

Mieux vivre avec nos déchets

**LA
GESTION
DES
DÉCHETS
SOLIDES
MUNICIPAUX
ET
LA
SANTÉ
PUBLIQUE**

**COMITÉ
DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE
DU QUÉBEC (CSE)**

INSPO - Montréal



3 5567 00000 3852

9.60
5.2

Mieux vivre avec nos déchets

**LA
GESTION
DES
DÉCHETS
SOLIDES
MUNICIPAUX
ET
LA
SANTÉ
PUBLIQUE**

**COMITÉ
DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE
DU QUÉBEC (CSE)**

© Tous droits réservés
Comité de santé environnementale (C.S.E.)
du Québec

Dépôt légal : 4^e trimestre 1993
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN : 2-921261-16-2

Auteurs et remerciements

Les auteurs veulent exprimer leur gratitude à tous les collaborateurs qui ont participé à l'élaboration de ce document, particulièrement aux consultants externes qui ont bénévolement offert leur contribution et au personnel de bureau de l'unité de Valleyfield de la Direction régionale de la santé publique de la Montérégie pour leur soutien indéfectible. Nous remercions aussi madame Diane Deschamps (Ville de Montréal), monsieur Yves Normandin (B.F.I.), monsieur Pierre Fabi (MENVIQ) et madame Michèle Bélanger (MSSS) pour leurs commentaires sur une version antérieure de ce document. Les commentaires du réseau de santé publique et de certains organismes environnementaux ont aussi été des plus utiles. Enfin, il nous faut souligner la collaboration des fonctionnaires du MENVIQ et d'Environnement Canada qui nous ont grandement facilité l'accès aux documents pertinents.

Coordination et intégration des textes

M. Marcel Bélanger, M.D., Santé publique de la Montérégie

Auteurs

M. Denis Belleville, M.D., Santé publique de la Montérégie

M. Jean-François Bibeault, M. Sc. Env., consultant externe

Mme Catherine Commandeur, M.D., M.Sc. Toxicologie, Santé publique de Montréal centre

Mme Suzanne H. Fortin, M.D., Santé publique de Lanaudière

Mme Sylvie Lessard, M. Env., Santé publique de Québec

Mme Marie-Claude Messely, M.D., C.S.P.Q. Santé publique de Québec

M. Patrick Polan, M. Env., Santé publique de l'Estrie

Collaborateurs aux textes

M. Daniel G. Bolduc, biologiste M. Env., Comité de santé environnementale du Québec

M. Pierre Gosselin, M.D., M.P.H., Santé publique de Québec

M. Pierre Lainesse, M. Sc. Env., Santé publique Chaudière-Appalaches

M. Normand Richer, M. Sc. Toxicologie, Santé publique Montréal centre

M. Jean-Marc Viau, B. Sc. Biochimie, consultant externe

Participants au groupe de travail

M. Serge Carignan, M. Sc. Env., Université du Québec à Montréal

Mme Hélène Dupont, M.D., Santé publique de l'Outaouais

M. Benoit Gingras, M.D., Santé publique Chaudière-Appalaches

M. Jean-François Léonard, Ph.D., Université du Québec à Montréal

LE COMITÉ DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC

Le Comité de santé environnementale du Québec (CSE) est mandaté par le comité conjoint des directions régionales de santé publique des régions régionales de la Santé et des Services sociaux et par le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec pour canaliser et catalyser les énergies des directions régionales de santé publique sur certains objectifs et dossiers communs en santé environnementale. Le CSE cherche à faciliter la concertation entre le réseau de la santé publique et les partenaires externes sur les problèmes prioritaires d'envergure provinciale. L'objectif général des travaux du CSE est de diminuer l'exposition des personnes aux contaminants de l'environnement, et de préserver des habitats sains pour nos sociétés actuelles et nos descendants. Le CSE est formé de 14 représentants provenant de différentes régions du Québec, sous la présidence du docteur Pierre Gosselin. Le présent document en est un de consensus réalisé par plusieurs experts du réseau de la santé publique, supportés par divers consultants externes provenant des universités, des ministères et du monde municipal. Il n'engage cependant que leurs auteurs, et ne représente pas nécessairement la position officielle des organismes auxquels ils sont affiliés.

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BSQ : Bureau de la statistique du Québec
BAPE : Bureau d'audiences publiques sur l'environnement du Québec
BPC : Biphényles polychlorés
CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement
CLSC : Centres locaux de services communautaires
CSE : Comité de santé environnementale du Québec
CSST : Commission de la santé et de la sécurité du travail
CTQ : Centre de toxicologie du Québec
CUM : Communauté urbaine de Montréal
CAP : Centre anti-poison du Québec
DGSP : Direction générale de la santé publique du MSSS
DRSP : Direction régionale de la santé publique
EPA : Environmental Protection Agency (USA)
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
MRC : Municipalités régionales de comté
MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MENVIQ : Ministère de l'Environnement du Québec, devenu en janvier 1994 le Ministère de l'Environnement et de la Faune
MSSS : Ministère de la Santé et des Services sociaux
OMS : Organisation mondiale de la santé
ONG : Organisations non-gouvernementales

Préambule

Soucieux d'apporter une réflexion positive de santé publique sur la gestion des déchets, le Comité de santé environnementale du Québec (CSE) a voulu dans ce document, non seulement exposer les faits et les évidences connus concernant les implications de santé publique de la gestion des déchets au Québec, mais également estimer les impacts moins connus des nouveaux modes de gestion par rapport à notre gestion traditionnelle.

La problématique actuelle de la gestion des déchets comporte un impact psychosocial, par la création de tensions et de conflits au sein des communautés concernées. Nous en sommes au point où l'on peut se demander si l'agitation autour des dossiers locaux de gestion des déchets n'outrepasse pas les risques réels de contamination de la population.

En essayant de donner l'heure juste sur les impacts de santé connus des divers modes de gestion des déchets, nous espérons éclairer le débat afin de prévenir les impacts sociaux évitables, mais aussi proposer un cadre de compréhension de la gestion des déchets qui soit utile aux décideurs et à ceux que la problématique concerne. Nous poussons la réflexion jusqu'à proposer une stratégie de gestion qui, d'après nous, est la plus à même de contrôler les risques à la santé connus de la gestion des déchets.

Les recommandations présentées en conclusion sont adressées aux divers paliers gouvernementaux concernés et devront être considérées comme des pistes d'actions pour contrer les impacts sur la santé tant physique que psychosociale associés à la gestion des déchets.

Nous espérons que le contenu du document donnera au lecteur une meilleure compréhension des risques auxquels la gestion des déchets expose les populations et favorisera une approche éclairée plus positive et préventive par les décideurs et les citoyens concernés.

Enfin, il est important de signaler que les connaissances et les techniques de gestion des déchets évoluent très rapidement, de telle sorte que la qualité première du scénario de gestion des déchets devra toujours être sa polyvalence et sa souplesse. Il ne faudra donc pas considérer notre stratégie et nos recommandations comme un absolu, mais bien plus comme une description des objectifs à atteindre, les méthodes devant continuellement s'adapter aux nouvelles réalités et à chaque cas particulier.

Pierre Gosselin, m.d.
Président
Comité de santé environnementale du Québec

Sommaire

Les intervenants de santé publique sont de plus en plus souvent impliqués dans les débats publics sur la gestion des déchets. Le Comité de Santé Environnementale (CSE) du Québec considère nécessaire de prendre position sur les principes qui devraient guider les décideurs quant au respect de la santé publique lors du choix d'une stratégie de gestion des déchets.

A partir de caractérisations récentes de nos déchets et d'une revue de la littérature sur les modes de traitement et d'élimination actuels, le document identifie les impacts sur la santé publique de la gestion actuelle des déchets solides municipaux, cherche à estimer leur importance relative, et propose une stratégie réaliste pour minimiser les effets sur la santé.

Outre les quantités démesurées de déchets que notre société produit, l'analyse de la problématique met en évidence le fait que certaines catégories de déchets, comme les déchets dangereux domestiques (DDD), sont prioritaires en terme d'interventions pour la protection de la santé publique. La participation de citoyens bien informés aux processus décisionnels de gestion des déchets devient de plus en plus une nécessité, non seulement pour éviter les impacts sociaux en informant la population, mais aussi pour promouvoir la réduction de la quantité et du degré de danger des déchets solides municipaux.

Les résidus et déchets solides générés représentaient en 1990, d'après le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), environ 7,22 millions de tonnes, dont 5,4 millions de tonnes sont éliminées à 90 % par l'enfouissement, le reste étant incinéré. Théoriquement une gestion intégrée optimale permettrait de récupérer 70 à 90 % de ces déchets, lesquels pourraient ainsi éviter l'étape problématique de l'élimination.

Depuis 1978 seulement, la société québécoise se préoccupe de l'élimination de ses déchets, ce qui explique que, malgré des normes de plus en plus strictes, nos déchets sont encore éliminés dans des lieux d'enfouissement sanitaire (LES) qui ne répondent que rarement à l'ensemble des normes actuelles. Tout au plus, certains sites sont dotés d'un équipement de collecte et de traitement de leurs effluents liquides, souvent inadéquats. Or les lixiviats (eaux des sites s'écoulant par gravité) sont très contaminés et constituent indubitablement la cause dominante de pollution des eaux de surface ou de la nappe phréatique par les lieux d'enfouissement sanitaire. Les biogaz produits par la décomposition des déchets enfouis pourraient aussi porter atteinte à la santé suite à leur dispersion atmosphérique.

En conséquence, si on persiste à enfouir les déchets comme on le fait maintenant, avec leur portion de déchets domestiques dangereux et de putrescibles, chaque lieu d'enfouissement sanitaire devrait répondre aux normes les plus strictes d'enfouissement de déchets dangereux.

L'incinération qui prend charge d'environ 10 % de nos déchets, produit et disperse des contaminants extrêmement dangereux et persistants notamment les dioxines et les furannes, et détruit irréversiblement des ressources secondaires réutilisables. Les cendres récoltées par les systèmes d'épuration des fumées sont des déchets dangereux qu'il faudra traiter comme tels. Cependant l'incinération présente l'avantage d'être plus facile à surveiller et à contrôler par l'utilisation de techniques s'adaptant aux normes de plus en plus sévères d'émissions atmosphériques.

Bien que les évaluations scientifiques concluent généralement à un risque peu significatif d'atteinte à la santé publique par les émissions atmosphériques des incinérateurs qui seraient conformes aux normes actuelles, nous croyons que l'incinération est un dernier choix écologique qu'il faut limiter à des situations géographiques et économiques particulières.

L'élimination, quelle que soit la technique utilisée, contamine l'environnement et détruit les ressources. En définitive, les meilleures solutions de saine gestion des déchets sont un ensemble de mesures qui visent à réduire la production de déchets, limitant au minimum le recours à l'élimination. Ce type de gestion, qu'on qualifie d'intégrée, priorise le recours à la réduction de production des déchets à la source, ensuite au réemploi des objets réutilisables, au recyclage ou ré-usinage des objets ayant terminé leur cycle d'utilisation et enfin à la valorisation qui récupère de toutes les façons possibles les matériaux ou l'énergie des résidus n'ayant pu trouver une voie plus intéressante. Ce type de gestion qu'on appelle souvent les 3R-V est conforme aux principes du développement durable, car il évite de puiser à nouveau dans la nature les matières premières ainsi récupérées, en diminuant dans tous les cas la pollution et l'énergie nécessaires à la production de quantités équivalentes de matériaux vierges. De plus, on croit généralement que la récupération générerait plus d'emplois qu'elle n'en abolirait dans la production du matériau vierge, ce qui n'est certes pas négligeable dans le contexte économique actuel.

