient inévitables en raison des nombreuses incertitudes dans les paramètres qui influencent le comportement des systèmes étudiés.

Lorsqu'il y a de fortes variations dans la disponibilité des ressources, par exemple si les entreprises de récupération sont en grève, les simulations ont démontré qu'une utilisation adéquate des réserves permet d'assurer temporairement l'équilibre dans les systèmes, et de réapprovisionner celles-ci par la suite. Il est même possible avec la GDD de connaître quelles seraient les filières à prioriser et dans quelles circonstances il est le plus avantageux d'envoyer les déchets dans les réserves.

Bien que la méthodologie de calcul des IGA repose sur des mécanismes reconnus, il est important de rappeler que les valeurs servent d'indices et ne doivent en aucun temps être interprétées comme des données absolues. À cet effet, l'utilisation de la GDD dans le cadre d'un programme de gestion des déchets doit être accompagnée d'une évaluation objective de la problématique et des paramètres fixés.

6.3 Réflexion sur la gestion des déchets

6.3.1 L'écologie industrielle : utopique ou réaliste?

En reprenant la Loi de Lavoisier (rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme), l'écologie industrielle prend tout son sens. Cependant, le temps représente un facteur déterminant dans le cycle de vie d'une matière. Par exemple, en raison du temps de régénérescence de certaines matières, dont les produits pétroliers, le recours à l'incinération dans les systèmes industriels peut nuire au cycle de réutilisation. Même si une partie de l'énergie produite peut être récupérée et que les cendres peuvent être introduites dans de nouveaux cycles de production, une telle pratique nécessite habituellement l'introduction de nouvelles ressources dans le système. L'équilibre visé est donc tributaire de la capacité de régénérescence des écosystèmes, qui elle est fonction du temps.

En dépit des efforts déployés pour favoriser l'écologie industrielle, divers facteurs liés aux processus de fabrication et au choix des matériaux contribuent à faire en sorte que les déchets de demain ne représentent pas nécessairement une ressource potentielle pour les générations à venir. Par exemple, plusieurs entreprises ne prennent pas en considération les impacts générés pendant et après l'utilisation des biens produits. De plus, comme de l'énergie et des ressources sont nécessaires pour transporter et transformer les matières à chaque nouveau cycle de production, les systèmes subissent des transformations réelles qui sont irréversibles. Ces systèmes ne peuvent donc jamais spontanément revenir en arrière. Cet état engendre une augmentation du désordre global qui correspond à la création d'entropie. Ce constat démontre que l'écologie industrielle représente davantage une finalité qu'une démarche visant à atteindre un équilibre parfait.

À l'heure actuelle, la ville de Kalundborg, au Danemark, est reconnue comme étant la référence en matière d'écologie industrielle (Jacobsen, 2006). Les principaux acteurs concernés parlent plutôt de 'symbiose industrielle'. En regroupant des entreprises, ils ont réussi à réduire considérablement le niveau de pollution généré par l'ensemble de

la population qui utilisait autrefois des combustibles fossile pour alimenter leurs maisons. Bien que les retombées provenant de la synergie interentreprises soient positives, le système demeure une entité qui s'alimente en matière première et qui génère des pertes. À cet effet, les combustibles fossiles représentent une des principales ressources consommées par le parc industriel de Kalundborg (Cervantes *et al.*, 2002).

À la lumière des observations, l'écologie industrielle est un concept réaliste qui permet de réduire la nécessité d'exploiter des ressources épuisables, tout en minimisant les impacts engendrés par les cycles de production. Dans une optique de gestion des déchets, l'objectif ne doit donc pas être de fermer complètement les systèmes industriels, il doit plutôt viser à atteindre un équilibre entre ces systèmes et les autres systèmes qui les entourent (la société, les écosystèmes, etc.).

6.3.2 Un nouveau pas vers l'écologie industrielle

Tout comme l'écologie industrielle, la GDD vise à mettre en commun des générateurs de déchets avec des entreprises qui pourraient s'alimenter de ces ressources. Contrairement aux approches traditionnelles de gestion, qui se fondent sur une étude statique des paramètres, la GDD s'appuie sur une analyse dynamique des systèmes dans le but de produire des biens dont les processus de production doivent être alimentés de façon évolutive. Cette dimension temporelle est fondamentale dans une optique de prise de décision qui se veut 'durable'. À cet effet, la GDD représente une alternative prometteuse en vue de soutenir l'émergence d'expériences d'écologies industrielles et d'en assurer le suivi.

En intégrant la GDD dans leurs processus décisionnels, les décideurs gouvernementaux et industriels ont la possibilité d'analyser les effets de la mise en commun d'un ensemble d'acteurs. Cette particularité est essentielle dans un système où les interrelations du réseau sont organisées autour d'un but commun. En plus d'appuyer les décideurs dans l'atteinte de leurs objectifs, la GDD minimise les pertes en tenant compte des caractéristiques spécifiques des sous-systèmes en interaction (conditions économiques, géographiques, environnementales, etc.) et des besoins dans le temps.

6.3.3 Pour une gestion plus dynamique des déchets

Les aspects économiques étant fondamentaux dans l'optique d'un développement qui se veut 'durable', la préservation des ressources ne doit pas se limiter qu'au ralentissement de la production industrielle et de la consommation. Une partie de la solution se trouve plutôt dans l'amélioration des procédés de fabrication qui devraient intégrer les notions d'éco-conception et de gestion des déchets dès l'étape de design des produits. Une telle démarche favorise un développement compatible avec les écosystèmes grâce à une gestion post-utilisation anticipée (notion de flexibilité et d'adaptabilité dans le temps).

En favorisant une approche de type réseau selon les concepts hydrauliques, la gestion des déchets peut alors se faire en adéquation avec la demande; ce qui représente une évolution par rapport aux prises de décisions basées sur une évaluation empirique ou sur les fluctuations des marchés économiques.

Un des éléments fondamentaux de la gestion des déchets, qui a été validé avec la GDD, est l'importance de favoriser une distribution multi-filières. Par analogie avec les réseaux de distribution d'eau, un système est plus propice à maintenir un équilibre et à soutenir les fluctuations lorsque plusieurs sources alimentent et vidangent le réseau. En plus d'être favorable aux fluctuations, une gestion en multi-filières peut contribuer à réduire la charge globale du système. Cependant, afin d'assurer une uniformité dans la distribution des flux de matières, il est important de diversifier les filières et de ne pas simplement multiplier leur nombre.

Alors que les gouvernements français et québécois préconisent dans l'ordre : la réduction, la réutilisation, le recyclage et la valorisation énergétique, la GDD démontre que les notions de récupération et d'élimination jouent également un rôle important dans la hiérarchisation établie. À cet effet, les déplacements associés à la collecte et aux transports peuvent influencer significativement les impacts attribués à la gestion des déchets. De plus, à la fin

des cycles de réutilisation d'un produit, l'étape de l'élimination ultime est souvent inévitable. Il est donc essentiel d'intégrer les notions de récupération et d'élimination dans la prise de décisions.

Dans un système de gestion des déchets, la notion de stabilité dans le réseau joue un rôle important. Les problèmes d'une filière ne doivent pas interférer avec les opérations des autres filières. Pour connaître quelles pourraient être les conséquences d'un changement majeur dans un système, la GDD s'avère être plus intuitif et complet que tout autre outil disponible. Contrairement à l'ACV qui se limite aux bilans de masse, la GDD permet de connaître quels peuvent être les effets d'un changement sur : l'économie, la population, l'environnement et l'occupation du territoire. L'approche développée devient alors un outil prometteur pour appuyer la gestion du territoire. Sur le plan économique, la GDD peut être utilisée en vue de rentabiliser un système de gestion. Par exemple, le positionnement d'une installation peut être optimisé en fonction des revenus envisagés.

En raison de la multiplicité des acteurs qui gravitent autour et à l'intérieur d'un système, qui souvent ne partagent pas les mêmes intérêts ou objectifs, il est complexe d'assurer une gestion globale des déchets. De plus, la gestion des déchets relève souvent d'entreprises de transport à qui une fraction importante des profits est versée. En conséquence, la répartition des coûts s'avère désavantageuse pour les citoyens et freine potentiellement l'émergence de nouvelles filières. La solution repose peut-être sur la création d'entreprises uniques qui remplaceraient un ensemble d'industries et où les activités seraient diversifiées au point de pouvoir en optimiser la recirculation des matières. Le morcellement de la gestion des déchets pourrait sans doute bénéficier d'une telle approche plus centralisatrice.

En vue d'appuyer les gouvernements français et québécois en matière de gestion des déchets, que ce soit pour l'adoption de nouvelles réglementations, le choix des incitatifs à mettre en place ou toute autre initiative, il est primordial de doter les instances concernées d'outils qui leur permettront d'appuyer leurs démarches. Les décisions ne doivent pas se limiter qu'à une évaluation statique de la problématique, elles doivent plutôt être axées sur une analyse

dynamique des paramètres sociaux, économiques et environnementaux qui peuvent influencer la prise de décision. À cet effet, les décideurs doivent considérer le choix de la GDD comme une approche à préconiser pour la gestion des déchets.

6.3.4 L'importance d'un leadership soutenu

Peu importe les avancées technologiques, les outils d'aide à la décision ou les approches développés, la gestion des déchets fondée sur les principes de 'durabilité' repose avant tout sur la volonté des citoyens, des entreprises et des décideurs à mettre en commun leurs efforts en vue de ramener à un niveau socialement acceptable, économiquement réalisable et environnementalement compatible les effets attribués à l'extraction, la transformation, l'utilisation et l'élimination des ressources. L'éducation et la sensibilisation doivent donc demeurer au premier plan pour que les déchets d'hier représentent une ressource disponible pour les générations de demain (EC, 2003; Québec, À jour au 30 septembre 2000). À ce sujet, André Harvey (président du BAPE de 1997 à 2004) affirme que, même si la réalisation d'un tel projet fait appel à tous les citoyens, « [...] elle commande en même temps un leadership fort et soutenu du gouvernement. » (BAPE, 1997, p. 3). Dans le rapport Déchets d'hier, ressources de demain, la présidente de la commission d'enquête (Mme Claudette Journault) ajoute que l'ensemble des acteurs concernés « [...] s'attend aussi à ce qu'un leadership dynamique émane des autorités publiques qui ne doivent pas hésiter à développer et à mettre en œuvre des outils légaux, économiques et sociaux efficaces. » (BAPE, 1997, p. 5).

6.4 Perspectives

6.4.1 Les prochaines étapes

Pour réaliser les simulations selon l'approche de la GDD, l'outil EPANET2 s'avère adéquat afin d'étudier le comportement des systèmes de gestion des déchets. Cependant, en raison des distinctions entre un réseau d'écoulement d'eau et un réseau de déchets, l'utilisation

d'un outil de simulations hydrauliques requiert d'importants ajustements qui ralentissent le processus d'analyse. Il serait donc avantageux de développer un outil de simulation qui permettrait de simplifier la modélisation des systèmes. Ainsi, dans le but d'assurer une utilisation plus intuitive de l'approche de gestion développée, la prochaine étape pourrait porter sur le développement d'un outil de modélisation spécifique à la gestion des déchets. La GDD pourrait notamment être intégrée à un système d'information géographique (SIG) afin de profiter des caractéristiques spatiales qui s'y rattachent. En intégrant les caractéristiques associées aux transports ainsi que la méthodologie de calcul des indices (IGA et IP) à ce nouvel outil, il serait possible d'utiliser directement la GDD sans être contraint d'adapter un outil de modélisation hydraulique pour chaque analyse.

Comme un système de gestion des déchets est en constante interaction avec les autres systèmes qui l'entourent et qu'un équilibre entre ces systèmes est nécessaire afin d'assurer une évolution dite 'durable', il serait intéressant de connaître le degré de consommation actuel et l'état maximal de consommation que la planète peut accueillir (Zhao et Li, 2005).

Actuellement, le traitement des informations repose sur des données statistiques qui laissent croire que les déchets générés sont aléatoires. Cependant, il pourrait être intéressant d'évaluer si les données antérieures n'ont pas plutôt une dimension déterministe qui mériterait d'être analysée selon d'autres approches mathématiques (les phénomènes chaotiques par exemple). Une étude plus approfondie permettrait de confirmer cette hypothèse. Si la gestion des déchets possède une dimension déterministe, il serait possible de cibler quels sont les paramètres sensibles dans un système et d'adapter la prise de décision en fonction des événements anticipés.

Bien que des concepts de dynamique non-linéaire, comme la théorie du chaos, aient été appliqués à de nombreuses reprises dans diverses sphères de la gestion, aucun de ces concepts n'a été employé jusqu'à maintenant pour la gestion prévisionnelle des déchets. Vu la multiplicité des paramètres et la dynamique récurrente dans les systèmes de gestion

des déchets, une meilleure compréhension des algorithmes devrait permettre d'en connaître le modèle comportemental (Nunez, Morales et Triguero, 2002). Comme plusieurs variables influençant ces systèmes prennent place dans un cadre où les limites sont relativement bien définies, il est pertinent de chercher à observer si ceux-ci suivent une tendance chaotique. Une telle démarche permettrait alors d'anticiper le comportement des systèmes afin d'offrir un support proactif à la prise de décision.

6.4.2 Les possibilités élargies de la GDD

Les efforts déployés depuis la conférence historique des Nations Unies sur l'environnement (1972) ont permis à la France et au Québec d'amorcer un mouvement qui se veut favorable au développement durable. Cependant, pour que les prises de décision minimisent davantage les impacts globaux, une prochaine étape pourrait viser à soutenir l'émergence d'une synergie multidimensionnelle basée sur une approche systémique, plutôt que de soutenir la gestion morcelée actuelle. En intégrant la GDD dans leur processus décisionnel, la France et le Québec bénéficieraient d'un nouvel outil en vue d'encourager l'expansion d'une écologie industrielle.

Étant basé sur des concepts universels de la gestion, la GDD offre de nouvelles perspectives quant à un usage plus élargi, par exemple pour résoudre des problèmes de gestion des flux ou de gestion territoriale autres que ceux associés aux déchets. L'intégration des notions de charges et de pertes de charges dans l'approche développée fait en sorte que celle-ci pourrait même être appliquée dans des secteurs où les flux ne sont pas matériels. Dans le domaine de la communication par exemple, où l'impact attribué aux pertes d'informations engendre souvent des pertes financières et de temps considérables, la GDD pourrait permettre de cibler les 'chemins' problématiques et de proposer des modèles plus avantageux. La GDD pourrait même avoir des applications à une échelle plus microscopique. Par exemple, l'aspect dynamique et temporel de l'approche font que celle-ci pourrait être utilisée en médecine afin de déterminer où et quand administrer les médicaments à libération prolongée et contrôlée.

CONCLUSION

Suite aux efforts soutenus sur les plans politique, industriel et communautaire, les progrès des dernières années ont encouragé la prolifération de diverses technologies. Cependant, les filières disponibles en France et au Québec sont souvent insuffisantes, voire inexistantes. Devant l'accroissement du volume de matières récupérées, il est essentiel d'évaluer la possibilité d'investir dans la mise en place de nouvelles installations (recyclage, valorisation, réserve, etc.) afin d'éviter que ces matières soit redirigées inutilement vers l'enfouissement.

Présentement, de nombreux outils sont disponibles afin d'appuyer les décideurs en matière de gestion des déchets. Toutefois, les utilisateurs dénoncent qu'aucun de ceux-ci n'intègre à la fois les caractéristiques géographiques, les transports, les flux de matières, les modes de valorisation et d'élimination, les impacts sociaux et les coûts qui sont déterminants dans une optique de prise de décision dite 'responsable'. Afin de corriger cette lacune, l'objectif global du projet de recherche était de développer une nouvelle approche intégrée d'aide à la décision visant à soutenir une gestion dynamique et évolutive des déchets. Le projet de recherche a donc été divisé de façon à répondre à trois objectifs spécifiques qui correspondent aux trois articles présentés. Ces objectifs, qui découlent des hypothèses posées, visaient respectivement à :

- élaborer une approche de type réseau (la GDD) basée sur la loi de la conservation de l'énergie afin d'assurer l'alimentation constante des filières dites favorables (à faible impact) dans un système, tout en minimisant les impacts globaux engendrés;
- développer, à l'aide d'outils d'analyses reconnus, une méthodologie permettant de ramener un ensemble de critères sous une base commune et dont les résultats (les IGA) pourraient ensuite être intégrés en tant que « charges » dans l'approche réseau développée;

- démontrer, à l'aide d'un exemple de positionnement dans un système, que la GDD et les IGA peuvent soutenir la prise de décision dans le cadre d'une gestion territoriale.