Quelles que soient les options de gestion choisies, toute stratégie de saine gestion des déchets devrait reposer sur la séquence **tri à la source, collecte sélective, tri secondaire et traitement des déchets dangereux et putrescibles, avant la remise en marché des récupérables**. L'élimination sera, dans tous les cas, maintenue au minimum.

Le document met en valeur les possibilités d'un modèle de collecte sélective éprouvé, de type sec/humide/dangereux pour atteindre les objectifs élémentaires d'une saine gestion des déchets, tout en pavant la voie au recours aux 3R-V avant l'élimination finale sécuritaire.

Nos interprétations des faits nous conduisent en conclusion à émettre une série de recommandations jugées utiles à l'implantation à court et à moyen termes d'une gestion des déchets au Québec qu'on qualifie de saine, c'est-à-dire de nature à minimiser les impacts directs ou psychosociaux de la gestion des déchets.

Table des matières

Page

Auteurs et remerciements	i
Préambule	iii
Sommaire	iv
Table des matières	vii
Liste des tableaux	xii
Introduction	1
Chapitre 1 - État de situation sur la gestion des déchets	5
1.1 Caractérisation des déchets	7
1.1.1 Limites d'estimation de la composition des déchets	7
1.1.2 Les déchets produits	9
1.1.3 Les déchets dangereux domestiques	14
1.2 Composantes psychosociales de la gestion des déchets	16
1.2.1 Le phénomène «Pas dans ma cour»	17
1.2.2 Les déterminants de la perception du risque	18
1.2.3 État de la situation actuelle	19
1.3 Conclusion	20
Bibliographie	23
Chapitre 2 - L'incinération et la santé publique	25
2.1 Bilan de la situation actuelle	27
2.2 Les émissions atmosphériques	28
2.2.1 Caractérisation	28
2.2.2 Toxicité des émissions atmosphériques	32
2.2.3 L'exposition de la population	34
2.2.4 Les risques à la santé	34
2.3 Les cendres	36
2.3.1 Caractérisation	36
2.3.2 Toxicité des cendres	38
2.3.3 L'exposition de la population	40
2.3.4 Les risques à la santé	41

2.4	L'incinération optimale	42
2.4.1	Le choix du site	42
2.4.2	Technologie optimale d'incinération des déchets solides	43
2.4.3	La gestion des cendres	45
2.5	Conclusion	45
	Bibliographie	46
	Chapitre 3 - L'enfouissement et la santé publique	49
3.1	Bilan de la situation actuelle	51
3.2	Les vecteurs de contamination des lieux d'enfouissement sanitaire.	54
3.2.1	Les eaux de lixiviation	54
3.2.2	Les biogaz	58
3.2.3	Contamination des sols	61
3.3	Les risques à la santé	62
3.3.1	Les risques associés aux eaux de lixiviation	62
3.3.2	Les risques associés aux biogaz	64
3.4	L'enfouissement optimal	68
3.4.1	Conditions hydrogéologiques du lieu d'enfouissement	68
3.4.2	La gestion des lixiviats	70
3.4.3	Le traitement des biogaz	71
3.5	Conclusion	72
	Bibliographie	75
	Chapitre 4 - La réduction des déchets (3R-V) et la santé publique	79
4.1	La réduction à la source	82
4.2	Le réemploi	86
4.2.1	Définition et notions de base	86
4.2.2	Le tri et la collecte	87

4.2.3	Un exemple : le verre	87
4.2.4	Impacts sur la santé publique	89
4.3	Le recyclage	89
4.3.1	Définition et notions de base	89
4.3.2	Le tri et la collecte	91
4.3.3	Quelques exemples	95
4.3.4	Impacts sur la santé publique	99
4.4	La valorisation	100
4.4.1	Définition et notions de base	100
4.4.2	La valorisation énergétique	101
4.4.3	La valorisation de matières	102
4.4.4	Le compostage	103
4.5	Conclusion	108
	Bibliographie	111
 Chapitre 5 - Stratégie de saine gestion des déchets		117
5.1	Constats de santé publique	119
5.2	Interventions prioritaires	120
5.3	Scénario d'implantation d'une saine gestion des déchets	121
5.4	Autres mesures de mitigation des impacts de santé publique	122
5.4.1	Les déchets organiques de table et de cour (putrescibles-humides)	123
5.4.2	Les papiers-cartons	124
5.4.3	Le verre	125
5.4.4	Les plastiques	125
5.4.5	Les déchets métalliques ferreux et non ferreux	127
5.4.6	Les déchets dangereux et spéciaux	127
5.4.7	Les matériaux secs	128
5.4.8	Autres	129

5.5	L'élimination	129
5.5.1	L'incinération	130
5.5.2	L'enfouissement	130

5.6	Conclusion	131
------------	-----------------------------	------------

Conclusion et recommandations	133
--	------------

Annexes

1-	Liste des 47 catégories de matériaux et de leurs déchets types	139
2-	Provenance, composition, destination et modes d'élimination des déchets domestiques au Québec	143
3-	Paramètres hydrogéologiques d'infiltration des sols	149
4-	Les traitements des effluents de lieux d'enfouissement sanitaire	153
5-	Documents promotionnels du projet pilote de la ville de Guelph (Ontario)	157
6-	Normes québécoises concernant les émissions atmosphériques des incinérateurs et le rejet des effluents des lieux d'enfouissement sanitaire	165

Liste des tableaux

1.1	Résidus et déchets solides générés, récupérés et éliminés au Québec en 1990	11
1.2	La composition moyenne des déchets au Québec selon le secteur de production	12
1.3	Composition des déchets domestiques par catégorie selon différentes municipalités et agglomérations	13
1.4	Liste des produits domestiques dangereux habituels	15
2.1	Lignes directrices établies par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement pour les émissions de quatre contaminants à la cheminée des incinérateurs	30
2.2	Émissions prévues de 11 contaminants provenant d'incinérateurs exploités conformément aux lignes directrices du Conseil canadien des ministres de l'Environnement pour les quatre contaminants indiqués au tableau 2.1	31
2.3	Analyse des contaminants relevés dans les cendres lourdes et les cendres volantes d'un incinérateur	38
3.1	Population desservie et quantité de déchets traités selon les méthodes d'élimination	52
3.2	Méthodes d'enfouissement des déchets	53
3.3	Contamination bactérienne des effluents de quatre lieux d'enfouissement sanitaire	55
3.4	Dépassements flagrants des paramètres physico-chimiques du lixiviat brut dans quatre sites vérifiés	56
3.5	Caractérisation des déchets organiques d'un lieu d'enfouissement sanitaire	58
3.6	Exemple d'une courbe de génération du biogaz d'un lieu d'enfouissement sanitaire de 1 500 tonnes par jour pendant 50 ans	59
3.7	Composition typique du biogaz émis par un lieu d'enfouissement sanitaire	60
3.8	Concentrations maximales des composés organiques volatils dans l'air ambiant des lieux d'enfouissement californiens	61
3.9	Résumé des effets néfastes sur la santé associés aux substances toxiques potentiellement présentes dans la composition du biogaz	65

3.10	Effets sur la santé associés à l'émission de gaz d'un lieu d'enfouissement sanitaire.	67
4.1	Consommation énergétique par utilisation pour un contenant de boisson de 12 onces	88
4.2	Gains environnementaux de l'utilisation de matériau recyclé par rapport au matériau vierge	91

INTRODUCTION

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) décrit le déchet comme étant «quelque chose que son propriétaire ne veut plus, en un certain lieu et à un certain moment et qui n'a plus de valeur commerciale courante ou perçue» (1). La notion même de déchet est relative dans l'espace et dans le temps; le déchet d'aujourd'hui peut fort bien être une ressource en un autre lieu ou à un autre moment.

La production de déchets est une conséquence liée à toute activité vitale, et notre consommation occidentale effrénée produit des quantités et une variété de déchets jamais égalées. Si par le passé des gains de santé publique majeurs ont été réalisés par la simple collecte des ordures ménagères, essentiellement organiques à l'époque, nos déchets actuels font apparaître des problèmes nouveaux et beaucoup plus complexes.

Les déchets originant de la production des biens de consommation sont de loin les plus problématiques par leur quantité et leur nature; par exemple, la masse des déchets miniers de l'extraction du fer seulement représente, à elle seule, dix fois la masse des déchets solides générés par la collectivité aux États-Unis en 1990 (2). Et que dire des déchets chimiques toxiques de l'industrie des dérivés du pétrole ou de ceux de l'industrie nucléaire?

Au Québec, la responsabilité de gérer les déchets de post-consommation échoit aux municipalités, sous un certain contrôle réglementaire de l'état. Les citoyens, de plus en plus sensibilisés aux impacts sur l'environnement de la consommation actuelle par les médias ou les groupes de pression, sont souvent mal informés. Le phénomène «pas dans ma cour» est né. Des contradictions surgissent : en même temps qu'on exige une consommation de plus en plus grande, on voudrait diminuer la production de déchets à éliminer. Malgré tout, les municipalités doivent prendre des décisions dans un contexte où personne ne souhaite payer le prix financier ou environnemental de la gestion écologique et durable de ces résidus de consommation. Or, dans l'argumentation qui se déroule lors des processus décisionnels de gestion des déchets, il est un aspect particulièrement délicat pour le décideur : les impacts de santé publique appréhendés du mode de gestion à favoriser.

S'il est relativement facile de prouver la toxicité de ce qui émane d'un déchet éliminé (par incinération ou enfouissement), il est pratiquement impossible de prouver un impact de santé et son lien de cause à effet. On croit néanmoins que la pollution est responsable, en partie du moins, de l'accroissement des cancers ou de l'asthme, notamment. Il n'est guère possible non plus de calculer les impacts sociaux d'un projet implanté dans une population donnée, pas plus d'ailleurs que de calculer les impacts sociaux positifs de l'activité économique générée. Et les décideurs doivent trancher, malgré et avec toutes ces incertitudes, se faire une opinion

INTRODUCTION

et agir souvent à l'encontre de groupes d'intérêts (promoteurs, industries, etc.) ou de groupes de pression (écologistes) qui ont le plus souvent des arguments valables, quelquefois promus avec émotivité.

Il ne faut pas oublier que le processus décisionnel lui-même, dans le dossier de gestion des déchets, peut engendrer un impact social ou laisser des séquelles dans une communauté donnée.

La problématique de la gestion des déchets solides municipaux est d'abord liée aux quantités et à la nature de ceux-ci, mais également à une perception sociale très négative de leur infrastructure de gestion. La caractérisation des déchets et une revue de littérature des risques connus de l'enfouissement et de l'incinération apportent quelques lumières sur les failles des modes de gestion actuels et identifie les catégories de déchets les plus susceptibles de polluer l'environnement lors de leur élimination.

Les techniques de gestion font de plus en plus appel à la gestion intégrée qui repose sur la réduction et la récupération (réemploi-recyclage-valorisation). Les risques pour la santé de ces techniques moins conventionnelles de gestion sont estimés globalement à partir des principes du développement durable. La réflexion conduit à proposer une stratégie de gestion des déchets solides municipaux qui réduirait les risques pour la santé. Nous soumettons quelques recommandations aptes à favoriser l'implantation de modèles de saine gestion des déchets qui recourent à des politiques et à des incitatifs économiques sans lesquels le consensus social serait difficile, en raison de l'augmentation probable des coûts.

Bien qu'ils puissent être considérés comme les plus problématiques, les déchets industriels, les déchets biomédicaux et enfin les boues d'usine d'épuration ne seront couverts qu'accessoirement par le document.

Nous voulons offrir une perspective de santé publique qui constitue, parmi d'autres, un critère socialement important lors du choix de modes de gestion des déchets. Nous croyons que les principes de santé publique dont nous faisons ici la promotion peuvent s'arrimer à la volonté politique favorisant l'atteinte d'un consensus social pour solutionner définitivement ce problème.

INTRODUCTION

Bibliographie

- 1- BERTOLINI, G. 1990. *Le marché des ordures, économie et gestion des déchets ménagers*. Éd. L'Harmattan, collection «Environnement» : 196.
- 2- YOUNG, J.E. 1991. *Discarding the throwaway society*. Worldwatch Institute, World Paper 101 : 45.

Chapitre 1

État de situation sur la gestion des déchets

ÉTAT DE SITUATION

La connaissance de la production et de la composition des déchets demeure préalable à leur gestion rationnelle, tant du point de vue de la santé publique que de l'environnement.

Cette section tente de faire une synthèse sur le sujet à partir des données disponibles auprès des ministères responsables et de diverses études réalisées au Québec et ailleurs.

La nécessité de connaître les déchets apparaît d'ailleurs comme une condition essentielle à l'élaboration d'une gestion intégrée, en permettant de révéler le potentiel de réduction à la source, de réemploi, de recyclage, de valorisation des matières ou de l'énergie et d'estimer les besoins d'élimination. Cette connaissance des déchets présuppose une clarification quant à son statut. Le déchet constitue l'ensemble des matières non désirées, compte tenu des capacités de production actuelles et des préférences des individus.

Cette relativité dans la définition est non seulement temporelle mais aussi spatiale. Le réflexe de se débarrasser au loin d'un objet non désiré constitue un réflexe vieux comme le monde et le phénomène «pas dans ma cour» (PDMC) n'est qu'une réactualisation de ce réflexe ancestral.

Toutefois, trois facteurs principaux différencient la situation actuelle de la situation passée :

- la place de plus en plus importante que prend l'hygiène publique en tant que valeur sociale fondamentale, et l'émergence d'une éthique environnementale;
- la densification de la population, de plus en plus élevée dans les villes, et la rareté des espaces libres;
- la complexité et la multiplication des produits non dégradables à court terme.

Ces trois facteurs nous incitent aujourd'hui à gérer de façon plus adéquate nos déchets, et nous verrons à quelle problématique le modèle de gestion choisi devra répondre.

1.1 Caractérisation des déchets

1.1.1 Limites d'estimation de la composition des déchets

Nous retiendrons la typologie suivante qui permet de classer les déchets selon leur source de production.

ÉTAT DE SITUATION

De façon générale, le terme «déchets solides municipaux» regroupe les déchets domestiques ou résidentiels, les déchets municipaux, les déchets institutionnels, les déchets commerciaux et industriels, les déchets de démolition et d'excavation et les autres déchets, notamment les pneus et les boues de station d'épuration dont la siccité (pourcentage en poids des matériaux solides) est supérieure à 20 % (2).

Les déchets domestiques sont composés des ordures ménagères courantes, des déchets encombrants tels les réfrigérateurs, et des déchets domestiques dangereux. Les déchets municipaux sont constitués des résidus provenant de l'entretien des rues, des parcs et autres infrastructures sous la responsabilité des municipalités. Les déchets institutionnels sont produits principalement par les écoles et les hôpitaux. Les déchets commerciaux regroupent les déchets issus des activités de bureau à caractère commercial, des petits et des grands commerces, incluant les centres commerciaux et le secteur de l'alimentation. Les déchets industriels sont les rejets des activités de production des divers types d'industries, gérés par les municipalités dans le cas qui nous préoccupe.

Un nouveau concept promu par le ministère de l'Environnement du Québec dans des projets de règlements récents veut que l'on donne un statut temporaire de «résidu» à l'ensemble des déchets solides municipaux, entre le moment de la collecte et celui où l'on procède à une récupération des matières secondaires. Le terme «déchet» ne serait alors attribué qu'à la fraction destinée à l'élimination. Le même concept s'appliquerait aux déchets dangereux, d'abord définis comme matières dangereuses.

Actuellement les données disponibles les plus fiables sont celles qui proviennent de la collecte régulière des déchets domestiques, car cette collecte est généralement sous contrôle direct ou indirect des municipalités. Pour les autres types de déchets, seules quelques études nous permettent de dresser un profil sommaire de la production. En ce qui a trait à la composition de chaque catégorie de déchets produits, il s'avère encore plus difficile d'obtenir des données fiables.

Il est possible d'obtenir un portrait révélateur de la composition des déchets à partir de certaines méthodes d'échantillonnage. A cet effet, deux méthodes permettent de connaître les catégories de déchets produits.

La première méthode consiste à sélectionner des échantillons de déchets à partir des véhicules se rendant sur les lieux d'élimination, plus particulièrement aux lieux d'enfouissement sanitaire

ÉTAT DE SITUATION

(LES). Cette méthode est relativement simple, mais elle peut parfois empêcher de distinguer la part des déchets domestiques ou résidentiels de la part des déchets commerciaux (3). De plus, le broyage des déchets par les bennes des véhicules de collecte limite la possibilité de bien identifier les diverses catégories de déchets. Ces déchets, une fois broyés, se mélangent et échangent de l'humidité entre eux. Le poids respectif des déchets par catégorie est alors faussé.

La seconde méthode consiste à effectuer un échantillonnage à partir d'une collecte directement chez les citoyens. Cette collecte doit évidemment respecter un certain nombre de conditions d'échantillonnage, comme la représentativité des ménages. Les déchets, une fois collectés, sont pesés par catégorie. Cette méthode facilite le classement des déchets en plusieurs sous-catégories.

Traditionnellement, les catégories qui étaient retenues aux fins de caractérisation des déchets étaient au nombre de six à dix. Les besoins de catégorisation visaient surtout à établir la relation entre le poids des déchets et leur volume, de même que leur valeur calorifique.

Par exemple, il est utile de connaître l'évolution des plastiques au sein des déchets, puisque ces derniers ont un volume plusieurs fois supérieur à leur poids, ce qui a pour effet d'affecter la durée de vie d'un LES, alors que la connaissance du pouvoir calorifique des déchets permet d'identifier leur potentiel de valorisation énergétique lorsqu'ils sont brûlés. Cette valorisation énergétique permet d'amortir une partie des coûts très élevés d'investissement et d'opération des installations. Une abondance de papiers et cartons ou de plastiques signifie pour les opérateurs des incinérateurs un potentiel de récupération de l'énergie dont la valeur commerciale n'est pas négligeable.

Cependant, le développement d'une approche axée sur la gestion intégrée des déchets implique une connaissance plus fine des types de déchets, puisque les particularités des produits constituent des facteurs essentiels à la commercialisation des divers types de déchets sous la forme de ressources secondaires. Les études récentes ont tendance à établir un profil des déchets à partir d'un grand nombre de catégories. D'après la littérature, le nombre à peu près optimal serait de l'ordre d'une quarantaine de catégories (4). Pour chacune de ces catégories, il est alors possible d'estimer le potentiel de réduction, de réemploi, de recyclage et de valorisation. La caractérisation plus précise s'avère nécessaire dès qu'on envisage une gestion véritablement intégrée de nos déchets (voir annexe 1).

ÉTAT DE SITUATION

1.1.2 Les déchets produits

Au Québec, les données relatives à la production totale des déchets demeurent des approximations à cause des différentes techniques d'échantillonnage et des diverses estimations utilisées, comme cela a été souligné précédemment.

La production des déchets demeure sujette à de fortes variations; elle est dépendante de la taille de la municipalité, des caractéristiques socio-économiques des ménages, de la superficie des terrains, et des saisons.

D'après les données disponibles, on peut estimer la production totale de déchets solides municipaux au Québec à environ une tonne métrique par habitant par année, soit près de 3 kg par jour par habitant, pour plus de 7,2 millions de tonnes en 1990. Selon les données les plus récentes analyses par le MENVIQ sur l'ensemble des déchets par matière, par provenance et selon le mode d'élimination actuel (voir le tableau 1.1 et l'annexe 2), on constate que l'élimination par enfouissement est encore le mode de gestion dominant des déchets, avec 90 % du total. La récupération prend charge de 1,55 million de tonnes de résidus, dont la plus grande part est constituée de déchets de production industrielle ou des métaux de carcasses automobiles. L'incinération traiterait environ 530 000 tonnes, dont 25 à 35 % de la masse sera ultimement enfouie dans des lieux d'enfouissement sous forme de cendres.

Les collectes sélectives municipales ne récupèrent donc que 100 000 tonnes alors que la récupération commerciale ou industrielle prend charge de 1,45 million de tonnes. On peut estimer que les collectes sélectives municipales réalisent actuellement au Québec un taux de diversion (déchets récupérés / déchets récupérés et éliminés) moyen de moins de 2 % des déchets solides municipaux, alors que les collectes sélectives actuellement les plus performantes atteindraient un taux de diversion de 10 % (voir chapitre 4.3.2).

ÉTAT DE SITUATION

Tableau 1.1
Résidus et déchets solides produits, récupérés¹ et éliminés
au Québec en 1990² (en tonnes métriques)

Matières récupérées par collecte sélective municipale	97 000
Matières récupérées par collecte commerciale et industrielle	1 456 000
Résidus verts récupérés et compostés	15 000
Résidus éliminés dans les incinérateurs municipaux ³	413 000
Matériaux secs éliminés dans les lieux d'enfouissement ⁴	800 000
Autres déchets solides éliminés dans les lieux d'enfouissement	4 438 000
Total des résidus solides produits	7 219 000

Source : Modifié d'après un tableau de la Direction de la récupération - recyclage du MENVIQ, 1992, non publié (27).

- 1 Quantités de matières récupérées de toutes provenances (municipalité, commerces, institutions et industries), pour fins de recyclage :
- | | | | |
|--------------------------|------------------|-----------|-----------------|
| Papier/carton | : 418 000 tonnes | Verre | : 40 000 tonnes |
| Métaux ferreux | : 960 000 tonnes | Plastique | : 24 000 tonnes |
| Métaux non ferreux | : 104 000 tonnes | Pneus | : 7 000 tonnes |
| TOTAL : 1 553 000 tonnes | | | |

De façon générale, les quantités de matières récupérées et stockées chez les récupérateurs (verre, pneus, etc.) dans l'attente de marché, n'ont pas été incluses. Les quantités récupérées pour fins de réemploi (bouteilles, barils, palettes de bois, pneus rechapés, etc.) ne sont pas incluses étant donné le manque d'informations fiables. La quantité réelle de matières récupérées et donc de résidus générés au Québec est donc supérieure aux données présentées ici.

- 2 Données représentatives pour l'année civile 1990, compilées à l'aide d'enquêtes auprès des propriétaires de lieux d'enfouissement sanitaire (quantités éliminées en 1990) et des récupérateurs et recycleurs du Québec (quantités récupérées en 1991). Les matériaux récupérés par collecte sélective municipale sont estimés à l'aide de données représentatives des principaux programmes en place. Les données sont en tonnes métriques et arrondies au millier de tonnes près.

Les différences significatives avec les données d'août 1987 (840 000 tonnes récupérées sur 6 501 000 tonnes générées) sont dues principalement à une réévaluation à la hausse des quantités de métaux récupérés (ajout de 593 000 tonnes), à une augmentation des quantités de papier/carton récupérés (ajout de 122 000 tonnes) et à une meilleure évaluation des quantités récupérées par collecte sélective municipale (voir annexe 2).

- 3 Sans les cendres qui sont incluses dans les déchets éliminés dans les lieux d'enfouissement sanitaire.
- 4 Éliminés dans des dépôts de matériaux secs et certains lieux d'enfouissement sanitaire.

ÉTAT DE SITUATION

Selon Morin, à partir de sources diverses, près de 34,5 % de la masse des déchets est constituée de déchets domestiques ou résidentiels, 30,8 % de déchets commerciaux et institutionnels, 20,7 % de déchets industriels et 14 % de déchets non caractérisés (5).

Au tableau suivant, la composition des déchets est présentée en huit grandes catégories.