Les scénarios étudiés à l'aide de la GDD ont fait l'objet d'analyses approfondies et ont permis d'obtenir une meilleure compréhension de la dynamique des systèmes. Les résultats obtenus démontrent notamment que la loi de la conservation de l'énergie, particulièrement le théorème de Bernoulli, peut être appliquée à la gestion des déchets afin de minimiser les impacts et d'assurer l'équilibre dans un système. De plus, les résultats obtenus confirment que l'approche développée peut contribuer à l'atteinte des objectifs d'ordre sociale, de développement économique et de compatibilité environnementale visés par les différents acteurs concernés.

Comme la GDD permet de connaître le comportement d'un système lorsqu'il est soumis à diverses variations, une meilleure connaissance des paramètres déterministes permettrait d'anticiper la réaction des systèmes face à ces fluctuations. Considérant qu'une telle démarche offrirait un support proactif pour la prise de décision, une meilleure connaissance des variables non imprévisibles, voire chaotiques, présenterait de nouvelles perspectives en vue d'une gestion des déchets prévisionnelle.

Dans un contexte de gestion orientée vers un développement durable, comme proposé par les gouvernements français et québécois, les gestionnaires peuvent choisir de maintenir leur adhésion aux paradigmes qui leur servent depuis trop longtemps, ou plutôt choisir de favoriser les nouvelles approches systémiques qui favorisent l'adaptation aux conditions évolutives. À cet effet, le projet de recherche a permis de développer une toute nouvelle approche de gestion des déchets fondée sur la dynamique des systèmes dont les retombées potentielles seraient positives tant pour les utilisateurs que pour les législateurs et pour l'ensemble de la société.

Le concept moderne de gestion des déchets découle de la nécessité de minimiser les impacts attribués à l'extraction, l'utilisation et l'élimination des ressources. Les pistes de solutions suggèrent de réduire l'exploitation des ressources naturelles non renouvelables, d'accroître le temps de séjour des ressources dans les systèmes de consommation et de privilégier les technologies d'élimination les plus favorables (à impacts réduits). Bien que la GDD s'inscrive dans une telle démarche, l'atteinte des objectifs d'acceptabilité sociale, de rentabilité économique et de compatibilité environnementale repose avant tout sur la volonté collective de la société, des industries et des décideurs d'adopter des comportements qui seront compatibles avec les principes d'un développement durable. De leur côté, les instances gouvernementales devront faire preuve d'un leadership soutenu afin de démontrer leur soutien à ce projet qui pourrait mener à une évolution plus responsable de la société.

ANNEXE I

ÉVÉNEMENTS MARQUANTS DANS L'ÉVOLUTION DE LA GESTION DES DÉCHETS (12^e AU 19^e SIÈCLE)

(Barbalace, 2003; Girling, 2005; Rathje et Murphy, 1992; WasteOnline, 2004; Woodward, 1985)

1185, France :

À Paris, il est interdit de jeter les déchets par une fenêtre.

1220, Italie :

Dans les rues de Naples, quiconque dépose des déchets à un endroit autre que ceux désignés sera arrêté et envoyé en travaux forcés ou fouetté.

1297, Angleterre :

Une loi est adoptée pour forcer les propriétaires à retirer les déchets qui se trouvent devant leur maison.

1354, Angleterre :

Des « ramasseurs » sont employés dans chaque quartier de Londres pour réunir les ordures ménagères, le charger dans des chariots et les ramasser une fois par semaine.

1388, Angleterre :

Le parlement anglais interdit de jeter les déchets dans les cours d'eau et les fossés.

1400, France :

Les tas d'ordures sont si élevés aux portes de Paris qu'ils mettent en péril la défense de la ville.

1407, Angleterre :

Les déchets ménagers doivent rester à l'intérieur jusqu'à ce qu'ils soient retirés par les « ramasseurs ». Les déchets sont ensuite vendus sous forme de compost ou jetés dans le marais d'Essex. Cette première tentative de gestion et de contrôle des déchets n'a pas été une réussite, mais elle a ouvert la voie à une nouvelle réglementation.

1408, Allemagne :

Les wagons qui entrent dans les villes avec de la marchandise doivent ensuite quitter avec des déchets vers la campagne.

1506, France :

Louis XII met en place la collecte des déchets.

1560, Allemagne :

Premier décret sur la propreté à Hambourg : tous les marchés seront nettoyés quatre fois par an aux frais des dépenses publics.

1588, Angleterre :

Elizabeth I accorde des privilèges spéciaux pour la collecte des chiffons pour la fabrication du papier.

1690, États-Unis :

Le moulin de Rittenhouse produit du papier à partir de fibres recyclées provenant de déchets de papier et de chiffons.

17e siècle, Europe et États-Unis :

Début de la Révolution industrielle où la disponibilité de matières premières, le commerce accru et la population stimulent de nouvelles inventions et le développement de technologies. L'arrivée de la machinerie au charbon produit alors des quantités de plus en plus importantes et à bon marché. La production accrue a mené à un accroissement des volumes de déchets.

1800, Angleterre :

Plus de 3.5 millions de tonnes de charbon sont brûlées à Londres chaque année. Des hommes, femmes et enfants travaillent sur les tas de cendres afin de tamiser et récupérer ce qui peut être utilisé pour la fabrication de briques.

18e siècle, Europe et États-Unis :

Beaucoup de gens vivent de la vente de ce qu'ils peuvent trouver dans les déchets. Même les éboueurs profitent du recyclage en vendant les bouts de métal, de cordes et parfois des bijoux qu'ils trouvent dans les égouts.

1842, Angleterre :

Un rapport associe certaines maladies aux pauvres conditions sanitaires et environnementales. Une nouvelle ère d'assainissement s'amorce.

1848, Angleterre :

La Loi sur la santé publique de 1848 entame le processus de réglementation des déchets.

1874, Angleterre :

La production d'énergie à partir de déchets fait son apparition en Grande-Bretagne. Une nouvelle technologie appelée « le destructeur » représente la première incinération systématique de déchets. Cette technologie utilise la vapeur provenant de l'incinération des déchets pour produire de l'électricité. En moins de 30 ans, 250 « destructeurs » sont construits en Grande-Bretagne.

1875, Angleterre :

La Loi sur la santé publique de 1875 transfère aux autorités locales la responsabilité de l'enlèvement et de l'élimination des déchets. La loi demande également aux ménages de garder leurs déchets dans des récipients mobiles « le début de la poubelle » qui seront vidés par les autorités locales toutes les semaines.

1885, États-Unis :

Le premier incinérateur à déchets est construit aux États-Unis sur Governor's Island dans New-York.

1889, États-Unis :

Les autorités de Washington rapportent que la région manque d'espace pour l'enfouissement des déchets.

ANNEXE II

ARTICLE 1: DYNAMIC WASTE MANAGEMENT (DWM): TOWARDS AN EVOLUTIONARY DECISION-MAKING APPROACH

Gabriel Rojo^{1,2}, Valérie Laforest², Mathias Glaus¹, Jacques Bourgois², Robert Hausler¹

¹ Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), Département de
génie de la construction, École de Technologie Supérieure,

1100 rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

² Sciences, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE), Ecole Nationale
Supérieure de Mines de Saint-Étienne,

158 cours Fauriel, Saint-Etienne, France 42023

This chapter was submitted as article to the journal Waste Management & Research,

November 11, 2008, confirmation: WMR-08-0159

Abstract

Due to social, economical and environmental impacts associated to waste management, it is necessary to move towards decision making approaches which integrate each one of these aspects. Currently, the recommended approaches are rather static and linear in their application; furthermore, they do not allow an optimal use of the available materials. By consequence, the choices of technologies for waste management are often based on fixed parameters, while the systems are in constant evolution. Moreover, the validity of prioritizing one technology is directly related to the impacts associated with the length of paths, means of transportation and characteristics of the road chosen. However, the available tools neglect this dynamic aspect which is crucial to reduce the load of the studied system. In order to ensure a sustainable and dynamic waste management, DWM proposes an evolutionary new approach which is capable of maintaining a constant flow towards the most favourable technologies (facilities) within a system. To do so, the foundation of DWM is the law of conservation of energy which allows equilibrating a network while considering the constraints associated with transport. To demonstrate the scope of DWM, the following article outlines the approach, and then presents an example of its application.

Keywords: Waste management, decision-making tool, model simulation, systemic approach, integrated management, law of conservation of energy.

1 Introduction

Faced with problems associated with the exploitation of natural resources, the aim of achieving sustainable waste management has now become a recognized goal and has entered the lifestyle of industrialized countries. In spite of the available tools developed to support the decision making process, none of which combines the concepts of systemic analysis and impact minimization in a global and dynamic way (Leao *et al.*, 2004; Woolridge *et al.*, 2005). Waste management must go beyond simply reducing the buried or incinerated volumes; it must seek social acceptability, economical profitability and environmental compatibility, while supporting a responsible and equitable evolution of the society (Morrissey et Browne, 2004). Even if efforts are made to reduce volumes of eliminated waste, lack of investments in adequate waste management technologies (sorting, recycling, energy recovery, etc) often increases the fraction of recovered materials ending up in landfills (Barton *et al.*, 2008). In order to recommend the most favourable technologies, the specific needs of a society must be determined. To do so decision makers are claiming to need tools which will allow them to foresee the volumes of waste which will be available, to ensure a constant and sufficient supply to the technologies and to determine the most appropriate site for the facilities. (Gautam et Kumar, 2005).

Having been criticized numerous times, the traditional “end of pipe” approach has being replaced by the waste hierarchy. In spite of the advantages of this new approach, its linear facet can lead to erroneous or even inadequate decisions (Kirkeby *et al.*, 2006; Schmidt *et al.*, 2007). Although the current tools, such as life cycle analysis (LCA), allow comparing various scenarios by taking into account impacts associated with transportation, the results obtained rely on a static evaluation of the parameters (Winkler et Bilitewski, 2007). Because of the dynamic and stochastic characteristics of the studied networks, waste management must be based on the global load exerted on the system rather than on a linear classification of the available options. Furthermore, the validity of prioritizing a technology in the system is directly influenced by the impacts associated with the displacements of flows

within the network (Bogner *et al.*, 2008; Bovea *et al.*, 2007; Salhofer *et al.*, 2007). These impacts are mainly influenced by the means of transportation chosen, the distance traveled, as well as by the type of road.

This article presents the Dynamic Waste Management approach (DWM) which combines the concepts of distribution in networks and conservation of energy. By integrating the intrinsic characteristics associated with transports during the decision making process, DWM allows minimising the load applied to the waste management systems and ensures a constant supply to the available technologies.

2 Introduction to Dynamic Waste Management

2.1 Basic concepts

In a waste management system, the network is influenced by various parameters. In addition to the evolution of the technologies and transports, the quantities of available wastes (generated or in reserve) vary constantly. This type of network is similar to a water distribution network where varying volumes of water enter the system, are stored, and then redistributed according to the demand. Concerning the flow in a water distribution network, the law of conservation of energy sends them towards the lowest loads. Thus, rather than feeding the demand in a linear way according to an established hierarchy, the distribution is dynamic and can ensure a continuous supply towards the areas considered to be priority (lowest loads). The distribution of flows becomes then complementary rather than substituting.

In order to achieve acceptability, profitability and durability, waste management should follow the model of the law of conservation of energy which allows a distribution of flows according to the global load of the system. Unlike the waste hierarchy approach which loses its validity when unexpected events occur, DWM allows an optimal maintenance of a system's load while seeking a steady state. In consequence, despite the strong disturbances in

volumes availability, it remains possible to feed the facilities according to their effect on the global load of the system. Table 1 presents the analogies between DWM and hydraulic networks.

Table 1 Analogy: Water network Vs Waste management
From Rojo *et al.* (2008, p. 543)

WATER DISTRIBUTION NETWORK	WASTE MANAGEMENT SYSTEM
Water treatment plant (source)	Source of generated waste
Water distribution network (pipes)	Transport network (route, train, etc.)
Reservoir	Storage of materials (Reserve)
Hydraulic load	Load attributed to technologies impacts
Water demand (uses)	Capacity of the facilities (Landfill, recycling, energy recovery, etc.)

2.2 Influences of transportation

By using the mass balance, used in the LCA, it was demonstrated that transportation significantly influences the validity to prioritize a technology with regards to the other options in a waste management system (Salhofer *et al.*, 2007). Similar to a water distribution network, the longer and more constraining the route is the more energy the transportation uses and the less likely it is that the fluid will pass through this path. By considering that the load in the system corresponds to the impacts associated with technologies and with transportations, the distribution of flows and the balance of the system depend directly on available volumes and on the characteristics of the network.

Founded on the law of conservation of energy, DWM allows studying the global behaviour of the systems by considering the impacts associated with the transportation being linear load losses. Thus, the more the linear load loss is high, the less favourable it is that the waste will take those paths within the network.

2.3 Law of conservation of energy

As mentioned previously, DWM is based on the law of conservation of energy in order to facilitate the supply towards the more favourable technologies (the lowest load). However, this flow distribution is directly influenced by the impacts associated with transportations and leans towards minimizing the global load of the system. By considering the analogies with the water distribution networks, DWM is based on the equation of energy conservation according to Bernoulli (equation 1) which compares the hydraulic balance between two points in a network.

$$\frac{v_1^2}{2 \cdot g} + h_1 + \frac{P_1}{\rho \cdot g} = \frac{v_2^2}{2 \cdot g} + h_2 + \frac{P_2}{\rho \cdot g} + \Delta H \quad (1)$$

The parameters of this energy conservation equation are: fluid speed (v), gravitational acceleration (g), elevation or load (h), pipe pressure (P), fluid density (ρ), load loss (ΔH).

When considering flows are in circular pipes entirely filled by fluid:

- the speed becomes :

$$v = \frac{Q}{S} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot D^2} \quad (2)$$

- the load loss becomes :

$$\Delta H = \gamma \cdot \frac{L}{D} \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g} = 8\gamma \cdot \frac{L}{D^5} \cdot \frac{Q^2}{g \cdot \pi^2} \quad (3)$$

Where the pipe parameters are represented by: the load loss coefficient (γ), the flow (Q), the section (S), the diameter (D) and the length of the pipe (L).

3 General model of the DWM

3.1 Working premises

By considering that the network undergoes no external influences, that the speed of the fluid is constant, the system is closed, full and the dynamic pressure as well as the static pressure remains constant from one point to another equation 1 and 3 become:

$$h_1 = h_2 + \Delta H = h_2 + \left(8\gamma \cdot \frac{L}{D^5} \cdot \frac{Q^2}{g \cdot \pi^2} \right) \quad (4)$$

In other words, the load loss between two points is expressed only by the potential energy (hydraulic head). Equation 4 illustrates that the flows in such networks are directed towards the lowest load levels, and that these loads are influenced by the load losses associated with the flows and the characteristics of the pipes (length, diameter, friction).

In waste management, since recommended technologies generate impacts which are attributed to them and the transportation of the materials exerts an additional impact, it becomes interesting to study these systems using the concepts of fluid mechanics. With such an approach, it becomes then possible to study the system's dynamics and to evaluate the effects of each parameter on the global load of the network.

3.2 The loads in DWM

Respecting the same ideas as in hydraulics, available technologies in a waste management system must be fed according to their load within the network, and not one after the others. This stems from the fact that it is easier to maintain a system in equilibrium, to minimize the necessary energy and to accept fluctuations in a meshed network than in a serial network (Ang et Jowitt, 2003). Besides optimizing the use of the available technologies, this approach makes it possible to analyze their impact on the network as a whole. To study the behaviour

of a network on the basis of potential energy, equation 4 decomposes into three distinct segments:

- The load at the starting point (h_1)
- The load at the arrival point (h_2)
- The linear load loss between the 2 points (ΔH)

In DWM, the load at the arrival point (h_2) is replaced by the load associated with the technology concerned. This load is called the global allocation index (*GAI*) and corresponds to the effect of using one technology rather than another on the equilibrium of the network. For example, the *GAI* could represent the impacts determined by the LCA. What is important in DWM, is to compare the different technologies and transportations using a common unit as well as according to the desired parameters.

As for the load at the starting point (h_1), it is represented by the prioritization index (*PI*) which represents the importance that a waste generator has in the system. These generators can be industries, municipalities, etc. This starting load influences the distribution of flows when the system is saturated and allows prioritizing the generators with the highest load. For example, when certain wastes are dangerous or when they cannot be kept in the generator, they will be characterized as priority and redirected towards the available technologies.

As aforementioned, the linear load loss (ΔH) corresponds to the impacts associated with transportations in the DWM and influences significantly the distribution of flows in the system. These impacts are called the index loss associated with transportation (ΔI_T) and are presented in the following section.