Tableau 1.2
La composition moyenne des déchets au Québec
selon le secteur de production (en pourcentage du poids humide)

CATÉGORIE	DOMESTIQUE	COMMERCIALE *	INDUSTRIELLE	TOTALE
Papiers/cartons	28,0	41,5	13,7	25,3
Verres	13,1	4,9	6,4	7,4
Métaux ferreux	7,2	21,9	6,3	10,5
Métaux non ferreux	1,2	3,0	1,0	1,6
Plastiques	9,6	5,6	1,6	5,4
Pneus	1,5	---	0,6	0,6
Putrescibles	27,2	14,7	11,3	17,8
Non caractérisé	12,2	8,3	59,1	31,3
Total	100,0	100,0	100,0	100,0

Source : Modifié d'après Morin, G. 1992. *Provenance, composition, destination et modes d'élimination des déchets domestiques au Québec*. Tableaux de données comptabilisées en 1987.

* Les déchets institutionnels sont inclus.

Ces données provenant de sources différentes, il faut être prudent quant à leur interprétation. De plus, dans le tableau 1.2, on devrait également considérer les déchets de construction et d'excavation, qui dans certains cas peuvent être relativement importants. Une étude de Serrener Consultation inc. réalisée à Montréal au site du Centre de traitement et d'élimination des déchets (Carrière Miron) a révélé que les déchets de démolition étaient équivalents au tiers des déchets résidentiels, et que la terre excavée aurait représenté à elle seule les deux tiers de la masse des déchets résidentiels(6).

Notons que la production des déchets est en progression au Canada et au Québec, à l'instar des autres pays occidentaux(7), bien qu'elle semble relativement stable dans certaines

ÉTAT DE SITUATION

régions. Cette tendance suit l'évolution générale des revenus et des habitudes de consommation des ménages.

La composition des déchets varie selon la taille des municipalités et les caractéristiques socio-économiques locales; à titre d'exemple, on présente dans le tableau 1.3 quelques données recensées dans diverses municipalités québécoises, qui mettent en évidence des variations locales de la composition des déchets.

Tableau 1.3
Composition des déchets domestiques par catégorie
selon différentes municipalités et agglomérations
(en pourcentage)

Catégorie	Municipalité*	Régie**	Laval	CUQ	Mtl
Papiers/cartons	26-30	31,9	36,9	32,2	31,2
Verre	11	4,4	4,3	7,5	6,1
Plastiques	11	7,3	8,8	8,1	6,5
Métaux ferreux	5,5	4,8	5,9	6,0	3,7
Métaux non-ferreux	1,2	---	0,4	0,8	0,7
Bois	2,1-2,3	6,3	3,6	2,4	2,3
Matériaux putrescibles	30-31	27,2	32,2	32,2	33,8
Autres	12-13	18,1	7,9	10,7	15,6

Sources : Bureau des délégués spécial, 1990; GRAIGE-UQAM, 1990; Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal.

Mtl : Montréal

CUQ : Communauté Urbaine de Québec

* Municipalité type avec une population de 20 000 à 60 000 habitants

** Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal

Ces grandes catégories, qui répondent à un profil rapide de la production et de la composition des déchets, ne sont pas suffisamment précises pour éclairer la décision quant à l'adoption d'objectifs clairs de récupération (10).

ÉTAT DE SITUATION

Comme il a été souligné précédemment, il faut donc établir un bilan plus précis. Des études de composition plus détaillées sont nécessaires afin de mieux identifier le potentiel de récupération et de valorisation des déchets d'une part, et le potentiel de risque d'autre part (4).

Des études plus détaillées permettraient notamment d'identifier les déchets qui posent des problèmes pour la santé, tels les déchets domestiques dangereux.

1.1.3 Les déchets dangereux domestiques

Les déchets dangereux les plus courants que l'on retrouve dans les déchets solides municipaux (de provenance domestique ou des petits producteurs industriels, commerciaux ou institutionnels) sont les huiles à moteur, les solvants, les peintures, les autres produits chimiques et liquides, les piles électriques et les batteries d'auto.

Le tableau 1.4 énumère les produits domestiques courants qui doivent être considérés comme dangereux. Les substances ainsi catégorisées ont des propriétés toxiques, explosives ou corrosives capables de générer des effets nocifs sur l'environnement et la santé.

Dans son rapport, la Commission Charbonneau estime de 0,5 à 1 % la proportion de déchets dangereux retrouvés dans nos lieux d'enfouissement sanitaire (14). Cependant, les lieux d'enfouissement sanitaire plus anciens ont pu recevoir des quantités significatives de déchets dangereux de provenance industrielle, commerciale ou institutionnelle. Cela signifie qu'un site comme le CTED (Carrière Miron) avec ses 34 millions de tonnes de déchets solides municipaux pourrait contenir de 170 000 à 340 000 tonnes de déchets dangereux.

Les seules caractérisations québécoises disponibles sont issues de campagnes de collecte par dépôt volontaire, qui collectent ce que les gens perçoivent comme dangereux, soit les peintures, huiles ou solvants principalement. Ce type de données n'est pas représentatif qualitativement de l'ensemble des déchets dangereux domestiques, ni bien sûr quantitativement, puisque trop parcellaires. Une autre étude récente estime à 2,7 % la fraction des déchets solides municipaux qui serait des déchets dangereux de petits producteurs industriels, commerciaux ou institutionnels, dans une communauté industrielle albertaine (26).

ÉTAT DE SITUATION

Le tableau suivant énumère les résidus domestiques qui devraient être considérés comme dangereux et caractérisés comme tels.

Tableau 1.4
Liste des produits domestiques dangereux habituels

<p>Dans la cuisine :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Nettoyeurs (casseroles, vitres, fours, drains) . Cires (planchers, meubles) . Aérosols divers . Insecticides 	<p>Dans le garage :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Essence . Diesel . Antigél . Huiles (moteur, transmission, freins) . Liquide pour pare-brise . Cires . Batteries
<p>Dans la salle de bain :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Nettoyeurs (baignoire, céramique, toilette) . Désinfectants . Lotions, crèmes . Médicaments 	<p>Dans le jardin :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Engrais . Herbicides . Insecticides . Fongicides . Raticides . Produits d'entretien pour la piscine
<p>Dans l'atelier :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Peintures (à l'huile, au latex) . Apprêts (bouche-pores, antirouille) . Vernis . Huiles . Nettoyeurs . Décapants . Diluants . Solvants . Préservatifs pour le bois . Colles 	<p>Dans la maison en général :</p> <ul style="list-style-type: none"> . Solvants pour nettoyage à sec . Naphtaline . Produits de développement photographique . Piles électriques

Source : Adapté du Programme de collecte de déchets domestiques dangereux de la Ville de Mercier. Laidlaw. (1992). Non publié.

L'étude réalisée par le projet pilote de Guelph en Ontario, donne une meilleure estimation des déchets dangereux domestiques. Cette étude est basée sur une caractérisation rigoureuse des déchets collectés de quelques 565 résidences engagées à un tri à la source pour une collecte de type sec/humide. Malgré des démarches personnalisées de sensibilisation combinées à l'accès à un dépôt de déchets dangereux, la caractérisation a révélé que 16,5 % des

ÉTAT DE SITUATION

échantillons de déchets domestiques contenaient des ampoules électriques, 11,8 % des aérosols et 6,5 % des batteries. Par ailleurs, 1,3 % des déchets contenait des liquides chimiques ou nettoyeurs, 0,8 % contenait des solvants, 0,5 % des combustibles ou des huiles et 2,8 % des peintures, généralement séchées. Des médicaments ont été retrouvés dans 2,8 % des échantillons. Au total, on a retrouvé 0,3 % de la masse et 1,9 % du volume total en déchets dangereux, malgré la disponibilité d'un dépôt de déchets domestiques dangereux (16). On doit dire que le fait de considérer, par exemple, les ampoules électriques comme déchets domestiques dangereux pour des raisons de sécurité rend difficile l'interprétation des données quantitatives de ce rapport. D'autre part, il s'agissait d'un quartier strictement résidentiel sans les commerces et institutions qui sont des petits producteurs très significatifs de déchets dangereux susceptibles de se retrouver dans les LES.

Quoiqu'il en soit, une portion des déchets solides municipaux sont des déchets dangereux. À moins de traitement d'élimination ou de stabilisation spécifique, il est clair que les déchets solides municipaux dangereux se retrouvent dans un centre d'élimination, en position de pouvoir exprimer leur potentiel dangereux. Volatilisés, décomposés en sous-produits ou lixiviant directement, ils sont une cause évidente de pollution environnementale lors de leur élimination.

De nombreuses questions demeurent sans réponse concernant la quantité, la nature et le devenir de ces déchets domestiques dangereux. Les bois traités, les ampoules électriques, les recouvrements asphaltés de toiture, les cannettes sous pression et tous les contenants même vides de matières dangereuses doivent-ils être classifiés comme dangereux? Quel serait alors leur traitement? De toute façon, la démarche d'intervention devra débuter par un tri et une caractérisation rigoureux (12-13), d'autant plus nécessaires que leurs coûts de collecte et d'élimination sont en général très élevés.

1.2 Composantes psychosociales de la gestion des déchets

Bien qu'ils soient les principaux producteurs des déchets domestiques, les citoyens sont encore trop peu consultés quant à la gestion et à l'élimination finale des déchets. Pourtant, depuis quelques années, des groupes de citoyens se sont formés un peu partout au Québec afin de faire valoir la pertinence de leur intervention et de leur opinion en matière de gestion des déchets. Ces groupes sont en général nés de situations conflictuelles associées à la présente gestion des déchets ou encore à des décisions d'implantation de nouvelles

ÉTAT DE SITUATION

technologies de gestion de déchets : nouveaux incinérateurs, utilisation des déchets comme combustible en milieu industriel, agrandissement, modification ou création de lieux d'enfouissement. Quelles sont les raisons de ces prises de position?

1.2.1 Le phénomène «Pas dans ma cour»

Au cours des quinze dernières années, une conscience environnementale s'est progressivement développée dans la population. La couverture de plus en plus importante faite par les médias de toutes les situations et catastrophes à caractère environnemental à travers le monde a beaucoup contribué à cette prise de conscience de l'importance d'un environnement sain.

On retrouve plusieurs définitions différentes du PDMC. Sauriol le décrit de la façon suivante : «... un phénomène bien réel qui cristallise les peurs et les appréhensions des gens face à une détérioration anticipée de leur qualité de vie... C'est un réflexe de défense tout à fait légitime face à un projet qui est perçu comme une agression» (17).

Le PDMC est quelquefois étiqueté comme syndrome, ce qui lui donne une connotation péjorative regrettable, puisqu'il s'agit simplement d'un problème d'acceptabilité sociale d'un projet par les citoyens concernés.

Ce phénomène est la réaction négative d'un individu ou d'une collectivité face à l'implantation d'équipements ou de services; cette réaction est une réponse à la perception de la situation par les individus et se base sur plusieurs sentiments, en particulier (18-19) :

- un sentiment d'injustice sociale quand une communauté doit assumer les responsabilités d'une autre communauté, tel l'enfouissement de déchets provenant d'une autre région;
- un sentiment de dévalorisation et d'humiliation : impression d'être la «poubelle» du Québec;
- un sentiment de crainte et d'inquiétude basé sur un manque d'information complète ou crédible;
- un sentiment de non confiance envers les administrations, qu'elles soient publiques, privées ou qu'il s'agisse d'élus;
- un sentiment de crainte face à la possibilité de perte de valeurs immobilières et de ralentissement du développement de la communauté;

ÉTAT DE SITUATION

- un sentiment d'opposition face à des erreurs d'aménagement du territoire, face à des techniques connues comme non sécuritaires ou encore face à l'imposition, de façon autoritaire, d'une situation;
- enfin, le PDMC peut aussi naître d'un sentiment d'opportunisme ou de partisanerie politique. Par exemple, pour gagner des élections ou pour forcer la mise en place d'un autre mode de gestion des déchets.