3.3 Index loss associated with transportation

Due to the impacts attributed to the mean of transportation, the distance traveled, the volumes transported as well as the characteristics of the road, a particular attention must be brought to

ΔI_T . In spite of a favourable GAI , the influence of ΔI_T can result in the generators having a transportation radius that is no longer favourable to send the waste to certain facilities. In other words, even if it is more suitable to recycle a material rather than bury it, the distances required could lead to it being advantageous to send a waste to a landfill rather than transporting it through long distances to recycle it. Taking this into consideration the linear load in equation 3 now corresponds to the index loss ΔI_T as shown below:

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \quad (5)$$

In this simplified equation, the load loss coefficient (γ), the flow (Q), the section (S), the diameter (D) and the length of the pipe (L) from equation 3 are respectively replaced by the index loss coefficient (α), the length of the path (L), the road characterization factor (R) and the amount of transportation (Q). Variables β and δ represent respectively the coefficients associated with the parameters R and Q . These variables influence the load loss (index loss) relative to the path and serve to equilibrate the equation's parameters in order to adjust the influence of the characterization factor and the flow in equation 5.

Due to their insignificant influence in DWM, the gravitational acceleration as well as the other numerical values were grouped and represented by the coefficient α . The unit of these parameters (equation 5) depends on the comparison approach chosen by the users to define the various loads and are obtained in an empirical way.

3.4 General equation of DWM

In the general DWM equation (equation 6), which is based on the energy conservation equation, flow distribution is influenced by the generators prioritization index (PI), the GAI attributed to available technologies, as well by the characteristics of the transportations within the network (ΔI_T).

$$PI = GAI + \Delta I_T = GAI + \left(\alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \right) \quad (6)$$

By consequence this equation allows one to study the influence that each parameter has on the global system. Due to the influence associated with the transportation impacts on the validity when prioritizing a waste management technology, the choice of criteria comparison and tools remains critical in the application of DWM. A system analysed using only economical criteria will surely not propose the same flow distribution model that if it had been studied based on environmental or social criteria. Thus, it is recommended to select recognized approaches, such as LCA, in order to determine the loads that available technologies and transportations will exert on the system. It is then necessary to determine the influences that the transported volumes, the means of transportation and the chosen paths have on ΔI_T .

Once the parameters of equation 6 have been defined, it is than possible to study the behaviour of the chosen system. As with Bernoulli's equation, it is also possible to measure the state of equilibrium of the network, to determine the optimal model of flow distribution, to identify the weaknesses of the system, to fix the maximum capacity of the reserves, to plan the capacity of available and foreseen technologies, etc. The reserves which are directly influenced by the behaviour of the network and are in liberty of being fill or empty, the global load of the system is represented by the quantity in these reserves which correspond to their index value.

4 Example of applying DWM

To demonstrate the extent of DWM, the following section presents a study of a waste management scenario. For the purpose of this example the suggested system is fictive although it was created using realistic conditions. The simulations were carried out using the hydraulic networks analysis software EPANET2. This tool allows analysing the behaviour of networks and relies on the law of conservation of energy (US-EPA, 2008). Among the

available mathematical approaches, the equation of Hazen-William, which ensues from Bernoulli's theorem, was retained for DWM because of the simple manner the flow distribution within the network is calculated.

4.1 Characteristics of the studied system

The selected scenario deals with managing wooden waste in an area of approximately 30 000 km². The system consists of three main waste generators which can send the waste towards four technologies or one reserve (temporary storage). Transportations are made by trucks whose capacity is 20 t per shipment. Generated wastes are:

1. Wood poles
2. Railway sleepers
3. Wood beams from construction sites

Once introduced into the network, the waste can be sent towards:

- | | |
|------------------|--|
| R. A reserve, | (Max. capacity : 10 000 t & 200 shipments/month) |
| A. Incineration, | (Max. capacity : 70 shipments/month) |
| B. Recycling, | (Max. capacity : 45 shipments/month) |
| C. Composting, | (Max. capacity : 65 shipments/month) |
| D. Landfill, | (Max. capacity : 50 000t et 100 shipments/month) |

The map of the system as well as its global diagram (modelled in EPANET2) is presented in Figure 1. This figure also illustrates the characteristics of the possible paths and the values of *PI* and *GAI* from the generators, reserve and available technologies.

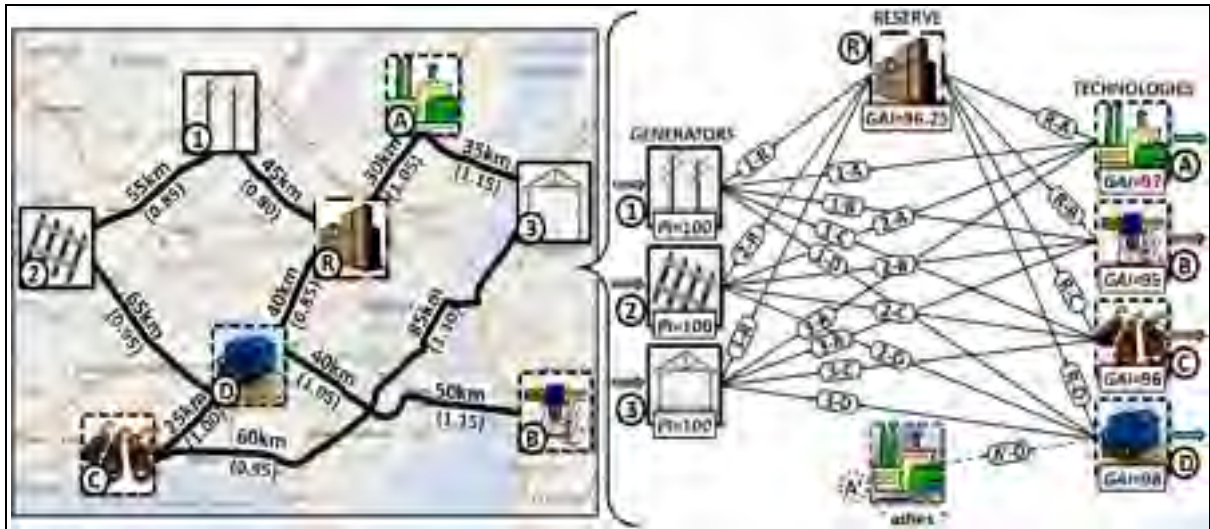


Figure 1 Map of the studied network and global diagram modeled in EPANET2.

The values used for the simulation were attributed in a random way, while respecting a logical distribution. In this scenario, the generators have the same prioritization index (PI); the reserve and the technologies have global allocation index values (GAI) according to their load within the network. The higher the index, the less likely the waste flow moves towards that technology. On the other hand, the lower the index the more likely it is that there will be a constant supply. In addition to the volumes of the generated waste, ashes resulting from the incinerator are redirected towards the landfill and induce a supplementary load within the network. In this case a 10% fixed volume of the incinerated mass is transformed into ashes.

Concerning the numbers in parenthesis on the map, they represent the congestion factors of the road (R). This congestion factor is influenced by the traffic density, the width and the amount of lanes as well as by the road type. For the following example, the R values were based on the Roadway Congestion Index (RCI) developed by the *Federal Highway Administration* in Texas (Schrank et Lomax, 1996). In a city such as Detroit, where the level of congestion is high, the RCI measured is 1,24, while in a city such as Buffalo, where the level of congestion is low, the RCI is 0,73 (Schrank et Lomax, 2007). Since R is represented by the diameter of the pipe in the equation of Hazen-William and that the pressure loss is inversely proportional to the size, R becomes the reverse of the RCI (equation 7).

$$R = \frac{1}{RCI} \quad (7)$$

During simulations, two types of trucks were used. Waste coming from the generators *I* and *2* are transported by trucks type *X* and waste coming from the generator *3* is transported by trucks type *Y* which leads to a higher index loss of 50%.

4.2 Simulation in EPANET2

Because of the differences between a waste management system and a hydraulic network, simulation in EPANET2 requires adjustments. In this network, valves and non-return valves were used to define technologies capacity (facilities capacity), and to avoid flows (transportations) circulating in loops. With this approach, transportations are considered independently and waste distribution can be carried out anywhere within the network. As shown in the global diagram (Figure 1), the actors (generators, reserve and technologies) represent the nodes of the network and are interrelated by the routes which separate them.

In EPANET2, *PI* and *GAI* values of the actors are converted into hydraulic loads (in meters). Furthermore, the reserve was set to ensure that the lower its level, the more its supply will be prioritized within the system. While the higher its level is, the more its index will exert a pressure to facilitate its evacuation. The index of the emptied reserve was fixed so that at equal distances technologies *B* and *C* are prioritized and also that its evacuation is ensured in the whole system when it is at full capacity. Thus, the global load of the system will allow maintaining an optimal level in the reserve. Due to the software, in this simulation the shape which is privileged for the reserve is a cylinder with an interval of index (height) of 3 and capacity of 10 000 t, therefore the initial volume in the reserve was fixed at 4000 t (200 shipments).

The time scale for the example is ten months with time steps of one month. During simulation, flow units are represented by one shipment per month and correspond to one

cubic meter an hour measured in EPANET2. To establish the parameters in the ΔI_T equation (equation 5), Table 2 presents the reference data used, which are: the index loss, the length of the path, the road characterization factor, the flow and the type of truck. For this example, these values were fixed in an empirical way.

Table 2 Index loss associated with transportation (ΔI_T)

ΔI_T	L (km)	R (1/ RCl)	Q (ship./month)	Truck
1,00	100	1,00	100	Type X
1,50	100	1,00	100	Type Y
1,20	100	0,75	100	Type X
1,05	100	1,00	200	Type X

By making the unit conversion in EPANET2, the index loss values (α) calculated is $2,2 \times 10^{-6}$ for a truck of type X and $3,2 \times 10^{-6}$ for a truck of type Y . Using these α values and the ΔI_T equation (Equation 8) obtained with the reference data (Table 2), the scenario than can be modelled in EPANET2 and simulations can be realized.

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^{0.6338}} \cdot Q^{0.0704} \quad (8)$$

5 Results

In order to show the behaviour of DWM under various constraints, each one of the input flows fixed for the three waste generators follow a particular tendency. Wastes coming from the first generator are random, those from the second are constant and those from the third follow a seasonal variation. To show the behaviour of the system during the peak periods, volumes of waste during the 4th month are definitely higher than usually, while no waste is generated during the 7th month. Volumes of generated waste and flows distribution are presented more in detail on Figure 2.

On the basis of the results obtained, several observations ensue from the simulation. The fixed parameters leads to the reserve being supplied when its total index is lower than 97 (125 shipments). On the other hand the more the reserve is filled, the more likely the flow will move towards the technology *A* and even towards technology *D*.

As for technologies *B* and *C* which have favourable indexes (load) in the system, their supply is constant throughout the simulation because of the reserve which compensates when there is insufficient wastes generated (e.g.: 6th and 7th month). According to the allocation indexes, which are influenced by transportations, it can occur that certain flows are more continuous than others. For example, the fraction of waste coming from generator 2 which are directed towards technology *C* are relatively constant because of the short distance which separates them and the low *GAI* attributed to the composting facility.

Although the ashes produced in the incineration (technology *A*) are redirected towards the landfill (technology *D*), the high index of the landfill and the presence of a reserve in the system leads to a minimal supply moving towards the landfill. In other words, in an actual situation and according to the parameters initially adopted the global flow distribution would allow a minimization of the impacts.

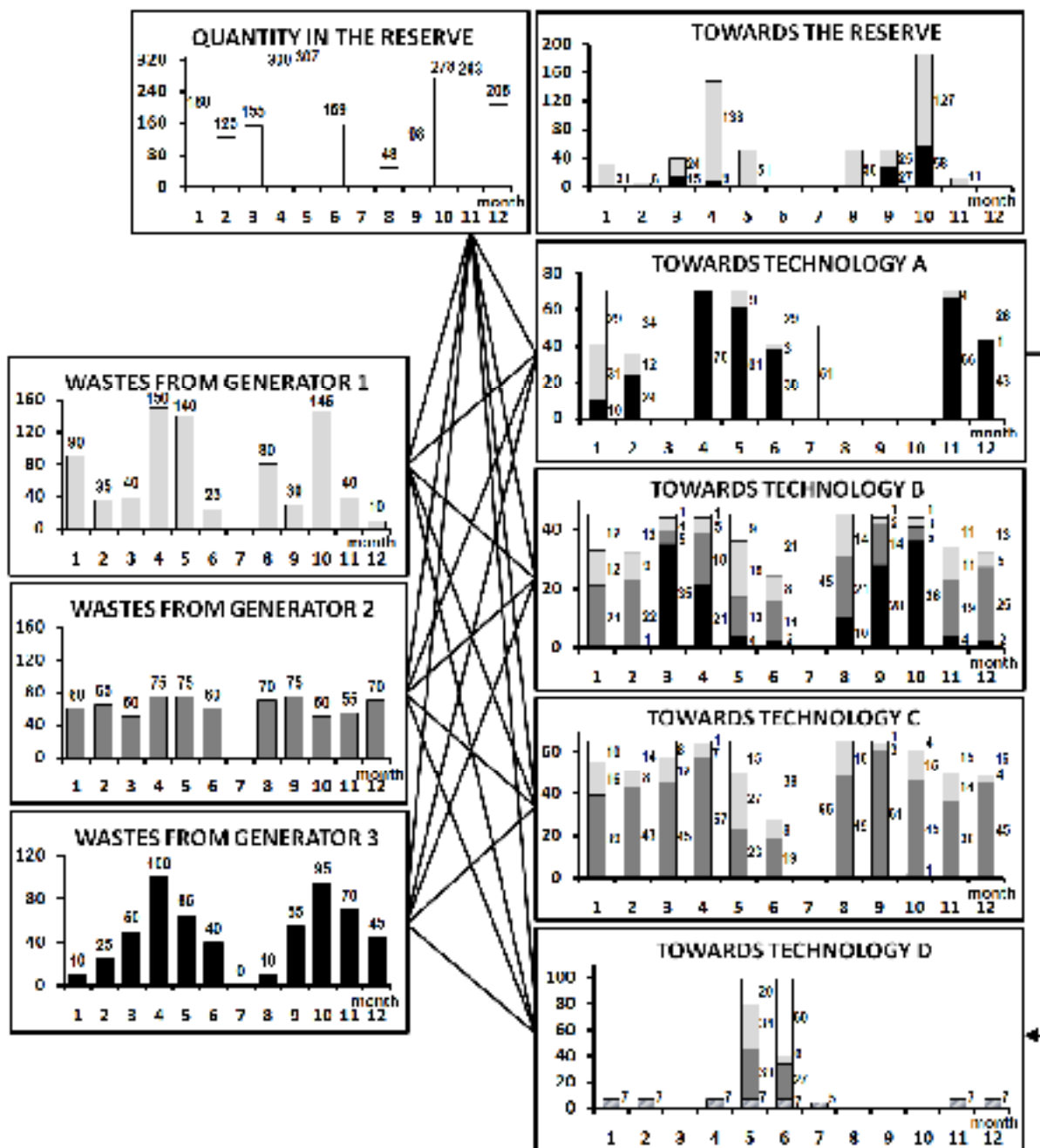


Figure 2 Network's flow distribution according to the global diagram (in shipments/month).

5.1 Sensitivity analysis

To analyse the influence of the main parameters of the network, various sensitivity analyses were realised. During these analyses, it was noted that PI had practically no influence on flow distribution when the capacity of the facilities was sufficient to accept all the generated waste. On the other hand, when the network was at its full capacity, high PI allowed prioritizing certain generators with regard to the others.

To demonstrate the influence of the index interval fixed for the reserve during the simulations, an analysis was carried out according to 3 different heights (H_R) and by preserving the same maximum capacity and the same initial volume (200 shipments). The intervals chosen are:

- $H_{R-1} = 1$
- $H_{R-2} = 3$
- $H_{R-3} = 5$

It was observed that the lower the index interval (the height in the software), the more stable the influence of the reserve was and the more sensitive the network was to the fluctuations. Thus, as shown in Figure 3, by reducing the index interval of the reserve, the global load of the network ensures a better equilibrium. Consequently, it allows to facilitate a constant supply of technologies whose index is lower than the average index of the reserve and to minimize the supply towards technologies whose index is higher.

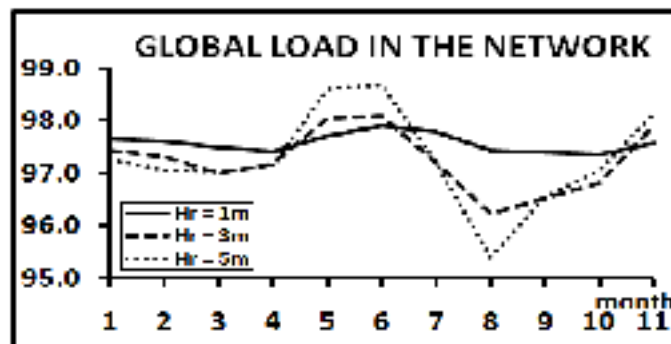


Figure 3 Sensitivity analyzes according to the interval of index of the reserve.

With regard to the index loss associated with transportation, a sensitivity analysis was carried out in order to analyze the effects associated with the types of trucks used. For the analysis, transportations coming from generator 3 were replaced by:

- Truck type *W*: $\Delta I_T = 0,5$ $\alpha = 1,1 \times 10^{-6}$
- Truck type *X*: $\Delta I_T = 1,0$ $\alpha = 2,2 \times 10^{-6}$
- Truck type *Y*: $\Delta I_T = 1,5$ $\alpha = 3,2 \times 10^{-6}$

* For $L = 100$ km, $R = 1,0$ and $Q = 100$ shipments/month

In regard to the results obtained, the index losses associated with transportation exert a significant influence in the network and directly affect flow distribution. When transportations have a high ΔI_T , flow distribution tends to follow the shortest paths. Thus, the most distant technologies in the system are rather supplied by the generators whose transportation is less constraining. Figure 4 presents the wastes produced by generator 1 and which are directed towards technology B. The more the trucks coming from generator 3 have a high ΔI_T , the more important the contribution of generator 1 is in minimizing the global load of the network.

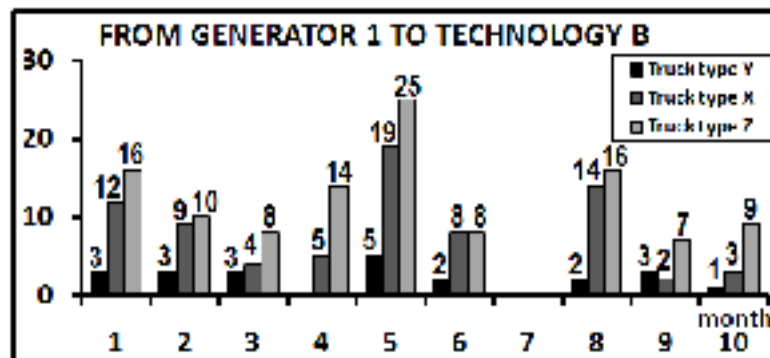


Figure 4 Sensitivity analyzes according to the type of truck

6 Discussion

The results obtained in the simulation and sensitivity analyses, clearly confirm that DWM is a promising sustainable approach to waste management. Besides facilitating the constant supply of the most favourable technologies within a system, DWM ensures the minimization of the global load of the network. Being based on the law of conservation of energy, particularly on Bernoulli's theorem, the approach allows studying the general behaviour of a system as well as the influence of each of the actors and transportations. Rather than being based on a linear waste hierarchy, DWM offers a dynamic decision making approach based on the systemic analysis of the network. Thus, in spite of the fluctuations in the generated waste, the approach facilitates the equilibrium of the network and the optimal use of the reserves. The results obtained during simulations also illustrates that the higher the global load of the system is, the more it is favourable to direct flows towards the technologies with high *GAI*. Besides ensuring the preservation of the technologies activities, DWM allows to maintain the equilibrium of the system and to renew the stocks in the reserve.

According to the global load of the network, to the reserves capacity and to the technologies supply, DWM allows determining if certain reserves or technologies in the system are ineffective, if new ones are necessary and even in establishing their optimal capacity. In addition, as DWM is based on a geographical modeling of the systems, it would be possible to optimize the positioning of the new facilities in order to reduce even more the global load and to maximize the supply of favourable technologies.

Presently, the application of DWM relies on the development of better adapted tools. In spite of the possible use of EPANET2, this software requires a certain number of adjustments and is complicated when attempting to model the system. Besides the difficulties associated with the software, DWM requires a particular attention during the determination of the parameters. The methods chosen to calculate indexes values (*PI*, *GAI*) and to obtain the

variables for the ΔI_T equation must absolutely be validated due to their significant influence on the results during simulations. At present, the determination of the parameters is based on an empirical approach. Thus, it would be interesting to develop a more precise methodology in order to offer users and managers a more intuitive use of the DWM.

7 Conclusion

Nowadays, wastes are no longer perceived just as simple residues, but also as resources which can be reused or revalued. In the optics of achieving sustainable development, waste management must incorporate an integrated approach which manages flow distribution in a responsible way. Hence, rather than being based on a linear waste hierarchy, decision makings must rely on flexible and dynamic models. The analysis tools must take into account the fluctuations and the evolutionary characteristics of the parameters which influence the validity to prioritize certain technologies. Thus, it is essential to consider the characteristics associated with the paths, with the means of transportation as well as with the types of roads taken. This measure stems from the fact that the general behaviour of a system is sensitive to flows, to loads, to configurations and to reserves, and that the constant supply of the favourable technologies rests on a minimization of the global load and on the equilibrium of the network.

The results obtained during simulations demonstrate that DWM respects these criteria, while supporting a diversified management in agreement with the principles of social acceptability, economical profitability and environmental compatibility. Moreover, this dynamic new approach can also represent a new step towards *Industrial Ecology*. Due to the analogy with water distribution networks, where flow distribution within the network is influenced by the load losses in the pipes, the constraints associated with transportations become a crucial factor in DWM. Being based on the law of conservation of energy, and more particularly on Bernoulli's theorem, DWM offers new perspectives to correct the lack of flexibility of other approaches.

Faced with the need to reduce exploitation of natural resources and to compensate the increasing growth of waste generated in the industrialized countries, new tools must be developed in order to assist the actors concerned in their decision making process. The achievement of a sustainable and responsible management of waste relies on the capacity to minimize the choice towards technologies which increase the global load of the network. Hence, DWM offers an innovative, simple, flexible and evolutionary approach which supports the objectives of sustainable development.

References

- Ang, W. K. et P. W. Jowitt. 2003. « Some observations on energy loss and network entropy in water distribution networks ». *Engineering Optimization*, vol. 35, no 4, p. 375-389.
- Barton, J. R., I. Issaias et E. I. Stentiford. 2008. « Carbon - Making the right choice for waste management in developing countries ». *Waste Management*, vol. 28, n° 4, p. 690-698.
- Bogner, J., R. Pipatti, S. Hashimoto, C. Diaz, K. Mareckova, L. Diaz, P. Kjeldsen, S. Monni, A. Faaij, G. Qingxian, Z. Tianzhu, A. A. Mohammed, R. T. M. Sutamihardja et R. Gregory. 2008. « Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation) ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 1, p. 11-32.
- Bovea, M. D., J. C. Powell, A. Gallardo et S. F. Capuz-Rizo. 2007. « The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, no 4, p. 545-553.
- Gautam, A. K. et S. Kumar. 2005. « Strategic planning of recycling options by multi-objective programming in a GIS environment ». *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 7, n° 4, p. 306-16.
- Kirkeby, J. T., H. Birgisdottir, T. L. Hansen, T. H. Christensen, G. S. Bhandar et M. Hauschild. 2006. « Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE ». *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 1, p. 3-15.
- Leao, S., I. Bishop et D. Evans. 2004. « Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions ». *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 28, n° 4, p. 353-385.
- Morrissey, A. J., et J. Browne. 2004. « Waste management models and their application to sustainable waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 297-308.
- Rojo, G., V. Laforest, M. Glaus, J. Bourgois et R. Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.

- Salhofer, S., F. Schneider et G. Obersteiner. 2007. « The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. S47-S57.
- Schmidt, J. H., P. Holm, A. Merrild et P. Christensen. 2007. « Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper ». *Waste Management*, vol. 27, n° 11, p. 1519-1530.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 1996. *Urban Roadway Congestion 1982 to 1993*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 252 p.
- Schrank, D. L. et T. J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.
- US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. version 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division. <<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Winkler, J. et B. Bilitewski. 2007. « Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 1021-1031.
- Woolridge, A., A. Morrissey et P. S. Phillips. 2005. « The development of strategic and tactical tools, using systems analysis, for waste management in large complex organisations: A case study in UK healthcare waste ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 44, no 2, p. 115-137.

ANNEXE III

ARTICLE 2 : THE GLOBAL ALLOCATION INDEXES (GAI) APPLIED TO THE DYNAMIC WASTE MANAGEMENT APPROACH (DWM)

Gabriel Rojo^{1,2}, Valérie Laforest², Mathias Glaus¹, Jacques Bourgois², Robert Hausler¹

¹ Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), Département de
génie de la construction, École de Technologie Supérieure,
1100 rue Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada H3C 1K3

² Sciences, Information et Technologies pour l'Environnement (SITE), Ecole Nationale
Supérieure de Mines de Saint-Étienne,
158 cours Fauriel, Saint-Etienne, France 42023

This chapter was submitted as article to the journal Waste Management,
November 18, 2009, confirmation: WM-S-09-01495

Abstract

The growing volumes of generated waste and the impacts attributed to their management now require a global evaluation of the parameters. In consequence, the decision making should reflect the systemic and progressive nature of the studied systems. Hence, the Dynamic Waste Management (*DWM*) allows estimating the behavior of a system according to the load attributed to the chosen technologies and to the available means of transportation. Since this approach is currently based on an empirical evaluation of the parameters, this paper proposes an alternative methodology based on a systemic approach. Loads are then represented by the Global Allocation indexes (*GAI*) which attribute a weight to the various options in a waste management system, as well as to the required transports. The particularity of *GAI* is based on a characterization, under a global load, of the social, economical and environmental aspects which influence the decision-making. This paper proposes a calculation methodology for the *GAI*. An application example then illustrates the *DMW*.

Keywords: Waste management, decision-support, characterization, systemic approach, integrated management, assessment.

1 Introduction

Based on an analogy between waste management systems and water distribution networks, the *DWM* approach has shown that the stresses associated with transport can be considered as the load losses in a network (Rojo *et al.*, 2008). Using the law of conservation of energy, and more particularly Bernoulli's theorem, the *DWM* allows a holistic and evolutionary analysis of the problem by integrating in a dynamic way the characteristics associated with transport to those associated with the network (Rojo *et al.*, 2008). Therefore, rather than relying on a linear hierarchical organization of the available technologies, the *DWM* allows a systemic analysis of networks to ensure a constant supply of the favourable technologies (low impacts) in a system, while minimizing the global load of this system. However, since the parameters of the *DWM* are currently established in an empirical way, it is essential to develop a methodology for a more systematic use of the approach.

In order to standardize the characterization of the technologies and the transportations in a waste management system, the Global Allocation Indexes (*GAI*) are based on an integrated approach allowing bringing under a common base a set of parameters. By being inspired by the three poles of the sustainable development concept, the methodological approach leans on a global evaluation of the social, economic and environmental aspects which influence the system. First, this article explains the approach for calculating the *GAI*, and then an example of application is presented using the *DWM*. Finally, a discussion focuses on the results and future prospects of the proposed management approach.

2 Problems in waste management

The current waste management approach, which is based on a hierarchical organization of the available options, allows only a static evaluation of the systems, while these are in reality dynamic and constantly evolving (Eshet *et al.*, 2006; Moberg *et al.*, 2005; Schmidt *et al.*, 2007). Moreover, due to the fluctuations in the nature and the volumes of waste generated, the evolution in the available technologies (landfill, incineration, recycling, etc.), and uncertainties relative to the displacements and the means of transportation, decision-making must go beyond a simple comparison of fixed parameters.

The problem associated with waste management is not just operational. Face with the necessity of reducing the exploitation of natural resources and of decreasing the acceleration of the climate change, waste management must henceforth rest on a complete evaluation of the environmental impacts engendered (EC, 2008; PNUE, 2005). From the perspective of sustainable development, besides the classical aspects (performance, return, conformity ...) decision-making should also target the economical profitability as well as at the social acceptability (Kijak & Moy, 2004; McDougall *et al.*, 2001).

For waste management, decision-makings are usually based on an independent assessment of social, economical and environmental impacts (Morrissey & Browne, 2004). The recommended approaches to assess these impacts are respectively multi-criteria analysis, economical analysis and LCA (Morrissey & Browne, 2004). In a management initiative, the results which ensue from these analyses serve specifically for comparing the available options to support decision-making. Thus, the analytical results serve as reference and the options are compared according to a scale of predetermined criteria (Diaz & Warith, 2006; Maqsood *et al.*, 2004). For these reasons, decision-makers claim new simplified tools which will integrate social, economical and environmental considerations into their decision-makings (Chang & Davila, 2007).

3 Principles of DWM

According to the concept of *DWM*, which compares a waste management system with a water distribution network, the *GAI* represents the load exerted by a management technology throughout the system (Rojo *et al.*, 2008). Regarding impacts from transportation, they exercise an index loss ΔI_T (load loss) in the system that directly influences the *GAI*. The more a route is long or constraining, the greater the index loss is. In the general *DWM* equation (Equation 1), the value of ΔI_T corresponds to the *GAI* measured for transportations. The validity to feed a waste management technology (landfill, incineration, recycling, etc.) is thus influenced by the load of this technology as well as by the load loss attributed to the transportat required.

$$PI = GAI + \Delta I_T = GAI + \left(\alpha \cdot \frac{L}{R^\beta} \cdot Q^\delta \right) \quad (1)$$

Since the *DWM* is based on the law of conservation of energy, a load *IP* (Prioritization Index) is assigned to the waste generators to ensure a flow towards the available options. This load is determined in an empirical way and should be set in order to ensure distribution of all generated waste (Rojo *et al.*, 2008). In the general *DWM* equation, the index loss is influenced by the index loss coefficient (α), the length of the path (L), the road characterization factor (R) and the amount of transportation (Q). Variables β and d represent respectively the coefficients associated to the parameters R and Q .

4 Methodology for calculating GAI

For the calculation of the *GAI*, the selected parameters are a function of the social, economical and environmental aspects influencing the decision-making. According to the need of the user, the parameters are then converted under a common base (a load) to facilitate the comparison of the available options as well as analysis by the *DWM*. During the conversion of the parameters, a special attention must be paid to the sensitivity of the distribution desired for the *GAI* because the behavior of the studied systems is influenced by the chosen interval. This interval, which can be defined as the weight of a parameter in the *DWM* is set by the user and must correspond to the influence which will have a parameter on the variation of the load during the simulations.

Depending on the type of analysis desired, the measured loads for social (GAI_{so}), economical (GAI_{eco}) and environmental (GAI_{env}) aspects can then be compared individually or grouped together. This approach allows therefore supporting decision-making and evaluating the influence of each aspect measured on the final result. The calculation of the *GAI* (Equations 2 and 3) then allows the user to compare different management options by assigning weights w to each of the aspects according to the type of analysis desired.

$$GAI = (w_{so} \cdot GAI_{so}) + (w_{eco} \cdot GAI_{eco}) + (w_{env} \cdot GAI_{env}) \quad (2)$$

$$w_{so} + w_{eco} + w_{env} = 100\% \quad (3)$$

Afterward, by integrating the *GAI* values into the *DWM* approach, flows can be redistributed in the system according to the global index of the network (global load) rather than by simply respecting a hierarchy.

4.1 The social aspects

Being compared according to a subjective evaluation, social aspects are difficult to quantify (Ascough Ii *et al.*, 2008). This way, the use of multi-criteria analysis remains the most spread method to compare different options (Botteldooren *et al.*, 2006). The chosen criteria for the analysis grid (Table 1) comes from the literature and corresponds to the most common criteria for this type of evaluation (Becker *et al.*, 2003; Vanclay, 2002). During the analysis, each of the available technologies and means of transportation must be evaluated. Due to the one-dimensional aspect of the problem, the recommended mathematical approach is the weighted sums method (WSM).

Since the analysis of the social aspects is based on a qualitative evaluation of the parameters, the range of values chosen to complete the multi-criteria analysis is then used as a reference interval for the calculation of the GAI_{eco} and the GAI_{env} . Thus, the three poles of the *GAI* are converted under a common scale. Due to the influence of the loads on the system, particular attention must be paid during the determination of the interval. Equation 4 presents the general equation for calculating GAI_{so} .

$$GAI_{so}(i) = \frac{\sum_0^j a_{ij} \cdot w_j}{\sum_0^j w_j} \quad (4)$$

Where GAI_{so} is measured for a technology i according to N criteria in the analysis, a_{ij} is the weight attributed to the i^{th} technology according to the j^{th} criterion and w_j is the relative weight of the j^{th} criterion.

Table 1 Analysis criteria for the social aspects

Associated to the individuals	
Social acceptability	Consent of the population towards the use of a practice that may impact their activities or their values.
Security	Sanitary risk. Danger or nuisance (immediate or long-term) more or less likely to whom the public health is exposed.
Collective wealth	Effects on heritage, culture, archaeological resources, etc.
Legacy	What will be bequeathed to future generations: the industries, resources, land, etc.
Associated to economic development	
Jobs	The jobs associated with this operation, considering the number and working conditions.
Local Benefits	Benefits for shops and businesses nearby. Effects on local economy and incomes. Influences on the cultural activities, the tourist potential, etc. Impacts on transferable securities.
Technological contribution	Synergy between businesses, benefits from research and innovation, knowledge transfer, etc.
Associated to the host environment	
Noises	Social impacts associated with noise emitted by plants, transport, etc.
Odors	Social impacts associated with odors.
Visual pollution	Social impacts associated with the visual pollution. For example: The facilities, smoke and fumes, the presence of vehicles, etc.
Occupied Land	Consent of the population towards the land occupied by the operations.