En fait, le phénomène PDMC repose essentiellement sur la perception du risque. Il devient donc important de comprendre les facteurs qui influencent la perception du risque (18-19).

1.2.2 Les déterminants de la perception du risque

Si, comme on l'a vu précédemment, le PDMC est issu de sentiments et de perceptions, certaines caractéristiques propres aux situations font en sorte que le risque sera perçu comme plus grand et, par conséquent, produit plus d'anxiété dans la population. Il est intéressant de noter que, plus les caractéristiques réunies sont nombreuses, plus la réaction anticipée sera grande. Les principales caractéristiques à considérer, pour prévoir le niveau d'anxiété et de réaction des populations, sont les suivantes (20-21-22-23) :

- le risque est d'origine artificielle plutôt que d'origine naturelle;
- le risque est involontaire, imposé par un tiers. Il n'y a en général aucune participation des citoyens au choix des sites et des technologies;
- la communauté n'a aucun contrôle sur le risque qui lui est imposé (ex. : compagnie privée);
- la répartition des risques et des bénéfices est injuste ou inéquitable (bénéfices dans une région, risques dans une autre);
- les risques sont perçus comme plus grands que les bénéfices;
- l'exposition au risque n'est pas détectable (ex. : polluants de l'air, radiations);
- le risque n'est pas familier (par opposition à ceux dont on a conscience de longue date);
- la source qui engendre le risque (le promoteur) est considérée comme non fiable (négligences antérieures, appât du gain, désir de performance financière);
- l'organisme responsable de la surveillance de la situation à risque a une réputation ou une histoire de laisser-faire;

ÉTAT DE SITUATION

- les problèmes de santé qui peuvent être occasionnés sont sévères (cancers, malformations);
- les experts sont en désaccord quant au niveau de risque;
- il existe des objections éthiques ou morales.

1.2.3 État de la situation actuelle

La majorité des caractéristiques qui viennent d'être énumérées s'appliquent à la situation actuelle de la gestion des déchets. En effet, il s'agit d'un risque dont l'origine est artificielle puisque les déchets sont produits par l'homme et que leur élimination suppose l'utilisation de technologies. Les risques occasionnés par les lieux d'élimination sont imposés aux citoyens, puisqu'en général ceux-ci ne sont pas impliqués dans le choix des sites ou des technologies.

Le phénomène, fréquemment rencontré, d'exportation des déchets rend la situation injuste lorsque les déchets produits dans une région sont éliminés dans une autre. L'injustice est encore plus criante si les bénéfices de la transaction vont à une entreprise privée alors que les risques sont encourus par toute la communauté.

Les données d'opération des entreprises privées sont confidentielles et il est très difficile pour la population d'obtenir des informations complètes sur la gestion des lieux d'élimination, sur leurs émissions dans l'air, dans les sols et dans l'eau. De plus la source qui engendre le risque est presque toujours considérée comme non fiable à cause des antécédents historiques peu reluisants de la gestion des déchets un peu partout au Québec. Enfin, l'État et ses organismes qui sont responsables de la surveillance de la situation à risque ont perdu la confiance de la population et ne disposeraient pas des ressources humaines et financières à la hauteur de leur responsabilité (24).

Quant aux polluants qui sont produits par les différentes techniques de gestion, ils sont difficiles à détecter dans l'environnement, leur taux d'émission est souvent mal connu et, de plus, les différences d'opinion entre les experts quant aux risques pour la santé sont nombreuses. À cette situation s'ajoute le fait qu'un bon nombre des substances identifiées dans les émissions ne sont pas inoffensives (cancérogènes, mutagènes etc.), et sont perçues par les citoyens comme très dangereuses pour la santé.

Enfin une nouvelle dimension très importante s'ajoute maintenant quand on parle de gestion des déchets : il s'agit de la dimension éthique et sociale. Au cours des dernières années, la

ÉTAT DE SITUATION

conservation des ressources, la protection de l'environnement et le développement durable sont devenus des valeurs de plus en plus importantes pour notre société. Dans cette optique, l'élimination pure et simple des déchets devient de moins en moins acceptable et les alternatives de gestion deviennent des voies privilégiées de gestion des déchets. Cette modification dans les valeurs se manifeste à deux niveaux : chez les citoyens et chez les élus municipaux. Considérons d'abord l'attitude des citoyens. Selon une étude réalisée par la Ville de Montréal en 1990, 91 % des citoyens interrogés étaient prêts à modifier leur façon de gérer leurs déchets et à les trier à chaque semaine, 89 % étaient en faveur de rendre cette mesure obligatoire et, chose encore plus significative, 57 % des personnes interrogées étaient prêtes à déboursier un montant supplémentaire pour implanter une collecte sélective. Il est à noter que ceux qui ont répondu non aux frais supplémentaires appartenaient en général à des groupes moins bien nantis, comme les personnes âgées et les milieux socio-économiques défavorisés (25).

Cette modification de l'attitude de la population en ce qui a trait à la gestion des déchets se reflète aussi au niveau des municipalités du Québec puisque plus de 500 d'entre elles ont implanté une collecte sélective. Les déchets d'autrefois sont de plus en plus considérés comme des ressources.

Toutes ces considérations nous ramènent à une même conclusion. Les populations questionnent de plus en plus les décisions portant sur la gestion des déchets domestiques. Une bonne façon d'éviter les impacts sociaux et les tensions quelquefois violentes qui se préparent est d'impliquer, dès le début, la population dans les prises de décisions concernant la gestion des déchets, mais surtout d'offrir les contrôles et les garanties caractéristiques d'une saine gestion.

1.3 Conclusion

Notre société génère beaucoup de rebuts de consommation et cette production de déchets continue globalement de s'accroître. Encore aujourd'hui 90 % des déchets solides municipaux sont enfouis, à l'échelle provinciale. Un maigre 2 % est récupéré et le reste est incinéré. Le recyclage est essentiellement le fait des industries et commerces, et ces matières secondaires n'entrent jamais dans le flux municipal de déchets.

ÉTAT DE SITUATION

Les études de caractérisation existantes des déchets solides municipaux peuvent être considérées comme des estimations valables des quelques catégories étudiées. Le manque de précision de la catégorisation et des méthodologies variables d'échantillonnage limitent cependant la comparaison entre les études. Ces études ne peuvent que difficilement servir à estimer le potentiel réel de récupération ou à évaluer les impacts potentiels pour la santé de la population. La composition des déchets variant considérablement selon les municipalités, des études de caractérisation plus détaillées sont nécessaires à la planification de programmes de gestion intégrée.

Le public est très sensibilisé aux nuisances que constitue la proximité d'un centre de traitement des déchets. Cette conscientisation est devenue, au fil des ans, un des écueils importants de la prise de décision concernant la gestion des déchets.

Seules la transparence de l'information par les organismes responsables et la participation du public payeur de taxes au processus décisionnel de gestion des déchets semblent pouvoir contrer les impacts sociaux associés au PDMC.

Après ce survol des données et études disponibles, nous passons au volet des risques pour la santé publique reliés à la gestion de ces déchets, dans les chapitres 2, 3 et 4.

ÉTAT DE SITUATION

Bibliographie

- 1- BERTOLINI, G. 1990. *Le marché des ordures, économie et gestion des déchets ménagers*. Éd. L'Harmattant, collection «Environnement» : 196.
- 2- VILLE DE MONTRÉAL. 1991. *Projets montréalais vers une gestion intégrée des déchets solides et des matières récupérables à la Ville de Montréal*. Le défi déchets : 46.
- 3- GRAIGE-UQAM. 1991. *La gestion intégrée des déchets solides à Montréal*. Rapport soumis à la Ville de Montréal : pagination multiple.
- 4- LANGLET, B. 1991. *La radioscopie des déchets urbains solides à Montréal*. Mémoire de maîtrise, Sciences de l'environnement : 200.
- 5- MORIN, G. 1992. *Provenance, composition, destination et modes d'élimination des déchets domestiques au Québec*. Tableaux de données comptabilisées en 1987 : 2.
- 6- SERRENER CONSULTATION INC. 1989. *Caractérisation des déchets industriels et commerciaux ainsi que des déchets de démolition et des déchets spéciaux*. Rapport à la Ville de Montréal, Module du génie de l'Environnement, Services des travaux publics : 62 pages et annexes.
- 7- YOUNG, J.E. 1991. *Discarding the throwaway society*. Worldwatch Institute, World Paper 101 : 45.
- 8- BUREAU DES DÉLÉGUÉS SPÉCIAL. 1990. *Programme régional de gestion intégrée des déchets solides*. Rapport préliminaire, M.R.C. Vaudreuil-Soulanges, de Beauharnois et le Haut-St-Laurent : 120.
- 9- RÉGIE INTERMUNICIPALE DE GESTION DES DÉCHETS SUR L'ILE DE MONTRÉAL. 1991. *Projets de valorisation des déchets, étude d'impact sur l'environnement*. Résumé : 8.
- 10- DENISON, R.A. et J. RUSTON. 1990. *Recycling and incineration, evaluating the choices*. Environmental Defense Fund, Island Press : 322.
- 11- GAGNÉ, S.D. 1990. «Tendances de l'opinion publique». *Récupération et recyclage une option d'affaires*. Colloque 1990 organisé par le Centre des Grands Projets, Montréal : 12.
- 12- BIBEAULT, J.F., LÉONARD, J.F., LÉVEILLÉE, J. et B. MARIEN. 1990. *Évaluation de la collecte sélective et du dépôt des bulles dans les territoires-pilotes de la ville de Montréal*. Rapport final soumis au Services des travaux publics, Module génie de l'environnement, Ville de Montréal : 43 pages et annexes.
- 13- CENTRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT. 1991. *La gestion intégrée des rejets, appliquée au traitement des déchets domestiques*. Études préalables : 119.

ÉTAT DE SITUATION

- 14- COMMISSION D'ENQUETE SUR LES DÉCHETS DANGEREUX. 1990. *Les déchets dangereux au Québec*. Les publications du Québec. Québec.
- 15- HOORNWAY D., LAMBERT O., WILLIAM W. 1991. *Wet/dry household waste collection*. *Biocycle* 32(6) : 52-56.
- 16- CITY OF GUELPH. 1991. *Wet/dry Pilot Project et annexe City of Guelph's «Wet/dry» Program*. Non publié, 29 pages et annexes.
- 17- SAURIOL, ALAIN. 1990. *Approche de gestion du réflexe «Pas Dans Ma Cour»*. 4^e colloque sur les substances toxiques, Montréal, 4-5 avril, p. 209-210.
- 18- GODIN, JEAN. 1990. *Le NIMBY, un produit de la société d'information*. 4^e colloque sur les substances toxiques, Montréal, 4-5 avril, p. 193-205.
- 19- COUTURE, ANDRÉ. 1990. *Un grand tournant dans la gestion des déchets dangereux*. *Pas Dans Ma Cour (PDMC)*. Direction des substances dangereuses MENVIQ, novembre, p. 22-31.
- 20- MESSELY, MARIE-CLAUDE. 1992. *La communication du risque : plus que la simple divulgation d'information scientifique*. *Bulletin d'information en santé environnementale*, Vol. 3, No. 5, sept.-oct., p. 1-3.
- 21- ARCHAMBEAULT, DENIS. 1991. *La combustion des huiles usées par la compagnie Ciment St-Laurent : pour une concertation régionale*. DSC De Lanaudière, Joliette, oct., 11 p.
- 22- DANDAY, SUZANNE. 1990. *Risk communication and public confidence in health departments*. *American Journal of Public Health*, Vol. 80, No. 11, p. 1299-1300.
- 23- BORD, RICHARD J. and O'CONNOR, ROBERT E. 1992. *Determinants of risk perception of a hazardous waste site*. *Risk analysis*, Vol. 12, No. 3, p. 411-416.
- 24- VILLE DE MONTRÉAL. 1990. *Évaluation des impacts sociaux des installations existantes de gestion des déchets*. Juin, Vol 1, p. 85.
- 25- COMMISSION CHARBONNEAU. 1990. *Les déchets dangereux au Québec, Orientations*. Document de consultation. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, mars, 208 p.
- 26- ZEISS, C., MAJOR, W. 1992. *Hazardous Waste Generation and Disposal by the Industrial - Commercial - Institutional (ICI) Sector in a Resource-Band Community*. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*. Vol 9, No 3. p. 297-312.
- 27- MENVIQ, Direction de la récupération et du recyclage, communications personnelles, 1992-93.

Chapitre 2

L'incinération et la santé publique

INCINÉRATION

L'incinération n'a pas très bonne presse, au Québec, mais présente l'avantage d'avoir été très étudiée scientifiquement. Bien qu'encore controversés, même dans les milieux scientifiques, certains principes peuvent guider les décisions.

La littérature sur la nature, les quantités et le devenir des émissions atmosphériques de l'incinération est extrêmement abondante et il s'agit certainement du mode de gestion des déchets le mieux connu, probablement parce que plus visible que la technique d'enfouissement.

Il est hors de question de vouloir faire un résumé exhaustif de la littérature toxicologique ou épidémiologique existante et notre expertise sera plutôt employée à en extraire, pour le lecteur, les problèmes dominants et les faits ou opinions scientifiques qui font consensus, à tout le moins dans le milieu québécois de la santé publique.

Le lecteur curieux pourra aisément approfondir les faits que nous retenons, à partir de la bibliographie et d'une foule d'autres sources non citées mais facilement disponibles.

2.1 Bilan de la situation actuelle

Au Québec, selon le MENVIQ, de 516 000 à 560 000 tonnes de déchets solides ont été incinérés en 1990 (tableau 1.1), sur une production totale de déchets de 7 219 000 tonnes. Compte tenu des cendres ainsi produites (de 25 à 30 % du poids), il s'agit d'une élimination d'environ 413 000 tonnes.

L'incinérateur des Carrières (Montréal), ceux de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) et de St-David brûlent des déchets municipaux solides. Les autres incinérateurs en fonction au Québec ne traitent pas des déchets solides municipaux, mais plutôt des déchets dangereux, biomédicaux et des boues d'usine d'épuration. Des projets de nouveaux incinérateurs sont régulièrement discutés un peu partout dans la province.

Au Québec l'incinération des déchets solides domestiques prenait donc charge, en 1990, d'environ 10 % des déchets solides. À titre de comparaison, le Japon brûle de 43 à 53 % de ses déchets, l'ex-Allemagne de l'Ouest, 27 % et les États-Unis, 15 % (2). Partout en Occident, on favorise l'incinération comme mode de gestion des déchets solides municipaux. Cependant, la Californie, l'Ontario, le Danemark, et récemment la Hollande, ont mis en place un moratoire sur le développement de nouveaux projets.

INCINÉRATION

Outre le principe de fonctionnement par combustion, chaque incinérateur a des caractéristiques qui lui sont propres selon le type de four. Pour le traitement des déchets domestiques de masse, sans tri, tel que pratiqué en général actuellement, le four rotatif est le plus courant. Il s'accompagne d'un système de combustion d'appoint pour élever la température au besoin, d'une chambre de combustion secondaire des gaz de combustion et d'un système de filtration très variable en fonction de l'âge de l'incinérateur et des caractéristiques d'émissions atmosphériques recherchées.

Le monde de la santé publique s'intéresse à tous les contaminants émis par les incinérateurs qui pourraient éventuellement affecter la santé : les émissions atmosphériques, les cendres volantes captées par le système d'épuration et les résidus de traitement des gaz. Les cendres de grille, bien que moins polluantes, demeurent importantes par leur quantité.

Contrairement à l'enfouissement, il est relativement facile de mesurer et de contrôler les émissions d'incinération, à l'exception des pertes fugitives de matières dangereuses sur le site pendant la manutention et l'entreposage qui précèdent l'incinération.

2.2 Les émissions atmosphériques

La combustion complète des composés organiques, caractérisés par leur atome de carbone, devrait théoriquement ne produire que du bioxyde de carbone (CO_2) et de l'eau qui seraient rejetés dans l'atmosphère. Chaque tonne de déchets domestiques incinérés produit environ $5\,000\text{ m}^3$ de gaz de combustion dont le CO_2 et l'eau représentent 99 % du volume sous forme de vapeurs.

Si ces composés peuvent contribuer à l'effet de serre, les quantités totales émises par l'incinération demeurent marginales comparativement aux émissions provenant des activités économiques et des sources naturelles. En fait, les contaminants problématiques se retrouvent dans le 1 % de composés présents à l'état de trace et sont quantitativement non négligeables compte tenu de la capacité des incinérateurs.

2.2.1 Caractérisation

Parmi les composés polluants émis par l'incinération les plus abondants dans ce 1 %, on retrouve les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO), les acides chlorhydrique et sulfurique, et les hydrocarbures tels les chlorobenzènes. Enfin les

INCINÉRATION

poussières combinent tant les métaux (tels le plomb, le cadmium, le zinc, le chrome) que les hydrocarbures aromatiques polychlorés (HAP), et bien sûr les BPC, dioxines et furannes (5).

Les études de caractérisation des émissions atmosphériques d'incinérateurs sont particulièrement abondantes dans la littérature. Beaucoup d'incinérateurs existants, du moins en Occident, ont fait l'objet d'études répétées selon l'évolution des technologies et des normes d'émissions dans le temps.

Si les quantités émises varient considérablement selon la nature des déchets et leur humidité, et selon l'âge, le type d'incinérateur, son mode d'opération, le facteur le plus important demeure le système d'épuration des fumées de combustion.

La nature des polluants émis est assez constante. Le tableau 2.1 indique les ordres de grandeur des quantités émises par les incinérateurs sans dispositif d'antipollution, en comparaison avec les lignes directrices émises par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) auxquelles a adhéré le MENVIQ (6).

INCINÉRATION

Tableau 2.1
Lignes directrices établies par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement
pour les émissions de quatre contaminants à la cheminée des incinérateurs :
chlorure d'hydrogène, monoxyde de carbone, dioxines et furannes totaux
et particules en suspension

Contaminant	Lignes directrices actuelles *		Incinérateur désuet sans dispositif antipollution ^a
	Concentrations ^a	Méthode de surveillance	
Chlorure d'hydrogène (HCl)	75mg/m ³ (50 ppmvs) ou élimination à 90 % ^b	Continue, sur une moyenne courante de 24 heures	430 ppmvs
Monoxyde de carbone (CO)	57mg/m ³ (50 ppm-vs) ^c	Continue, sur un moyenne courante de 24 heures	150 ppmvs
Concentrations totales de dioxines et de furannes ^d	0,5 ng/m ³	Tel que précisé par l'organisme de réglementation responsable	250 ng/m ³
Particules en suspension	20 mg/m ³	Tel que précisé par l'organisme de réglementation responsable	6 300 mg/m ³

Source : Gouvernement du Canada. 1991. Le plan vert du Canada. *L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa. Chap. 25 : 21.

ppmvs = parties par million en volume sec

mg/m³ = milligrammes par mètre cube

ng/m³ = nanogrammes par mètre cube

a : toutes les mesures (volume sec excepté) portent sur les gaz de combustion à une température de 25° et à une pression de 101,3 kPa.

b : la moins restrictive de ces exigences seulement.

c : les systèmes de combustibles dérivés des déchets devraient maintenir une limite de 114mg/m³ (100 ppmvs).

d : mesurées sous forme de facteurs internationaux d'équivalence de la toxicité d'après des essais relatifs à des isomères (types) donnés des dioxines et des furannes.

* Les lignes directrices émanent du Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1989b. Certaines provinces peuvent s'en servir comme base de référence pour leurs règlements. Ces émissions réduites sont considérées sans danger. Elles sont possibles lorsque les incinérateurs sont équipés de dispositifs antipollution (dépolluiseurs à couche filtrante par voie sèche), que les conditions de combustion sont bonnes (mélange approprié de déchets combustibles) et que l'oxygène représente 11 % du mélange. Les concentrations émises par un incinérateur sans dispositif antipollution sont fournies à titre de comparaison.

INCINÉRATION

On constate que l'application des lignes directrices réduit considérablement les émissions atmosphériques des contaminants les plus dangereux pour l'environnement et la santé, mais aussi d'autres contaminants cités au tableau 2.2.

Tableau 2.2
Émissions prévues de 11 contaminants (pour lesquels aucune ligne directrice n'a été établie quant aux émissions à l'incinérateur) provenant d'incinérateurs exploités conformément aux lignes directrices du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) pour les quatre contaminants indiqués au tableau 2.1

Les concentrations à la cheminée d'un incinérateur sans dispositif antipollution sont fournies à titre de comparaison.

Contaminant	Émissions ^a types prévues d'un incinérateur conforme aux critères du CCME	Émissions ^a d'un incinérateur désuet sans dispositif antipollution
Dioxyde de soufre	260 mg/m ³ (100 ppmvs)	260 mg/m ³ (100 ppmvs)
Oxydes d'azote (NO _x à l'état de NO ₂)	400 mg/m ³ (210 ppmvs)	400 mg/m ³ (210 ppmvs)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	5 µg/m ³	70 µg/m ³
BPC	1 µg/m ³	3 µg/m ³
Pentachlorophénol	1 µg/m ³	2,7 µg/m ³
Polychlorobenzène	1 µg/m ³	12 µg/m ³
Plomb	50 µg/m ³	34 000 µg/m ³
Cadmium	100 µg/m ³	1 500 µg/m ³
Mercure	200 µg/m ³	320 µg/m ³
Arsenic	1 µg/m ³	130 µg/m ³
Chrome	10 µg/m ³	2 000 µg/m ³

Source : Gouvernement du Canada. 1991. Le plan vert du Canada. *L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa. Chap. 25: 21.

ppmvs = parties par million en volume sec

mg/m³ = milligrammes par mètre cube

µg/m³ = microgramme par mètre cube

a : Toutes les mesures portent sur les gaz de combustion à une température de 25°C et à 101,3 kPa.

Les lignes directrices émanent du Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 1989b. Certaines provinces peuvent s'en servir comme base de référence pour leurs règlements. Les autres données proviennent du Bureau de la gestion des déchets, Environnement Canada.

INCINÉRATION

Dans ces études, les mesures portent sur les émissions d'incinérateurs de déchets solides municipaux. Or les incinérateurs de déchets dangereux, plus sévèrement contrôlés, obtiennent des résultats largement supérieurs en termes de contrôle des émissions. Par exemple d'après Oppelt, les émissions des dibenzodioxines polychlorées (PCDD) et des dibenzofurannes polychlorés (PCDF), sont de l'ordre de trois à mille fois moins élevées pour les incinérateurs de déchets dangereux que pour les 22 incinérateurs de déchets domestiques considérés, alors que les émissions de métaux sont comparables (8). C'est dire que les contrôles techniques disponibles peuvent dépasser les lignes directrices du CCME pour les incinérateurs de déchets domestiques, et encore plus les normes québécoises, moins récentes, qui figurent à l'annexe 6.

2.2.2 Toxicité des émissions atmosphériques

Selon les sources consultées (3-4-5-8-9), il semble y avoir un consensus pour affirmer que les dioxines et furannes constituent les substances les plus dangereuses émises lors de l'incinération des déchets solides municipaux.