4.2 The economical aspects

To measure the economical aspects, the approach consists in completing a table to calculate the costs of the technologies and the transports in the system. In general, costs and revenues associated with waste management are influenced by (EC, 2001; Oliveira & Rosa, 2003):

- the unit cost of the technology (incineration, landfill, recycling, etc.);
- incomes associated to the outputs produced (gas, energy, material, etc.);
- penalties and credits for the CO₂ released into the atmosphere;
- les économies en combustibles ou en matières premières (ex. : recyclage);
- savings in fuel or raw materials (short paths, recycling, etc.);
- the cost and the shipment capacity of transportations.

The uncertainties associated with market fluctuations and with transports in the network require a dynamic analysis of the costs. This can be done by periodically reviewing the data

in the table. Because the characteristics of the road network and the transportations act directly on the waste management cost, they are considered as index losses in the calculation of the GAI_{eco} . Depending on the objectives and according to the reference interval defined previously for the GAI_{so} , the user then has to determine the factor to apply to reconvert the costs into GAI_{eco} .

4.3 The environmental aspects

In waste management, the recommended approach for measuring environmental impacts remains LCA (Ekvall et al., 2007). This standardized approach (ISO 14040 series) aims at drawing up balance sheet of all flows within and outside the studied system (ISO-14040, 2006). To calculate GAI_{env} , the valuation method used is EDIP97 because of the ease of interpretation of the results obtained. The basic unit is represented in person equivalent (PE) and corresponds to a quantification of the environmental impact caused annually by the activities of an average person in a given region. Table 2 lists the potential impacts and the reference values used for the example presented in this article. According to the need, relative weights can also be assigned to each potential impact assessed.

Table 2 Reference values from the normalization EU-15 used in EASEWASTE 2008
From Christensen *et al.* (2007, p. 258)

Potential Impact	Unit	$PE/year$ (reference values)
Global Warming	kg CO ₂ -eq.	8700
Acidification	kg SO ₂ -eq.	74
Nutrient enrichment	kg NO ₃ -eq.	119
Photochemical ozone formation	kg C ₂ H ₄ -eq.	25
Ozone depletion	kg CFC11-eq.	0.103
Human toxicity via air	m ³ air	2.09×10^9
Human toxicity via water	m ³ water	1.79×10^5
Human toxicity via soil	m ³ soil	157
Water ecotoxicity	m ³ water	3.52×10^5
Soil ecotoxicity	m ³ soil	9.64×10^5

When studying a system, impacts attributed to the available technologies and to transportations must be calculated individually for each category of waste. To then transform the data measured in PE in the form of loads (GAI_{env}), the user must apply a conversion

factor according to the criteria of analysis established. Thus, by converting the values obtained with a LCA within the reference interval defined previously, it is possible to compare under a common unit the impacts associated to the social, economical and environmental aspects. This comparison however should be done in an optic of supporting decision-making and values must not be perceived as absolute data.

5 Example of application

In order to demonstrate the calculation approach of the *GAI*, the following example presents each step for characterizing the waste management technologies and the transportations in a given system. The obtained values are then integrated into a *DWM* analysis to study the behavior of the network subjected to the parameters fixed.

5.1 Presentation of the studied system

The studied system is based on the management of wastes from paper/cardboard and plastic (high density polyethylene, HDPE) in a city with medium-sized population density (Figure 1) Even if the proposed scenario is fictitious, it is based on realistic parameters derived from the available databases in the analysis tool EASEWASTE 2008 (Christensen et al., 2007). For the simulation, the system is composed of three sources which generate⁷ :

4. industrial waste (paper/cardboard);
5. municipal waste from sorting (40% of paper/cardboard and 60% of HDPE);
6. industrial waste (plastics: HDPE).

⁷ The specificities of the materials (wastes) were pulled from examples in the tool EASEWASTE 2008.



Figure 1 Map of the studied network.

Transports are done using 10 tons trucks (type Euro2) in urban conditions. However, the path C-2 which takes the paper and plastic wastes from the sorting facility to the landfill is done by diesel-powered trains. Concerning the characteristics associated with the chosen paths, values in parentheses correspond to the road congestion index (Schrank & Lomax, 2007). When integrated into the network, the waste can go towards⁸ :

- A. An industry producing cardboard with recycled paper and cardboard. [Capacity of 750 t/month]
- B. An incinerator which can burn paper and plastic wastes. Energy is recovered as electricity (20.7 % efficiency) and heat (74 % efficiency). The ashes⁹ are then sold as alternative materials in construction. [Capacity of 950 t/month]

⁸ The values in the example are fictitious, but realistic. The parameters associated to the installations result from examples and from reference values which are integrated into the tool EASEWASTE 2008.

⁹ Means all ashes from solid waste combustion.

- C. A landfill with biogas recovery. Over a period of 38 years, the recovery rate is 96.31 m³/t for the paper and 0.01 m³/t for the plastic. [Capacity of 1000 t/month]
- D. An industry which produces HDPE pellets using recycled plastics [Capacity of 650 t/month]
- R1. A reserve (temporary storage) for paper. [Maximal capacity of 5000 tons and 800 t/month]
- R2. A reserve for plastic. [Maximal capacity of 2500 tons and 800 t/month]

For this system, it is considered in the LCA that the energy recovered from the incinerator reduces the need to appeal to additional sources of energy. In the simulation, the produced electricity reduces the necessity of implanting new wind turbines and the recovered heat reduces the use of natural gas for heating.

5.2 Calculations of the GAI and the index losses

To explain the calculation approach of the *GAI* and of the index losses attributed to transportations, each step is presented in the example of application. Although the data used are based on realistic values, it is important to note that they are presented as example only.

***GAI* measured for the social aspects (*GAI_{so}*)**

To complete the multi-criteria analysis grid, it is recommended to use various stakeholders in the region concerned. The chosen persons can be simple citizens, business people, politicians, researchers, persons belonging to social organizations, etc. The important thing is to choose a diverse and representative sample of the population (Becker et al., 2003). For demonstration purposes, the results of the analysis (Table 3) correspond to the average obtained from evaluations completed by a panel grouping a representative of a medium-sized industry, a municipal elected officer, a scientist and a citizen.

In the analysis, a score of -5 corresponds to a social impact fully acceptable (or beneficial) and a score of 5 to a completely unacceptable impact (or negative). This range of values has

been fixed to match the reference interval for the calculation of the GAI of the current example. Thus, the more a load is low in the network, the more likely it is that flows will be directed towards this technology. Regarding the relative weights, notes from 0 to 100 were assigned to each of the criteria. For the impacts due to transportations, weights are fixed on the basis of a distance traveled of 100 km. The GAI_{so} are then calculated using Equation 4.

Table 3 Multicriteria analysis grid for the social aspects (GAI_{so})

Technologies	CRITERIA											GAI_{so}
	Associated to the individuals				Associated to economic development			Associated to the host environment				
	Social accept.	Security	Collective wealth	Leisure	Jobs	Local Benefits	Techno. Contrib.	Noises	Odors	Visual pollution	Occupied Land	
Relative weights	63	90	61	74	60	59	48	71	71	59	45	
Reserve (R_1 et R_2)	3	1	1	2	0	0	2	2	1	1	2	0.05
Recycling (A et D)	-5	-1	-1	-5	-2	-1	-3	0	-1	-1	0	-2.61
Incineration (B)	1	2	2	4	1	3	0	1	2	4	-1	1.63
Landfill (C)	2	2	2	3	1	2	1	1	2	3	5	1.80
Transportation by truck (for 100km)	1	1	2	1	-2	2	0	2	2	2	1	1.14
Transportation by train (for 100km)	-2	-1	-1	-2	-1	-1	0	2	2	-1	0	0.51

GAI measured for the economical aspects (GAI_{eco})

The grid for the economical aspects corresponds to a cost analysis for each of the available technologies and according to the types of wastes (Table 4). The scenario being fictitious, the amounts were determined empirically. Because of their potential for resale, income associated with methane generated by landfill, with the paper/cardboard and plastic recycling, and with the incineration ashes are included in the economical analysis. Furthermore, the analysis takes into account the CO_2 penalties and credits associated to the technologies and to the necessary transports. As recycling operations can reduce the need for raw materials, and as recovered heat from the incinerator reduces the natural gas heating, these savings also influence the cost of waste management.

In the costs summary (Table 4), values associated to the outputs produced, to the calorific contents and to the emitted CO₂ result from reference data available in EASEWASTE 2008. For the demonstration and according to the reference interval defined previously, it was fixed that the distribution of GAI_{eco} follow an exponential tendency where a cost of 50 €/t corresponds to an index of 1 and a cost of 1000 €/t to an index of 5. According to these criteria, the obtained equation (equation 5) allows transforming the total costs under a GAI_{eco} .

$$GAI_{eco} = \pm \frac{1.86 \sqrt{\text{tot. cost}}}{8.18} \quad (5)$$

Table 4 Costs summary for the management economical aspects (GAI_{eco})

	PAPER				PLASTIC			
	Reserve (R ₁)	Recyc. (A)	Incin. (B)	Landfill (C)	Reserve (R ₂)	Recyc. (D)	Incin. (E)	Landfill (F)
GENERAL INFORMATIONS								
Gaseous output produced (CH ₄)	m ³ /t			96.4				0.0
Solid output produced	kg/t	890.0	164.0		500.0	41.0		
Calorific content from the substituted fuel	GJ/t		99.0			99.0		
Calorific content from wastes	GJ/t		13.4			33.7		
Density of the substituted fuel	kg/tur		0.7			0.7		
CO ₂ eq. emitted related to technologies	kg/t	27.0	211.6	-434.9	-270.4	27.0	-826.2	1259.1
PRICE LIST								
Value of the substituted raw material	€/t	70.00				550.00		
Value of the substituted fuel	€/m ³		0.26				0.26	
Value of the gaseous output produced	€/m ³			0.21				0.21
Value of the solid output produced	€/t	184.00	9.00			450.00	0.00	
Value of a CO ₂ eq. credit	€/t	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00
COSTS SUMMARY								
Cost of the technology	€/t	15.00	95.00	46.00	49.00	15.00	525.00	45.00
Savings in raw materials	€/t		-58.10				-495.00	
Fuel Savings	€/t			-124.57				-313.72
Revenues from the gaseous output produced	€/t				20.22			0.00
Revenues from the solid output produced	€/t		153.55	1.48			-105.00	0.38
CO ₂ eq. penalties or credits	€/t	0.67	5.29	12.12	6.76	0.67	20.66	31.48
TOTAL COSTS	€/t	15.67	111.36	92.17	22.02	15.67	395.66	136.62
GAI_{eco}		0.54	-1.54	-1.39	0.64	0.54	-3.04	-2.31

As transports influence the actual cost of waste management and as they act as index losses during the application of the DWM, the cost of the transports (Table 5) is considered separately.

Table 5 Summary of transportation costs (per shipment)¹⁰

GENERAL INFORMATION'S		TRUCK	TRAIN
Quantity transported per load	t	10.0	10.0
CO ₂ eq. from the transportation (full)	kg/km	1.867	0.000
PRICES LIST			
Cost of the transportation (full)	€/km	1.050	0.650
Penalties or credits related to CO ₂	€/km	0.047	0.000
TOTAL COSTS			
GAI_{env} (for 100km full)		1.53	1.15

***GAI* measured for the environmental aspects (*GAI_{env}*)**

The values used for the environmental aspects grid (Table 6) were obtained by integrating the parameters of the example into the reference data available in the tool EASEWASTE 2008. This software is well suited to calculate the *GAI_{env}* because it facilitates the realization of LCA for waste management and it allows comparing several criteria under a common unit.

Table 6 Values obtained in EASEWASTE 2008 for the environmental aspects of the *GAI* (in PE)

		PAPER				PLASTIC				TRANSPORT	
		Recycle (R ₁)	Recyc. (R)	Incin. (I)	Landfill (L)	Recycle (R ₂)	Recyc. (R)	Incin. (I)	Landfill (L)	By truck (t/ton km)	By train (t/ton km)
Global Warming	CO ₂ eq.	3.10E-03	2.13E-02	5.27E-02	3.11E-02	3.10E-03	9.50E-02	2.15E-01	3.23E-01	2.15E-03	1.14E-03
Acidification	SO ₂ eq.	7.41E-04	2.38E-02	1.05E-02	1.39E-03	7.41E-04	2.16E-01	3.02E-02	3.55E-04	2.04E-03	1.59E-03
Nutrient enrichment	NO ₂ eq.	6.19E-04	8.07E-03	1.13E-03	7.73E-03	6.19E-04	2.74E-01	3.71E-02	1.79E-03	2.73E-03	1.67E-03
Ozone depletion	CFC11 eq.	3.11E-10	6.20E-07	3.02E-03	1.94E-03	3.11E-10	3.70E-01	3.71E-02	1.43E-10	0.00E+00	0.00E+00
Photochemical ozone formation	C ₂ H ₄ eq.	1.10E-01	2.71E-01	2.07E-02	5.75E-07	1.10E-01	3.73E-01	3.73E-02	1.10E-01	2.00E-01	1.03E-03
Ecotoxicity (soil & water)	m ³	1.10E-04	1.19E-04	9.08E-03	3.00E-02	1.10E-04	4.84E-03	2.62E-02	4.50E-02	1.73E-03	3.09E-03
Human toxicity (soil, water & air)	m ³	1.72E-04	1.15E-03	4.07E-02	0.74E-02	1.72E-04	7.03E-02	1.17E-01	0.50E-01	1.01E-01	4.46E-07
PE TOTAL		0.0042	-0.0073	-0.1343	0.1129	0.0049	-0.3373	-0.1850	0.0603	0.1161	0.0000
GAI_{env}		0.05	0.08	1.54	1.30	0.05	3.57	1.65	0.60	1.26	0.00

¹⁰ The data concerning the CO₂eq. were pulled from the tool EASEWASTE 2008 for 10 tons trucks Euro 2 type.

For each of the analyzed options, the data correspond to the impacts caused by one ton of waste processed. In Table 6, positive values represent the environmental impacts generated, while negative values represent the impacts avoided by the recovery from waste rather than using new resources. The data associated with the transports correspond to the impacts generated by the transport of one ton of waste in shipments at full capacity (10 tons). Again, for the purposes of the demonstration and according to the reference interval, it was fixed that the distribution of the GAI_{env} values would be obtained by multiplying by a factor of 10 the impacts represented in PE . Once more, this distribution was empirically fixed to respect the interval (from -5 to 5) and according to the other distributions fixed previously (for the social and economical aspects). As the DWM aims primarily at supporting the decision-making, the users of the approach have to remain objective during the distribution of the values and to make sure that it is done in accordance with the load loss associated with each of the parameters.

Summary of the GAI and the index losses associated with transportations

Table 7 summarizes the GAI associated to the available technologies and to the index losses attributed to the transports. For the example, the weights (equations 2 and 3) were distributed in equal portions.

Table 7 Summary of the values measured for the GAI and the index losses

		PAPIR				PLASTIC				TRANSPORT	
		Reserve (R ₁)	Recyc. (A)	Incln. (B)	Landfill (C)	Reserve (R ₂)	Recyc. (D)	Incln. (B)	Landfill (C)	By truck (100 km)	By train (100 km)
GAI_{pp}	$w_{pp} = 33.3\%$	-0.05	-2.61	1.64	1.80	-0.05	-2.61	1.64	1.80	1.14	-0.51
CAI_{pp}	$w_{pp} = 33.3\%$	0.54	-1.54	-1.99	0.64	0.54	-2.04	-2.31	0.98	1.59	1.15
GAI_{mt}	$w_{mt} = 33.3\%$	0.05	0.08	1.51	1.20	0.05	2.57	1.65	0.60	1.26	0.00
GAI		0.18	1.41	0.43	1.25	0.18	3.08	0.78	1.13	1.31	0.21

The data in Table 7 correspond to the load losses for each type of analyzed waste and for each of the available technologies. For example, for equal distances, equivalent roads and similar means of transportation, the distribution of flows will mostly be directed towards directions where loads are low. However, the more the load loss associated with the

transports will be high to get from a generator towards a technology, the less flows will be directed towards this technology.

4.3 Analysis of the system using the DWM approach

By integrating the values of GAI and of the index losses into the DWM approach, the distribution of flows in the network should minimize the global load associated with waste management, while maximizing the use of the available reserves. Because of its flexibility of use, the tool recommended for the modelling and to realize the simulations is the software EPANET2 which allows studying the behavior of water distribution networks (US-EPA, 2008). To integrate the characteristics of the disposed materials and the routes, the global diagram modeled in the software is of meshed network type (Figure 2).

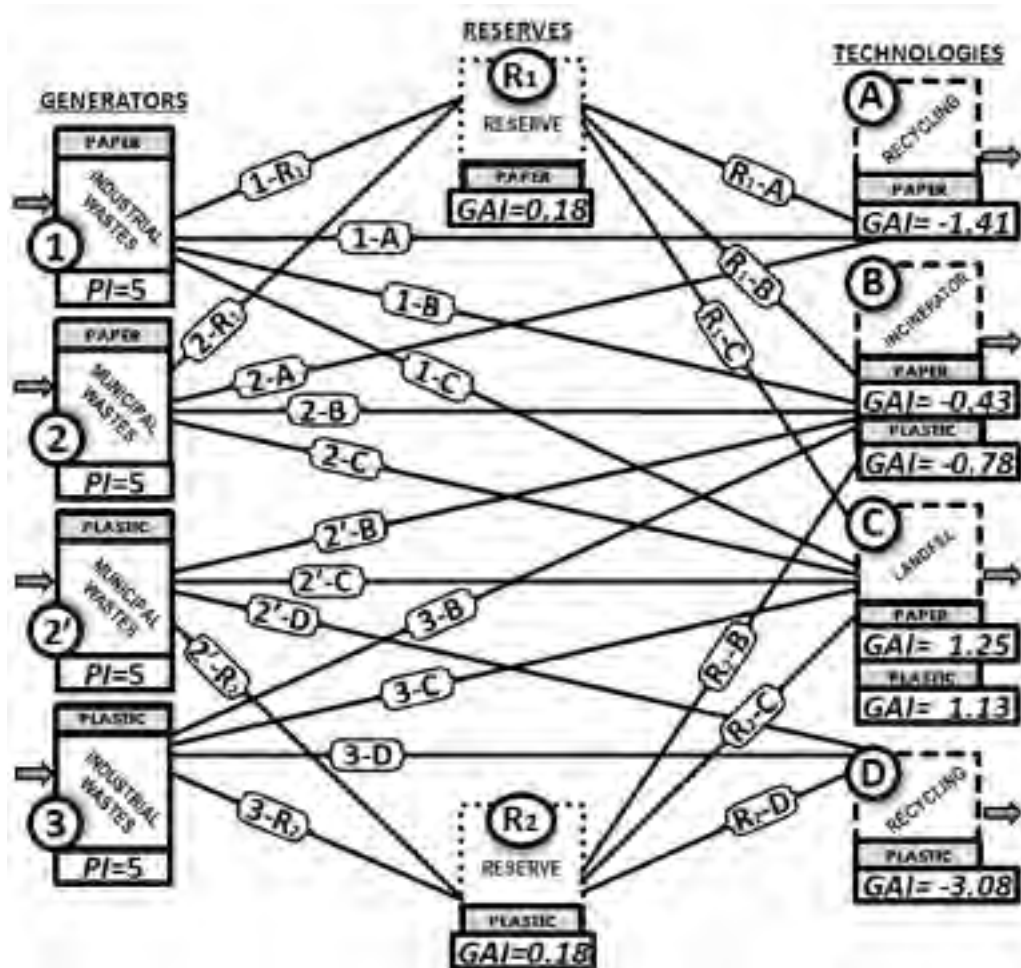


Figure 2 Global diagram of the system modelled in EPANET2.

The GAI values calculated previously correspond to the loads in the network for each of the available technologies. The lower the load is, the more the supplying of the technology will be facilitated. To assure the distribution of flows in the network, the general equation of the DWM (Equation 1) is used in EPANET2. The Roadway Congestion Index (RCI) must then be converted into the congestion factor of the road (Equation 6).

$$R = \frac{1}{RCI} \quad (6)$$

To establish the general equation of the DWM as used in the software, it was fixed that a decrease of 0.25 of R generates an increase of 25% of ΔI_T , and then that ΔI_T increases by 1% when the number of shipments double. Table 8 presents the reference values used.

Table 8 Reference values used to define ΔI_T

ΔI_T	L (km)	R (1/RCI)	Q (ship./month)	Transport
1.31	100	1.00	1	Truck
1.64 (1.31+25%)	100	0.75	1	Truck
1.32 (1.31+1%)	100	1.00	2	Truck
0.21	100	1.00	1	Train

The data in Table 8 allow then to express the general equation of the index loss (Equation 7) used in EPANET2. Because of the units conversions in the software (imperial system to international system), the index loss coefficient (α) becomes 3.52×10^{-5} for the transports by truck and 5.60×10^{-6} for the transports by train.

$$\Delta I_T = \alpha \cdot \frac{L}{R^{0.775}} \cdot Q^{0.014} \quad (7)$$

The simulation performed runs over a period of 10 months with a time step of one month. In ÉPANET2 one unit of load (GAI) corresponds to one meter high. For reasons of optimization of the transports, the flow unit corresponds to a full shipment (10 tons). The reserves of paper

and plastic have respectively capacities of 500 and 250 shipments with initial quantities of 300 and 75 shipments. To facilitate the supply of the reserves when their level is low and to facilitate their evacuation when they are high, the shape chosen in the software is a cylinder whose height is fixed to 1 m. Thus, to maintain an optimal level in Reserves, their *GAI* of 0.18 corresponds to a load of -0.32 when empty and of 0.68 when full.

5.4 Simulation Results

After modeling the system in EPANET2, the simulation allows studying the behavior of the network and to observe the influence of the *GAI* on the distribution of flows (Figure 3). The volumes of generated waste were randomly fixed in order to demonstrate the behavior of the network when it is subjected to diverse situations. In the graphs, the monochrome bars correspond to the waste of paper/cardboard and those with patterns correspond to waste of plastics (HDPE). For example, the distribution of the municipal waste generated (generator 2) during the first month is:

- 42 shipments (420 tons) of paper and cardboard wastes of are generated and sent towards the paper/paperboard recycling plant (28 shipments) and to the incinerator with energy recovery (14 shipments);
- 63 shipments (630 t) of plastic waste are generated and sent towards the plastic recycling plant (25 shipments) and to the incinerator with energy recovery (38 shipments).

For that same month, 43 shipments of paper and cardboard wastes are sent from Industry 1 towards the incinerator in order to feed it to its full capacity (95 shipments per month).

The results obtained demonstrate that by integrating the *GAI* into the *DWM* approach it is possible to assure a constant supply of the favorable technologies (paper/cardboard and plastic recycling, incinerator), to optimize the use of the reserves and to minimize the wastes sent towards the least favorable technologies (landfill). In spite of the strong fluctuations in the quantity of waste generated (3rd and 7th month), the distribution of flows in the network remains at equilibrium throughout the simulated period.

The effect of the index losses attributed to transportations is denoted in various places during the simulation (Figure 3). For example, the proximity assures that the reserve of paper is mainly fed by the Generator 1 (distance of 50 km, see Figure 1). Moreover, when the network is overloaded because of the large volumes generated (7th and 8th months, see Figure 3), the favorable ΔI_T of the transportations by train increases the fraction of wastes from the municipal sorting facility and sent towards the landfill. Concerning the global load of the network, which is represented by the load in the reserves, the simulation shows that the current system assures a constant flows distribution to the most favorable sectors (the two recycling facilities and the incinerator with energy recovery, see Figure 3), while maintaining the balance aimed by the load interval of the reserves (from 0,32 to 0,68).

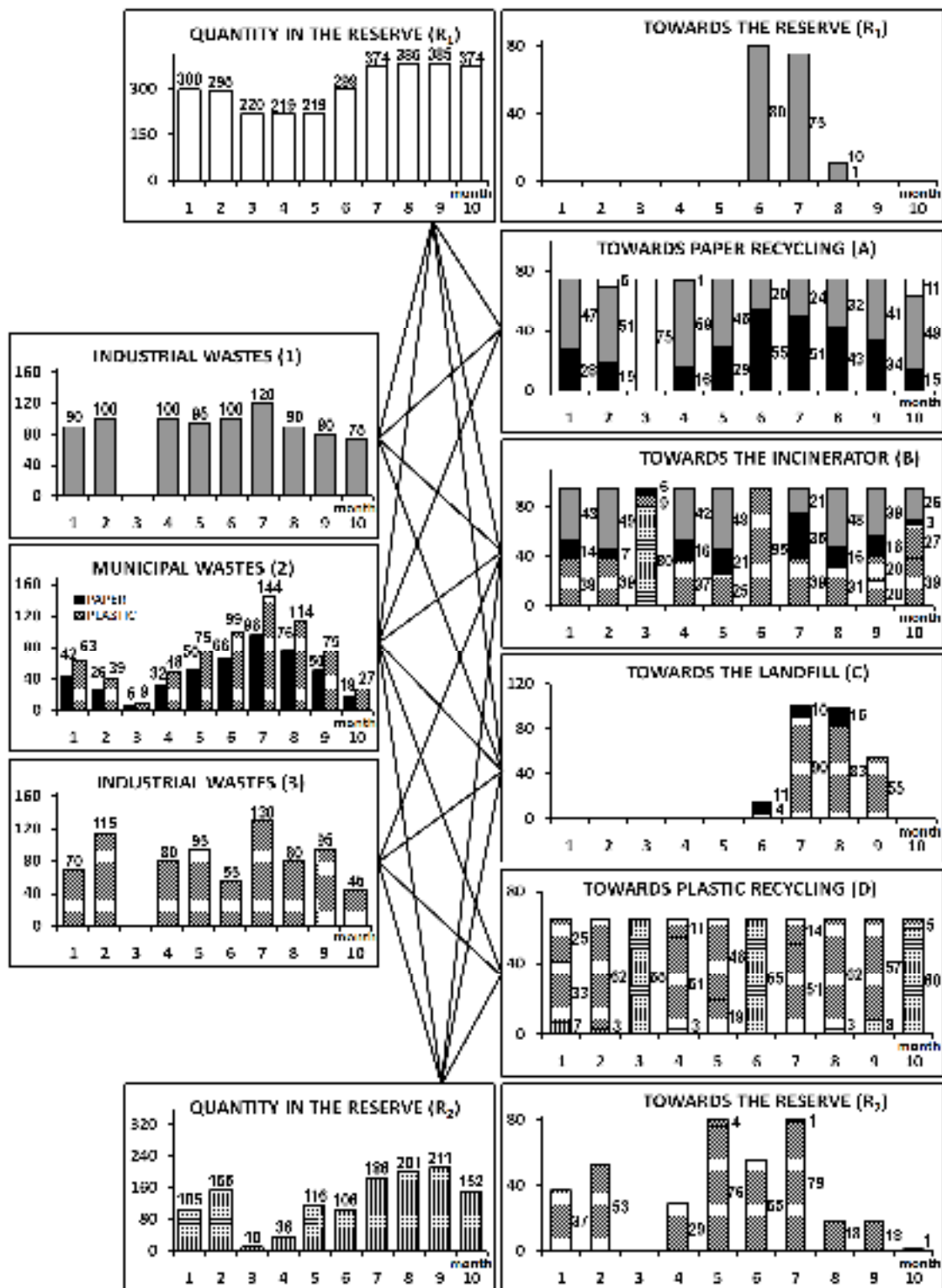


Figure 3 Network's flow distribution according to the global diagram (in shipments/month).

Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was conducted to study the behavior of the network when one of the poles of the sustainable development is prioritised (Figure 4). To achieve this, three simulations were performed by changing only the weight attributed to the social, economical and environmental aspects considered in the calculation of the *GAI*. To alleviate the article, the flow distribution graphs (similar to Figure 3) are not presented in the sensitivity analysis.

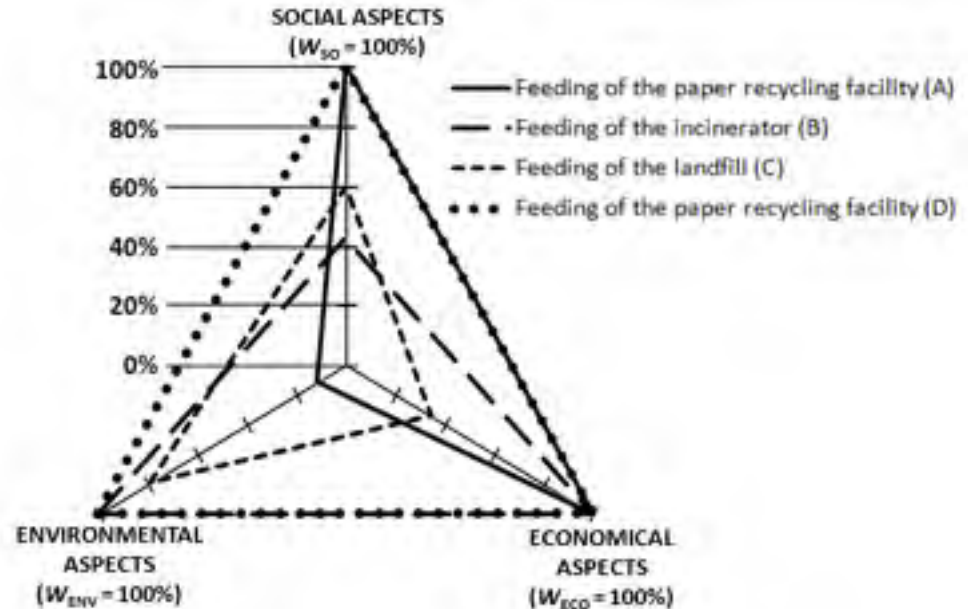


Figure 4 Feeding rates of the technologies based on the weight assigned.

The sensitivity analysis shows that the distribution of flows in the network is directly influenced by the weight of the three poles. In the example, when the distribution depends only on the social aspects ($W_{SO} = 100\%$), the flows are mainly directed towards the recycling or the reserves. For this scenario, the flows distribution generates an overload of the network during the 7th month. So, by discriminating the supplying of the technologies *B* and *C*, the reserves fills to full capacity and are no longer able to accept fluctuations in waste generated. Such a distribution would require an increase of the capacity of the reserves and the recycling facilities.

When performing the simulation according to the environmental aspects ($W_{ENV} = 100\%$), the flows distribution is done without causing overload because the balance of the system rests in part on the increased use of landfill. Moreover, due to the impacts associated with paper recycling, to the strong capacity of regeneration of wood and to the economy related to the substitution of natural gas, incineration is facilitated at the expense of paper recycling. Finally, when the simulation is based just on the economic aspects ($W_{ECO} = 100\%$), the flows distribution assures a constant supply of the favourable technologies and assures an adequate use of the reserves. However, this balance could shift if the cost of the technologies or the transportations undergoes strong variations.

6 Discussion

To assure a proper use of the *GAI*, a particular attention must be carried when completing the grid and when determining the conversion factors to bring the values under the chosen reference interval. Furthermore, the sensitivity of the parameters assures that the attributed weights (equations 2 and 3) must be based on a global analysis of the behavior of the system. An advantage of the approach is that it allows users to add or modify the parameters according to the environmental conditions and to the evolution of the system. On the other hand, these modifications must respect the dialogue between stakeholders.

To compare the environmental criteria, the use of a common unit facilitates the interpretation of results as well as the conversion into *GAI*. Currently, the software EASEWASTE is a well suited tool for measuring these criteria, because its use is focused specifically on waste management and the results can be converted into person equivalent (*PE*). However, other analysis tools, such as *LCA* calculation softwares, could help measure GAI_{env} .

Although the proposed approach is based on recognized mechanisms, it is important to note that the *GAI* are indicators and should not be interpreted as absolute units. Therefore, the application of the proposed approach has to be based on an objective assessment of the problem and the results obtained during the simulations must serve in a decision support context of only.

7 Conclusion

The example demonstrates that the *GAI* proved to be promising for the characterization of systems. The strength of this new characterization method arises because it is based on the principles of sustainable development, while offering a flexibility of use. Moreover, the sensitivity analysis demonstrated the influence of social, economical and environmental aspects of the *GAI* on the distribution of flows in the network. When combined with the *DWM*, the *GAI* allows an optimal distribution of flows, while minimizing the global load of the network. Besides the load attributed to the technologies, the index loss from transportations support an integrated and evolutionary management in agreement with the dynamic aspect of the studied systems. Although the approach is based on an accepted methodology, the implementation of such an approach must however be done in a context of decision-making support where values are used strictly as reference.

In order to consolidate the approach, the next step would be to study the behavior of real systems, even of different networks, using the *GAI*. For example, the *DWM* could allow a company to optimize its operations to reduce the various impacts generated. It would also be interesting to complete the approach by developing a methodology to allow decision-makers or users to determine the optimal geographical location of future facilities (territory management) and their optimal capacity.

To face the problems associated with growing volumes of waste, waste management should no longer be limited to the achievement of financial targets, but must seek a global minimization of social, economical and environmental impacts which influence the system. Through its systemic properties and its flexibility, the analysis by *GAI* represents a promising alternative in order to reduce the load attributed to waste management.