Les dioxines (PCDD) et les furannes (PCDF) forment une famille de quelques 210 composés organochlorés parmi lesquels se retrouvent les toxiques les plus puissants connus, notamment le 2,3,7,8 TCDD. Sa toxicité aiguë est telle que des concentrations de 40 parties par quadrillon, soit l'équivalent d'un dé à coudre dans 50 000 piscines olympiques, est létale pour la truite (7). Par souci de simplification le 2,3,7,8 TCDD, dix fois plus toxique que le 2,3,7,8 TCDF par exemple, est devenu l'étalon toxique de la famille, et on comptabilise la toxicité globale en équivalent TCDD.

Comme les BPC auxquels ils sont d'ailleurs souvent associés, les dioxines et furannes sont difficilement biodégradables, avec en conséquence une demi-vie prolongée. Ils se concentrent dans les graisses des organismes vivants et sont bioaccumuables tout au long de la chaîne alimentaire. Le phénomène de bio-amplification se répercute au sommet de cette chaîne et les mammifères les plus carnivores, les plus gros et de plus longue vie sont les plus contaminés; parmi ceux-ci figure l'homme mais aussi tous les prédateurs des espèces les plus exposées, notamment des poissons de zones contaminées par des rejets industriels.

Les effets tératogènes et mutagènes des dioxines ont été observés chez des oiseaux piscivores, pouvant annuler complètement la reproduction de certaines colonies (7). Ils sont les cancérigènes les plus puissants connus chez l'animal. Ils sont probablement cancérigènes

INCINÉRATION

chez l'humain et classés B (cancérogène humain probable) selon la classification de l'EPA pour le potentiel cancérogène des produits. Aux doses d'exposition courantes, la cancérogénicité est le seul effet évaluable scientifiquement. Les expositions les plus élevées, accidentelles et aiguës ou professionnelles en général, peuvent causer une forme d'affection dermatologique, le chloracné, et une atteinte hépatique. Par ailleurs, ils seront excrétés dans le lait maternel, exposant ainsi les nourrissons, population vulnérable, à leurs effets toxiques.

Bien que peut-être moins inquiétants, les effets des autres contaminants des émissions atmosphériques de l'incinération n'en sont pas moins réels. Le cadmium, également cancérogène, s'échappe en concentration significative et peut être absorbé par voie respiratoire et contaminer les aliments et l'eau de consommation, comme les autres métaux. Le cadmium, identifié comme le polluant le plus important de l'incinération de déchets dangereux (8-10) est aussi présent dans les émissions d'incinérateurs de déchets solides municipaux. D'après Levine, dans deux études d'évaluation de risque sur 21, le risque cancérogène a dépassé le seuil critique d'excès de cancer de un sur un million (27). Les dioxydes d'azote, les dioxydes de soufre et l'acide chlorhydrique sont des irritants respiratoires qui contribuent aux dépôts acides et à leur cortège d'effets. Les composés organiques volatils (COV) contribuent à la destruction de la couche d'ozone.

Les quantités totales de contaminants émises par l'incinération demeurent marginales par rapport aux sources associées à l'activité économique et aux sources naturelles. D'après Statistique Canada, au Québec en 1985, les émissions de l'incinération représentaient 6 600 tonnes de poussières sur 310 000 tonnes totales émises par l'activité économique (2 %), l'oxyde d'azote 1 900 tonnes sur 240 000 tonnes (1 %), le monoxyde de carbone 78 000 tonnes sur 2 millions (4 %), tous les hydrocarbures 15 000 tonnes sur 400 000 tonnes (4 %) et les COV 7 600 tonnes sur 360 000 tonnes (2 %) (25). Travis estime que les 130 incinérateurs de déchets solides municipaux américains seraient responsables de 1 à 4 % des émissions totales américaines de dioxines et furannes (en équivalent TCDD), loin derrière le transport, source la plus importante identifiée avec 13 % des émissions totales (9).

Si tous les déchets étaient incinérés, les émissions seraient multipliées par un facteur de dix environ; l'incinération deviendrait une source dominante pour plusieurs de ces contaminants et une des premières pour les dioxines et furannes. C'est une des raisons pour lesquelles il importe de diminuer le recours à l'incinération des déchets solides municipaux.

2.2.3 L'exposition de la population

INCINÉRATION

En raison de leurs caractéristiques propres, les dioxines et furannes sont identifiés comme les contaminants toxiques de l'incinération les plus dommageables pour la santé; ils ont fait l'objet de nombreuses recherches. Ces études ont évalué la dispersion des contaminants à partir de la cheminée, selon les conditions climatiques qui prévalent, de sorte que maintenant des modèles mathématiques peuvent estimer de façon fiable les concentrations auxquelles seront exposées les populations environnantes d'un incinérateur donné. On peut même estimer les doses absorbées par une population s'approvisionnant exclusivement de légumes de leur potager durant leur vie entière, ou de produits carnés d'élevage ou des eaux de surface locales (9).

Les études d'évaluation de risque visent à établir les prédictions d'impacts sur la santé. Dans les faits, on cherche à estimer le nombre de cancers attribuables à l'exposition aux émissions atmosphériques d'un incinérateur donné, si 100 000 ou un million d'individus y étaient exposés de façon continue pendant toute leur vie (70 ans).

On estime que l'apport atmosphérique en dioxines et furannes dû à un incinérateur respectant les normes d'émission ou les recommandations du CCME représente environ 5 % de l'absorption totale à vie d'un individu exposé de façon maximale, le reste provenant essentiellement de source alimentaire.

Le pire scénario d'exposition, à savoir le cas d'un individu exposé la vie durant (c'est-à-dire une période de 70 ans) aux retombées maximales d'un incinérateur répondant aux normes, et ne consommant que des légumes du potager, aurait pour effet d'augmenter de 20 % seulement le total de dioxines et furannes absorbés pendant sa vie.

2.2.4 Les risques à la santé

Les évaluations de risque rapportées par les études sérieuses concluent à des risques très faibles de cancer, le plus souvent non significatifs, c'est-à-dire sous le niveau de un cas de cancer sur un million d'individus exposés à vie.

De son côté, l'étude du DSC Maisonneuve-Rosemont portant sur les émissions de l'incinérateur des Carrieres, le plus gros incinérateur québécois situé en plein coeur de Montréal, permet de se faire une idée des impacts dus à l'incinération au Québec. L'étude conclut que la combustion contrôlée des déchets municipaux présente certains avantages, mais qu'elle libérera des substances auparavant maintenues dans un état inerte dans les déchets,

INCINÉRATION

entraînera la formation de nouveaux polluants libérés dans l'air ou dans les cendres, et entraînera la destruction définitive de quantités considérables de ressources naturelles renouvelables ou non (3).

Les estimations du risque pour la santé des populations exposées aux polluants émis par les incinérateurs modernes (et même par certains plus vieux tel l'incinérateur des Carrières) indiquent que ce risque est relativement faible lorsque comparé à celui que cette même population court en étant exposée aux mêmes polluants par l'intermédiaire d'autres sources, notamment par l'alimentation. En effet, 95 % de l'exposition quotidienne aux dioxines, furannes, BPC, HAP et métaux comme le plomb et le mercure provient des aliments ou de la cigarette (3-8-9). Cependant, la présence de ces contaminants dans les aliments origine de l'activité humaine, dont fait partie l'incinération.

Friege prétend que le contenu en PCDF et PCDD des déchets domestiques varie de 7,8 à 50 ng/kg; un incinérateur moderne, avec une émission de 3 à 6 ng/m³ n'en libérerait pas plus que le contenu même des déchets (26). Cependant, la charge des dioxines et furannes dans les cendres ne semble pas comptabilisée dans ce calcul. Il est en général reconnu que les incinérateurs de déchets solides municipaux sont des producteurs nets de ces contaminants, ce qui ne sera pas nécessairement le cas pour un incinérateur de déchets dangereux brûlant des dioxines, par exemple.

Les impacts à la santé des autres contaminants atmosphériques de l'incinération sont très peu étudiés. On ne peut exclure par exemple que les concentrations des gaz acides, notamment dans certaines situations climatiques particulières comme l'inversion thermique, puissent affecter la fonction respiratoire d'individus vulnérables ou hypersensibles. Les études épidémiologiques de ces effets non spécifiques sont très onéreuses et difficilement concluantes sur le lien de causalité; néanmoins ces effets sont biologiquement plausibles.

Le cadmium retrouvé dans les poussières d'incinération serait cancérigène; on estime qu'il est le risque cancérigène dominant de l'incinération des déchets dangereux, puisque les dioxines et furannes sont beaucoup mieux détruits par la technique d'incinération de déchets dangereux que par celle de déchets solides municipaux.

Le plomb est de mieux en mieux connu pour ses effets sur le développement psychomoteur des enfants, même à très faible niveau d'exposition. Cependant l'apport de plomb dû aux retombées atmosphériques, même pour les pires cas évalués d'exposition aux fumées de l'incinération, demeure marginal lorsque comparé à l'apport de source alimentaire.

INCINÉRATION

Selon Carrier et Travis, il serait sage de s'abstenir de mettre en circulation inutilement des substances dangereuses bio-accumulables et peu ou pas biodégradables, ou à tout le moins de ne pas dépasser la capacité de la nature de les inactiver dans le temps, pour éviter d'élever la charge environnementale globale (9-11). La santé publique ne peut que souscrire à cette opinion en raison des risques potentiels réels des émissions atmosphériques de l'incinération des déchets solides municipaux sur la santé de la population exposée. Enfin, une information objective la plus complète possible sur les risques connus d'atteinte à leur santé devrait être systématiquement rendue disponible aux communautés exposées à l'incinération de déchets.

2.3 Les cendres

La gestion des cendres d'incinération, particulièrement leur enfouissement, suscite des inquiétudes chez la population en raison de préoccupations de santé, auxquelles s'ajoute le souci de préservation de la qualité de l'environnement et de la qualité de vie. Ces préoccupations sont justifiées puisque l'on sait qu'une partie des cendres s'apparentent, par leur contenu en contaminants, à des déchets dangereux. Ces déchets doivent donc être gérés de la façon la plus adéquate possible.

2.3.1 Caractérisation

Les cendres sont produites par le processus de combustion et de récupération des particules et contaminants lors de l'incinération des déchets (12). On compte deux types de cendres qui diffèrent par leurs contenus et leurs propriétés (13).

Les cendres de grille (aussi nommées cendres de fond ou mâchefers) sont les principaux résidus issus de la combustion des déchets. Ces cendres constituent généralement de 80 et à 90 % des cendres produites par l'incinération. Les cendres de grille se composent de grosses et lourdes particules imbrûlées et de divers débris métalliques, de verre et plastique fondu, plus ou moins grossiers. Ces cendres sont physiquement stables, peu solubles et possèdent un fort pouvoir tampon. Leur pH est alcalin. Elles contiennent des métaux sous une forme généralement peu lixiviable et ne contiennent pas ou très peu de dioxines et de furannes (7,12,14).

Les cendres volantes sont des résidus d'incinération dispersés avec les effluents gazeux. Ce sont de fines et légères particules captées par les systèmes d'épuration des fumées. Les

INCINÉRATION

Les cendres volantes sont beaucoup plus solubles que les cendres de grille. Elles contiennent davantage de composés organiques insolubles (dioxines, furannes, HAP, BPC); ceux-ci ne lixivient généralement pas aux tests de laboratoire. Les métaux contenus dans les cendres volantes sont généralement sous une forme disponible à la lixiviation : le plomb et le zinc se retrouvent en très fortes concentrations dans le lixiviat des cendres volantes.

L'incinérateur de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) qui fut étudié (12) produit également des chaux usées, une sorte de cendres volantes. Elles proviennent de l'injection dans les effluents gazeux de chaux pour neutraliser les gaz acides. Les chaux sont ensuite captées par les dépoussiéreurs à manches. Les chaux usées sont très contaminées en composés organiques et en métaux. La concentration des lixiviats en contaminants y est très élevée.