References

- Ascough I. J. C., H. R. Maier, J. K. Ravalico & M. W. Strudley. 2008. « Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making ». *Ecological Modelling*, vol. 219, n° 3-4, p. 383-399.
- Becker, D. R., C. C. Harris, W. J. McLaughlin & E. A. Nielsen. 2003. « A participatory approach to social impact assessment: The interactive community forum ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 23, n° 3, p. 367-382.
- Botteldooren, D., A. Verkeyn, B. De Baets & P. Lercher. 2006. « Fuzzy integrals as a tool for obtaining an indicator for quality of life ». In., p. 1065-1071. Coll. « IEEE International Conference on Fuzzy Systems ». Vancouver, BC, Canada: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Chang, N.-B., & E. Davila. 2007. « Minimax regret optimization analysis for a regional solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, n° 6, p. 820-832.
- Christensen, T. H., G. Bhandar, H. Lindvall, A. W. Larsen, T. Fruergaard, A. Damgaard, S. Manfredi, A. Boldrin, C. Riber & M. Hauschild. 2007. « Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 257-262.
- Diaz, R., & M. Warith. 2006. « Life-cycle assessment of municipal solid wastes: Development of the WASTED model ». *Waste Management*, vol. 26, n° 8, p. 886-901.
- EC. 2001. *Costs for Municipal Waste Management in the EU*. En ligne. Bruxelles (Belgique): Final Report to Directorate General Environment, European Commission, 79 p. <<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/eucostwaste.pdf>>. Consulté le 20 avril 2009.
- EC. 2008. *Progress on EU Sustainable Development Strategy*. Bruxelles (Belgique): European Commission, Secretariat General, 191 p.
- Ekvall, T., G. Assefa, A. Bjorklund, O. Eriksson & G. Finnveden. 2007. « What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 989-996.
- Eshet, T., O. Ayalon & M. Shechter. 2006. « Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 46, n° 4, p. 335-364.

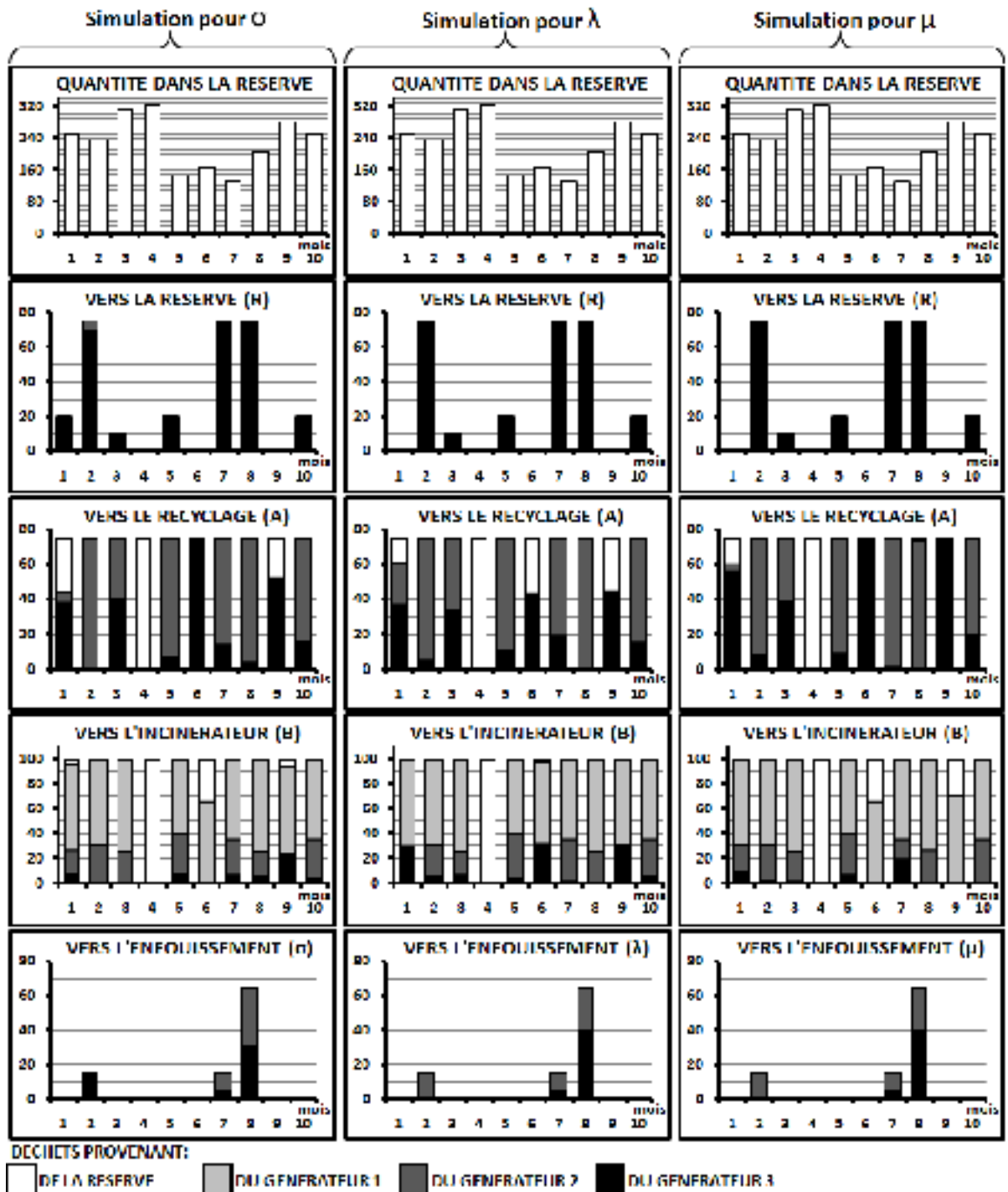
- ISO-14040. 2006. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. Genève (Suisse): Organisation internationale de normalisation.
- Kijak, R. & D. Moy. 2004. « A decision support framework for sustainable waste management ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 8, n° 3, p. 33-50.
- Maqsood, I., G. H. Huang & G. M. Zeng. 2004. « An inexact two-stage mixed integer linear programming model for waste management under uncertainty ». *Civil Engineering and Environmental Systems*, vol. 21, n° 3, p. 187-206.
- McDougall, F. R., P. R. White, M. Franke & P. Hindle. 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*, 2e éd.: Wiley-Blackwell, 544 p.
- Moberg, A., G. Finnveden, J. Johansson & P. Lind. 2005. « Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 231-240.
- Morrissey, A. J., & J. Browne. 2004. « Waste management models and their application to sustainable waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 297-308.
- Oliveira, L. B. & L. P. Rosa. 2003. « Brazilian waste potential: Energy, environmental, social and economic benefits ». *Energy Policy*, vol. 31, n° 14, p. 1481-1491.
- PNUE. 2005. *Urban Air Quality Management Toolkit*. En ligne. Nairobi (Kenya): United Nations Environment Programme (UNEP) & United Nations Human Settlement Programme (UN-HABITAT), 55 p.
<http://www.unep.org/urban_environment/PDFs/handbook.pdf>. Consulté le 20 avril 2009.
- Rojo, G., V. Laforest, M. Glaus, J. Bourgois & R. Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.
- Schmidt, J. H., P. Holm, A. Merrild & P. Christensen. 2007. « Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper ». *Waste Management*, vol. 27, n° 11, p. 1519-1530.
- Schrank, D. L. & T. J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.

US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. version 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division. <<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.

Vanclay, F. 2002. « Conceptualising social impacts ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22, no 3, p. 183-211.

ANNEXE IV

DISTRIBUTION DES FLUX DANS LE RÉSEAU (ARTICLE 3, SCÉNARIO 2)



BIBLIOGRAPHIE

- Ang, Wah-Khim, et Paul W. Jowitt. 2003. « Some observations on energy loss and network entropy in water distribution networks ». *Engineering Optimization*, vol. 35, n° 4, p. 375-389.
- Arena, U., M. L. Mastellone, F. Perugini et R. Clift. 2004. « Environmental assessment of paper waste management options by means of LCA methodology ». *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 43, n° 18, p. 5702-5714.
- Ascough Ii, J. C., H. R. Maier, J. K. Ravalico et M. W. Strudley. 2008. « Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making ». *Ecological Modelling*, vol. 219, n° 3-4, p. 383-399.
- Attar, Michèle 2008. *Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008*. Coll. « Avis et rapports du Conseil économique et social ». France: République Française, 140 p.
- Badri, M. A., A. K. Mortagy et C. A. Alsayed. 1998. « A multi-objective model for locating fire stations ». *European Journal of Operational Research*, vol. 110, n° 2, p. 243-60.
- BAPE. 1997. Déchets d'hier, ressources de demain. En ligne. Coll. « Le rapport d'enquête et d'audience publique ». Québec: Bibliothèque nationale du Québec, 504 p.
- Barbalace, Roberta C. . 2003. « The History of Waste ». En ligne. EnvironmentalChemistry <<http://EnvironmentalChemistry.com/yogi/environmental/wastehistory.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Barrie, Dennis, et Francesco Corsi. 2004. « Landfill, you're history ». En ligne. Green Futures. <<http://www.forumforthefuture.org/greenfutures/articles/602052>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Barton, J. R., I. Issaias et E. I. Stentiford. 2008. « Carbon - Making the right choice for waste management in developing countries ». *Waste Management*, vol. 28, n° 4, p. 690-698.
- Becker, Dennis R., Charles C. Harris, William J. McLaughlin et Erik A. Nielsen. 2003. « A participatory approach to social impact assessment: The interactive community forum ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 23, n° 3, p. 367-382.
- Berman, Oded, et Rongbing Huang. 2008. « The minimum weighted covering location problem with distance constraints ». *Computers and Operations Research*, vol. 35, n° 2, p. 356-372.

- Bjorklund, Anna, et Goran Finnveden. 2005. « Recycling revisited - Life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 44, n° 4, p. 309-317.
- Bogner, Jean, Riitta Pipatti, Seiji Hashimoto, Cristobal Diaz, Katarina Mareckova, Luis Diaz, Peter Kjeldsen, Suvi Monni, Andre Faaij, Gao Qingxian, Zhang Tianzhu, Abdelrafie Ahmed Mohammed, R. T. M. Sutamihardja et Robert Gregory. 2008. « Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation) ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 1, p. 11-32.
- Botteldooren, Dick, Andy Verkeyn, Bernard De Baets et Peter Lercher. 2006. « Fuzzy integrals as a tool for obtaining an indicator for quality of life ». In., p. 1065-1071. Coll. « IEEE International Conference on Fuzzy Systems ». Vancouver, BC, Canada: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Bovea, M. D., J. C. Powell, A. Gallardo et S. F. Capuz-Rizo. 2007. « The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, n° 4, p. 545-553.
- Bromley, P. 2001. « Taking energy management into the boardroom ». *Manufacturing Engineer*, vol. 80, n° 2, p. 55-58.
- CBOC. 2005. « Municipal Waste Generation ». In *Conference board of Canada*. En ligne. <<http://www.conferenceboard.ca/HCP/Details/Environment/municipal-waste-generation.aspx>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Chang, Ni-Bin, et Eric Davila. 2007. « Minimax regret optimization analysis for a regional solid waste management system ». *Waste Management*, vol. 27, n° 6, p. 820-832.
- Cheng, Steven, Christine W. Chan et Gordon H. Huang. 2003. « An integrated multi-criteria decision analysis and inexact mixed integer linear programming approach for solid waste management ». *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, vol. 16, n° 5-6, p. 543-554.
- Christensen, Thomas H., Gurbakhash Bhandar, Hanna Lindvall, Anna W. Larsen, Thilde Fruergaard, Anders Damgaard, Simone Manfredi, Alessio Boldrin, Christian Riber et Michael Hauschild. 2007. « Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 257-262.

- CMED. 1987. *Rapport Brundtland : Notre avenir à tous*. En ligne. Coll. « Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'ONU ». New York, USA, 318 p.
<http://fr.wikisource.org/wiki/Rapport_Brundtland>. Consulté le 20 avril 2009.
- Code de l'environnement. À jour au 22 mars 2007. En ligne. France: Textes juridiques relatifs au droit de l'environnement.
<http://www.ineris.fr/aida/?q=consult_doc/consultation/2.250.190.28.8.4295>.
Consulté le 20 avril 2009.
- Colebrook, Marcos, et Joaquin Sicilia. 2007. « A polynomial algorithm for the multicriteria cent-dian location problem ». *European Journal of Operational Research*, vol. 179, n° 3, p. 1008-1024.
- Costi, P., R. Minciardi, M. Robba, M. Rovatti et R. Sacile. 2004. « An environmentally sustainable decision model for urban solid waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 277-295.
- Cracknell, A. P. et A. V. Costas. 2008. «Editorial Comment - the Montreal Protocol ». *International Journal of Remote Sensing*. vol. 29, no. 19, p. 5455-5459.
- De Lima, Beatriz S. L. P., Maria C. M. Alves, Alexandre G. Evsukoff et Ian N. Vieira. 2008. « Municipal solid waste site location using a fuzzy logic approach ». In, PART 2. Vol. 5178 LNAI, p. 950-957. Coll. « Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics) ». Zagreb, Croatia: Springer Verlag.
- Deco, G., C. Schittenkopf et B. Schuermann. 1997. « Information Flow in Chaotic Symbolic Dynamics for Finite and Infinitesimal Resolution ». *International Journal of Bifurcations and Chaos in Applied Sciences and Engineering*, vol. 7, n° 1, p. 97-97.
- Denègre, Jean, et François Salgé. 2004. *Les systèmes d'information géographique*. Coll. « Que Sais-Je? », numéro 3122. Paris: Presses universitaires de France (Puf), 128 p.
- Diaz, Luis F. 2008. « The search for solutions to maximize waste diversion from landfills ». *Waste Management*, vol. 28, n° 5, p. 775-775.
- Diaz, R., et M. Warith. 2006. « Life-cycle assessment of municipal solid wastes: Development of the WASTED model ». *Waste Management*, vol. 26, n° 8, p. 886-901.
- EC. 2001. *Costs for Municipal Waste Management in the EU*. En ligne. Bruxelles (Belgique): Final Report to Directorate General Environment, European Commission, 79 p.

- EC. 2003. *Vers une stratégie thématique pour l'utilisation durable des ressources naturelles*. Bruxelles (Belgique): Commission des communautés européennes : Communication de la commission au conseil et au parlement européen, 32 p.
- EC. 2008. *Progress on EU Sustainable Development Strategy*. Bruxelles (Belgique): European Commission, Secretariat General, 191 p.
- Ekvall, Tomas, Getachew Assefa, Bj, Anna rklund, Ola Eriksson, G. Finnveden et ran. 2007. « What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 989-996.
- Emison, Gerald A. 1996. « Chaos theory, fuzzy logic and systems thinking: pathways to synergistic environmental management ». In., p. 12pp-12pp. Coll. « Proceedings of the Air Waste Management Association's Annual Meeting Exhibition ». Nashville, TN, USA: Air & Waste Management Assoc.
- Eriksson, O., M. Carlsson Reich, B. Frostell, A. Bjorklund, G. Assefa, J. O. Sundqvist, J. Granath, A. Baky et L. Thyselius. 2005. « Municipal solid waste management from a systems perspective ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 241-252.
- Erkman, Suren. 2004. *Vers une écologie industrielle*, 2e éd.: Charles Léopold Mayer, 251 p.
- Eshet, Tzipi, Ofira Ayalon et Mordechai Shechter. 2005. « A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling ». *Waste Management and Research*, vol. 23, n° 6, p. 487-504.
- Eshet, Tzipi, Ofira Ayalon et Mordechai Shechter. 2006. « Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 46, n° 4, p. 335-364.
- Fedra, K. 1999. « Urban environmental management: Monitoring, GIS, and modeling ». *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 23, n° 6, p. 443-457.
- Fernandez, J., P. Fernandez et B. Pelegrin. 2000. « A continuous location model for siting a non-noxious undesirable facility within a geographical region ». *European Journal of Operational Research*, vol. 121, n° 2, p. 259-74.
- Finnveden, G., ran, Bj, Anna rklund, Moberg, sa et Tomas Ekvall. 2007. « Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: Possibilities and limitations ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 263-269.
- Finnveden, Goran. 1999. « Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 26, n° 3-4, p. 173-187.

- Finnveden, Göran, et Tomas Ekvall. 1998. « Life-cycle assessment as a decision-support tool--the case of recycling versus incineration of paper ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 24, n° 3-4, p. 235-256.
- Finnveden, Goran, Jessica Johansson, Per Lind et Asa Moberg. 2005. « Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 1: General methodology and results ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 213-229.
- Frosch, Robert A., et Nicholas E. Gallopoulos. 1989. « Strategies for Manufacturing ». *Scientific American*, vol. 261, n° 3, p. 144-152.
- Garrod, Guy, et Ken Willis. 1998. « Estimating lost amenity due to landfill waste disposal ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 22, n° 1-2, p. 83-95.
- Gautam, A. K., et S. Kumar. 2005. « Strategic planning of recycling options by multi-objective programming in a GIS environment ». *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 7, n° 4, p. 306-16.
- Girling, Richard. 2005. *Rubbish!: (Dirt on our hands and crisis ahead)*, Première édition. Londre (Angleterre): Eden Project Books, 389 p.
- Guidotti, Tee L., et Sheila Abercrombie. 2008. « Aurum: A case study in the politics of NIMBY ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 6, p. 582-588.
- Guo, P., G. H. Huang et Y. P. Li. 2008. « Interval stochastic quadratic programming approach for municipal solid waste management ». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 7, n° 6, p. 569-579.
- Harrison, Kenneth W., Robert D. Dumas, Eric Solano, Morton A. Barlaz, E. Downey Brill Jr et S. Ranji Ranjithan. 2001. « Decision Support Tool for Life-Cycle-Based Solid Waste Management ». *Journal of Computing in Civil Engineering*, vol. 15, n° 1, p. 44-58.
- He, Bo, Chao Yang et Ming-Ming Ren. 2007. « A fuzzy multi-objective programming for optimization of reverse Logistics for Solid Waste through genetic algorithms ». In. Vol. 3, p. 416-420. Coll. « Proceedings - Fourth International Conference on Fuzzy Systems and Knowledge Discovery, FSKD 2007 ». Haikou, China: Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc.
- Higgs, Gary. 2006. « Integrating multi-criteria techniques with geographical information systems in waste facility location to enhance public participation ». *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 2, p. 105-117.

- Ibenholt, Karin, et Henrik Lindhjem. 2003. « Costs and Benefits of Recycling Liquid Board Containers ». *Journal of Consumer Policy*, vol. 26, n° 3, p. 301-325.
- ISO-14040. 2006. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. Genève (Suisse): Organisation internationale de normalisation.
- Jagielska, I. 1998. « Hybrid rough sets/neural network approach to the development of a decision support system ». In. Vol. vol.1, p. 24-8. Coll. « 1998 IEEE International Joint Conference on Neural Networks Proceedings. IEEE World Congress on Computational Intelligence (Cat. No.98CH36227) ». New York, NY, USA: IEEE.
- Johansson, Per-Olov. 1993. *Cost-benefit analysis of environmental change*. Royaume-Uni: Cambridge University Press, 246 p.
- Joos, Carabias, Winistoerfer et Stucheli. 1999. « Social aspects of public waste management in Switzerland ». *Waste Management*, vol. 19, p. 417-425 .
- Karadimas, Nikolaos V., Katerina Papatzelou et Vassili G. Loumos. 2007. « Optimal solid waste collection routes identified by the ant colony system algorithm ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 2, p. 139-147.
- Karagiannidis, Avraam, et Nicolas Moussiopoulos. 1998. « A model generating framework for regional waste management taking local peculiarities explicitly into account ». *Location Science*, vol. 6, n° 1-4, p. 281-305.
- Karavezyris, Vassilios, Klaus-Peter Timpe et Ruth Marzi. 2002. « Application of system dynamics and fuzzy logic to forecasting of municipal solid waste ». *Mathematics and Computers in Simulation*, vol. 60, n° 3-5, p. 149-158.
- Kijak, Robert, et David Moy. 2004. « A decision support framework for sustainable waste management ». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 8, n° 3, p. 33-50.
- Kirkeby, Janus T., Harpa Birgisdottir, Trine Lund Hansen, Thomas H. Christensen, Gurbakhash Singh Bhandar et Michael Hauschild. 2006. « Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE ». *Waste Management and Research*, vol. 24, n° 1, p. 3-15.
- Kollikkathara, Naushad, Huan Feng et Eric Stern. 2009. « A purview of waste management evolution: Special emphasis on USA ». *Waste Management*, vol. 29, n° 2, p. 974-985.
- Korhonen, Jouni, Lasse Okkonen et Ville Niutanen. 2004. « Industrial ecosystem indicatorsdirect and indirect effects of integrated waste- and by-product management and energy production ». *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 6, p. 162-173.

- Lahdelma, Risto, Pekka Salminen et Joonas Hokkanen. 2002. « Locating a waste treatment facility by using stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria ». *European Journal of Operational Research*, vol. 142, n° 2, p. 345-356.
- Leao, Simone, Ian Bishop et David Evans. 2004. « Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions ». *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 28, n° 4, p. 353-385.
- Ljunggren Soderman, Maria. 2003. « Including indirect environmental impacts in waste management planning ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 38, n° 3, p. 213-241.
- Loi n° 75-633, France. 1975. *Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux*. À jour au 17 décembre 2004. En ligne. France : Assemblée nationale et Sénat.
- Loi n° 92-646. France. 1992. *Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement*. À jour au 21 septembre 2007. En ligne. France : Assemblée nationale et Sénat
- Loi L.R.Q., chapitre Q-2. Québec. 1999. *Loi sur la qualité de l'environnement*. À jour au 15 avril 2009. En ligne. Québec : Éditeur officiel du Québec.
- Maqsood, I., Gordon H. Huang et G. M. Zeng. 2004. « An inexact two-stage mixed integer linear programming model for waste management under uncertainty ». *Civil Engineering and Environmental Systems*, vol. 21, n° 3, p. 187-206.
- McDougall, Forbes R., Peter R. White, Marina Franke et Peter Hindle. 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*, 2e éd.: Wiley-Blackwell, 544 p.
- MDDEP. 2000. *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*. À jour au 30 septembre 2000. En ligne. Gazette officielle du Québec <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/politique-mat-res-98-08.pdf>. Consulté le 20 avril 2009.
- MDDEP. 2007. *Stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013*. En ligne. Coll. « Bibliothèque et Archives nationales du Québec ». Gouvernement du Québec, 87 p.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers et W.W. Behrens. 1972. *Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. New York City, USA: Universe Books.
- MEDD. 2004. *Plan national de prévention de la production de déchets*. En ligne. Paris: Ministère responsable de l'écologie et du développement durable, 31 p.

- MEEDDAT. 2007. *Rapport de l'atelier intergroupe Déchets*. En ligne. Le Grenelle de l'Environnement, 38 p.
- Melachrinoudis, Emanuel, et Zaharias Xanthopoulos. 2003. « Semi-obnoxious single facility location in Euclidean space ». *Computers and Operations Research*, vol. 30, n° 14, p. 2191-2209.
- Minciardi, Riccardo, Massimo Paolucci, Michela Robba et Roberto Sacile. 2008. « Multi-objective optimization of solid waste flows: Environmentally sustainable strategies for municipalities ». *Waste Management*, vol. 28, n° 11, p. 2202-2212.
- Minck, G. H. 1995. « Creating platforms for environmental technology development ». In., p. 9. Coll. « Proceedings of the 1995 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment ISEE (Cat. No.95CH35718) ». New York, NY, USA: IEEE.
- Moberg, sa, G. Finnveden, ran, Jessica Johansson et Per Lind. 2005. « Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 231-240.
- Morrissey, A. J., et J. Browne. 2004. « Waste management models and their application to sustainable waste management ». *Waste Management*, vol. 24, n° 3, p. 297-308.
- Neves, Jose, et Paulo Cortez. 1997. « Artificial neural network - genetic based approach for time series forecasting ». In., p. 9-13. Coll. « Proceedings of the Brazilian Symposium on Neural Networks, SBRN ». Goiania, Brazil: IEEE Comp Soc.
- Ni-Bin, Chang, et Y. L. Wei. 2000. « Siting recycling drop-off stations in urban area by genetic algorithm-based fuzzy multiobjective nonlinear integer programming modeling ». *Fuzzy Sets and Systems*, vol. 114, n° 1, p. 133-49.
- Nunez, Marlon, Rafael Morales et Francisco Triguero. 2002. « Automatic discovery of rules for predicting network management events ». *IEEE Journal on Selected Areas in Communications*, vol. 20, n° 4, p. 736-745.
- Oliveira, Luciano Basto, et Luiz Pinguelli Rosa. 2003. « Brazilian waste potential: Energy, environmental, social and economic benefits ». *Energy Policy*, vol. 31, n° 14, p. 1481-1491.
- ONU. 1989. *Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement*. Résolution 44/228. Assemblée générale, 4 p.
- ONU. 1992. *Action 21*. En ligne. Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED). <<http://www.un.org/french/ga/special/sids/agenda21/>>. Consulté le 20 avril 2009.

- ONU. 1998. *Protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. En ligne. Organisation des Nations Unies, 24 p.
- ONU. 2000. *Nous, les peuples : le rôle des Nations Unies au XXI^e siècle*. Coll. « L'Assemblée du millénaire », A/54/2000. Assemblée générale (Rapport du Secrétaire général), 64 p.
- ONU. 2002. *Sommet de Johannesburg*. Coll. « Rapport du Sommet mondial pour le développement durable ». New-York, USA, 198 p.
- ONU. 2009. Kyoto protocol: Status of ratification. Last modification: 14 January 2009. Organisation des Nations Unies. 11 p.
- Petersen, Ann Kristin, et Birger Solberg. 2005. « Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: A review of micro-level analyses from Norway and Sweden ». *Forest Policy and Economics*, vol. 7, n° 3, p. 249-259.
- Petts, Judith. 2000. « Municipal waste management: Inequities and the role of deliberation ». *Risk Analysis*, vol. 20, n° 6, p. 821-832.
- Plochl, Clemens, Wolfgang Wetzler et Arne Ragonig. 2008. « Clean development mechanism: An incentive for waste management projects? ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 1, p. 104-110.
- PNUE. 1972. « Déclaration finale de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement ». In. Stockholm: Programme des Nations Unies pour l'environnement. <<http://new.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?DocumentID=97&ArticleID=1503&l=fr>>. Consulté le 20 avril 2009.
- PNUE. 2005. *Urban Air Quality Management Toolkit*. En ligne. Nairobi (Kenya): United Nations Environment Programme (UNEP) & United Nations Human Settlement Programme (UN-HABITAT), 55 p.
- PNUE. 2008. « Capacity Development : Empowering People and Institutions ». *Annual Report 2008* (New York, USA). p. 40.
- Rahardyan, B., T. Matsuto, Y. Kakuta et N. Tanaka. 2004. « Resident's concerns and attitudes towards Solid Waste Management facilities ». *Waste Management*, vol. 24, n° 5, p. 437-451.
- Rathje, William L , et Cullen Murphy. 1992. *Rubbish!: The Archaeology of Garbage*. HarperCollins Publishers, 250 p.

- Recyc-Québec. 2002. *Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Gouvernement du Québec, 31 p.
- Recyc-Québec. 2007a. *Bilan 2006 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. Gouvernement du Québec, 28 p.
- Recyc-Québec. 2007b. *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel au Québec 2006-2007*. Gouvernement du Québec, 110 p.
- Rees, William. 1996. « Revisiting carrying capacity: area-based indicators of sustainability ». *Population and Environment*, vol. 17, p. 195-215.
- Rees, William, et Mathis Wackernagel. 1996. « Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable - and why they are a key to sustainability ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 16, n° 4-6, p. 223-248.
- Reinhardt, Tim, Ulf Richers et H. Suchomel Horst. 2008. « Hazardous waste incineration in context with carbon dioxide ». *Waste Management and Research*, vol. 26, n° 1, p. 88-95.
- Rojo, Gabriel 2007. « La gestion intégrée des matières résiduelles : revue des outils favorisant l'écologie industrielle ». *Déchets, sciences et techniques. Revue francophone d'écologie industrielle*, vol. 47, p. 12-16.
- Rojo, Gabriel, Valérie Laforest, Mathias Glaus, Jacques Bourgois et Robert Hausler. 2008. « Dynamic Waste Management (DWM): A new step towards Industrial Ecology ». In (2-4 june). p. 541-550. Coll. « International Conference on Waste Management and the Environment IV ». University of Granada: The Wessex Institute of Technology.
- Salhofer, Stefan, Felicitas Schneider et Gudrun Obersteiner. 2007. « The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. S47-S57.
- Sasao, Toshiaki. 2004. « An estimation of the social costs of landfill siting using a choice experiment ». *Waste Management*, vol. 24, n° 8, p. 753-762.
- Schmidt, Jannick H., Peter Holm, Anne Merrild et Per Christensen. 2007. « Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper ». *Waste Management*, vol. 27, n° 11, p. 1519-1530.
- Schrank, David L., et Timothy J. Lomax. 1996. *Urban Roadway Congestion 1982 to 1993*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 252 p.
- Schrank, David L., et Timothy J. Lomax. 2007. *The 2007 urban mobility report*. Coll. « Research Report ». Texas, USA: Texas Transportation Institute 138 p.

- Skovgaard, M., K. Ibenholt et T. Ekvall. 2007. *Nordic guideline for cost-benefit analysis of waste management.*: Nordic Council of Ministers, 128 p.
- SMDD. 2002. « Les progrès réalisés depuis le Sommet planète Terre ». En ligne. p. 3-5. <<http://www.un.org/french/events/wssd/pages/kit2f.pdf>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Sundkvist, Asa, Annmari Jansson, Asa Enefalk et Pia Larsson. 1999. « Energy flow analysis as a tool for developing a sustainable society - A case study of a Swedish island ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 25, n° 3-4, p. 289-299.
- Tavares, G., Z. Zsigraiova, V. Semiao et M. G. Carvalho. 2009. « Optimisation of MSW collection routes for minimum fuel consumption using 3D GIS modelling ». *Waste Management*, vol. 29, n° 3, p. 1176-1185.
- Thomas, Bernie, et Forbes McDougall. 2005. « International expert group on life cycle assessment for integrated waste management ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 321-326.
- UNEP. 2006. « Handbook for the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer ». International Treaties for the Protection of the Ozone Layer. 7e edition, 474 p.
- US-EPA. 2004. The Resource Conservation Challenge (RCC) : A year of progress. Coll. « Annual Report 2002 - 2003 ». Washington, DC (USA): Office of Solid Waste and Emergency Response, 32 p.
- US-EPA. 2008. *EPANET2*, version. version 2.00.12. Logiciel disponible en ligne. Environmental Protection Agency: Water Supply and Water Resources Division. <<http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html>>. Consulté le 20 avril 2009.
- Vanclay, Frank. 2002. « Conceptualising social impacts ». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22, n° 3, p. 183-211.
- Verhoef, E. V., J. A. van Houwelingen, G. P. J. Dijkema et M. A. Reuter. 2006. « Industrial ecology and waste infrastructure development: A roadmap for the Dutch waste management system ». *Technological Forecasting and Social Change*, vol. 73, n° 3, p. 302-15.
- Vittes, M. E., P. H. Pollock Iii et S. A. Lilie. 1993. « Factors contributing to NIMBY attitudes ». *Waste Management*, vol. 13, n° 2, p. 125-129.

- Wackernagel, Mathis, et J. David Yount. 1998. « The ecological footprint: An indicator of progress toward regional sustainability ». In, 1-2. Vol. 51, p. 511-529. Coll. « Environmental Monitoring and Assessment ». Albany, NY, USA: Kluwer Academic Publishers.
- Wang, F. S., A. J. Richardson et F. A. Roddick. 1996. « SWIM - a computer model for solid waste integrated management ». *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 20, n° 4-5, p. 233-246.
- WasteOnline. 2004. « History of waste and recycling information sheet : Chronology of Waste ».
<<http://www.wasteonline.org.uk/resources/InformationSheets/HistoryofWaste.htm>>. Consulté le 20 avril 2009.
- WCED. 1987. *Brundtland Report : Our Common Future*. New York, USA: Oxford University Press, 318 p.
- Wilson, David C. 2007. « Development drivers for waste management ». *Waste Management and Research*, vol. 25, n° 3, p. 198-207.
- Winkler, J., et Bernd Bilitewski. 2007. « Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management ». *Waste Management*, vol. 27, n° 8, p. 1021-1031.
- Woodward, Donald. 1985. « "Swords into ploughshares" : recycling in pre-industrial England ». In *Economic History Review*, 2e série. Vol. 38, p. 175-191. Blackwell Publishers.
- Woolridge, Anne, Anne Morrissey et Paul S. Phillips. 2005. « The development of strategic and tactical tools, using systems analysis, for waste management in large complex organisations: A case study in UK healthcare waste ». *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 44, n° 2, p. 115-137.
- WRI, PNUE, PNUD. 1994. *World Resources 1994-95: A Guide to the Global Environment*. New York, USA: Oxford University Press, 400 p.
- WRI, PNUE, PNUD, World Bank. 2008. *World Resources 2008: Roots of Resilience - Growing the Wealth of the Poor*. Washington DC, USA: World Resources Institute, 277 p.
- Zhao, Sheng, Zizhen Li et Wenlong Li. 2005. « A modified method of ecological footprint calculation and its application ». *Ecological Modelling*, vol. 185, n° 1, p. 65-75.