En considérant les normes de lixiviation du Règlement sur les déchets dangereux, on pourrait techniquement déduire que les cendres volantes sont des déchets dangereux. Par contre, le Règlement sur les déchets solides définit les résidus d'incinération comme des déchets solides.

Il faut donc retenir que, pris indépendamment, les deux types de cendres ont des propriétés relativement différentes. Les cendres de grille sont très importantes en terme de quantité par rapport aux autres, mais les contaminants qu'elles contiennent sont plutôt stables. Les cendres volantes sont davantage contaminées et les contaminants sont beaucoup plus solubles dans l'eau. Cependant, lorsque les cendres volantes et les cendres de grille sont mélangées, l'ensemble présente généralement les propriétés des cendres de grille, notamment des lixiviats peu contaminés.

INCINÉRATION

Le tableau 2.3 permet d'apprécier les différences de contenu en composés organiques et inorganiques entre les cendres volantes et les cendres de grille (cendres lourdes).

Tableau 2.3
Analyse des contaminants relevés dans les cendres
lourdes et les cendres volantes d'un incinérateur^a

Composés	Gamme type de concentrations de certains contaminants détectés dans les	
	Cendres lourdes [*]	Cendres volantes
Composés organiques	(ng/g)	(ng/g)
Dioxines	n.d. - 0.16	0,7 - 1 040
Furannes	n.d.	1,4 - 373
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	0.23 - 968	18 - 5 640
Composés inorganiques	(µg/g)	(µg/g)
Cadmium	n.d. - 18	23 - 1 080
Chrome	984 - 3 170	86 - 1 070
Mercure	2,1 - 3,4	8,0 - 54
Plomb	1 000 - 9 900	1 400 - 26 000
Zinc	1 300 - 5 210	4 700 - 70 000

Source : Sawell et coll.(1990), tiré de Gouvernement du Canada, Le plan vert du Canada, *L'État de l'environnement*, Ottawa, 1991, p. 25-15.

n.d. = non détecté

ng/g = nanogramme par gramme

µg/g = microgramme par gramme

a : Incinérateur de déchets non conditionnés.

* : cendres de grille

2.3.2 Toxicité des cendres

Au préalable, notons que nous ne disposons que de très peu de littérature concernant la toxicité des cendres en tant que telles chez l'humain. Stern et coll. ont évalué les risques de cancer que représentait pour le voisinage un dépôt de cendres. Ce site a reçu, entre 1954 et 1973, uniquement des cendres de grille provenant d'un incinérateur municipal ne disposant pas de système d'épuration. Les résultats d'analyses des sols et du modèle d'exposition ont indiqué que les concentrations de plomb détectées sur le site étaient considérablement au-dessus des niveaux recommandés par les Centers for Disease Control (CDC) américains et

INCINÉRATION

pourraient conduire à une concentration élevée de plomb dans le sang des enfants. Par contre, le potentiel d'effets sur la santé des autres substances mesurées était considéré minime, n'accroissant pas significativement le risque de cancer. Les auteurs précisent que ce dépôt n'a pas reçu de cendres volantes et que les résultats de leur étude ne sont pas nécessairement applicables aux sites qui en recevraient (15).

La littérature scientifique nous apprend que les dioxines, les furannes, le plomb et le cadmium provenant de cendres volantes sont bio-disponibles et bio-accumulables chez les poissons (14-16). Des animaux exposés à de très hautes concentrations de cendres volantes dans l'air ont montré des problèmes pulmonaires aigus et ont accumulé des concentrations anormales de métaux, de dioxines et furannes (14-17).

Aucun impact phytotoxique n'a été observé sur la végétation d'une zone humide d'eau douce située à proximité d'un dépôt de cendres d'incinérateur. Même si le sol et les plantes peuvent accumuler des métaux lourds, il semble que la phytotoxicité des cendres volantes soit davantage due aux sels qu'elles contiennent qu'aux métaux (14).

À défaut de données plus spécifiques chez l'humain, on peut tout de même examiner les effets sur la santé de chacun des contaminants ayant des concentrations élevées dans les cendres. Pour plus de détails, le lecteur pourra consulter l'étude portant sur les cendres de l'incinérateur de la CUQ (12).

Certains contaminants détectés dans les cendres et dans leurs lixiviats pourraient avoir un impact sur la santé d'individus qui y seraient suffisamment exposés. Parmi les métaux, le plomb pourrait être particulièrement préoccupant. Les effets de l'exposition au plomb chez les jeunes enfants et chez l'enfant à naître (l'exposition pendant la grossesse) pourraient engendrer des effets adverses. L'exposition chronique au plomb affecte principalement les systèmes sanguins (anémie), urinaire et nerveux (changements de comportement et du caractère, difficultés d'apprentissage chez l'enfant). Une telle exposition peut également affecter le développement foetal (18-19). Le cadmium et le mercure peuvent causer des effets sur la santé dont les plus importants sont respectivement des atteintes rénales (20) et du système nerveux. Par contre, ces métaux nécessitent des doses journalières assez importantes d'où l'existence d'une certaine marge de sécurité. Le zinc n'implique pas d'effet majeur sur la santé (21).

Les composés organiques, particulièrement les dioxines et les furannes, sont plus redoutables étant donné leur potentiel de cancérogénicité à des doses relativement faibles (11). Certains

INCINÉRATION

hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des cancérigènes prouvés ou suspectés chez l'homme ou l'animal.

2.3.3 L'exposition de la population

La population peut entrer en contact avec les cendres ou les contaminants des cendres, soit directement au site d'enfouissement, soit hors du site.

Un site bien géré ne permettra habituellement pas que d'autres personnes, outre les travailleurs, puissent fréquenter ces lieux. En ce qui concerne les travailleurs, les voies d'exposition possibles sont principalement l'inhalation ou l'ingestion directe des cendres. La possibilité d'une ingestion est douteuse, par contre l'inhalation comporte un risque qui doit être considéré.

Hors du site, la population en général peut entrer en contact avec les cendres. Il peut y avoir contact lors du transport des cendres de l'incinérateur au site d'enfouissement. Il faut s'assurer que les cendres ne puissent d'aucune façon être dispersées dans l'air ou couler du camion qui les transporte. En effet, les cendres sont souvent mouillées à l'incinérateur puisqu'elles doivent être éteintes avant d'être enfouies. Cela restreint la possibilité de dispersion dans l'air mais augmente les probabilités que les contaminants s'écoulent. Le transport par camion étanche s'impose.

Une fois déposées sur le site, il est possible que les cendres puissent diffuser dans l'environnement à l'extérieur du site.

Les cendres volantes sont de fines particules qui peuvent être soulevées par le vent et pourraient donc diffuser par l'air hors du site si elles sont enfouies séparément des cendres de grille. Les cendres volantes sont par contre souvent mélangées aux cendres de grille avant l'enfouissement afin de les éteindre dans la fosse d'extinction de l'incinérateur. Le risque de dispersion par le vent est alors réduit considérablement.

Les cours d'eau à proximité et l'eau souterraine doivent devenir des objets de préoccupation, particulièrement si ces eaux sont utilisées pour l'une ou l'autre des fins suivantes : eau potable, activités récréatives (baignade, kayak, etc., où il y a possibilité d'ingestion ou d'absorption cutanée) et pêche sportive impliquant la consommation de poissons contaminés. On doit envisager sérieusement la possibilité que les contaminants des cendres puissent

INCINÉRATION

lixivier hors du site d'enfouissement. Des évaluations de l'étanchéité du site, c'est-à-dire une connaissance des caractéristiques hydrogéologiques, de l'environnement physique à proximité du site et de l'utilisation qui en est faite par la population, des évaluations des conditions de transport, de transbordement sur le site permettront, entre autres, d'évaluer si une exposition de la population est possible. On sait d'ores et déjà que les travailleurs du site peuvent être exposés par l'inhalation de fines particules de cendres, si celles-ci ne sont pas mouillées.

2.3.4 Les risques à la santé

Pour que des effets sur la santé se manifestent, il faut que des individus soient exposés aux contaminants des cendres et qu'ils le soient à des quantités suffisantes pour induire des effets sur la santé; la voie d'exposition est donc importante. Denison et Silbergeld considèrent qu'une très large fraction des particules de cendres volantes est respirable (< 10 microns) (22). Les métaux des cendres volantes, comme le cadmium et le plomb, sont partiellement solubles dans l'eau. Si ces particules parviennent à pénétrer profondément dans les poumons, elles pourraient être solubilisées dans les liquides biologiques et être mobilisées dans l'organisme. Les dioxines et furannes sont solidement liés aux particules des cendres volantes, toutefois leur temps de séjour en profondeur dans les poumons pourrait être suffisamment long pour qu'un transfert et une mobilisation de ces composés soient possibles (14).

Les risques à la santé ne sont pas distribués également dans la population. De façon générale, les enfants et les personnes âgées sont plus vulnérables en raison de certaines caractéristiques physiologiques qui leur sont propres. Il est évident, par ailleurs, que le risque pour la santé augmente en fonction de l'importance de l'exposition. Pour les cendres de grille, le risque d'inhalation est faible puisqu'elles sont plutôt lourdes et généralement mouillées. Les risques découlant de la lixiviation des cendres de grille sont eux aussi réduits puisque celles-ci sont peu contaminées, peu solubles et plutôt stables. Les risques découlant de l'ingestion sont les plus significatifs mais peuvent être réduits en évitant l'exposition.

Selon ces auteurs, le risque le plus important concernant les cendres volantes demeure le potentiel d'inhalation directe et l'absorption par les poumons ou encore l'ingestion directe de particules de cendres. La lixiviation des métaux et possiblement des composés organiques des cendres volantes comportent également un risque dans la mesure où ces lixiviats contaminent l'environnement hors du site et exposent la population.

2.4 L'incinération optimale

Nous tentons ici d'identifier des principes qui permettraient de pratiquer l'incinération sans porter atteinte à la santé ou aux milieux de vie.

2.4.1 Le choix du site

Bien que faibles selon l'ensemble des évaluations de risques, les risques d'atteinte à la santé ne sont pas nuls, notamment dans les quelques kilomètres avoisinant un incinérateur. Les effets planétaires des émissions atmosphériques de polluants par l'augmentation du bruit de fond deviendront d'autant plus significatifs que l'incinération deviendrait un recours usuel d'élimination.

Compte tenu des études de dispersion des fumées d'incinération, le moins mauvais emplacement serait à quelques kilomètres de tout habitat, ou dans des zones où la densité de population au-delà de cette limite rend improbable statistiquement l'apparition d'effets néfastes. À tout le moins, et c'est la seule certitude, cette technique ne devrait être autorisée que dans des parcs industriels, en conformité avec des normes d'isolement réglementées. Il serait souhaitable que des critères de localisation soient clairement définis et réglementés à cet effet.

La participation du public au processus décisionnel le plus tôt possible, à la phase même de conception du projet, est déterminante. Les impacts sociaux, même intangibles ou difficilement mesurables, (voir chapitre 1.2) sont devenus dominants dans le cas d'implantation de sites d'incinération de déchets solides domestiques. Les activités d'information et de concertation sont les meilleures méthodes de contrôle du risque d'atteinte à la santé psychosociale de la population concernée et devraient maintenant faire partie intégrante des études d'impacts et du contrôle des risques. Un droit de regard permanent de la population et de l'État sur l'opération de l'incinérateur, de façon à assurer un contrôle rigoureux selon les meilleures techniques disponibles, devrait rendre possible l'identification de sites adéquats.

2.4.2 Technologie optimale d'incinération des déchets solides

Théoriquement l'incinération devrait permettre de disposer d'un déchet en ne produisant que du CO₂, de la vapeur d'eau et des cendres inertes. En réalité, il en est bien autrement car les

INCINÉRATION

émissions des cheminées des incinérateurs comprennent des particules, des composés organiques volatils, des métaux et des gaz, alors que les cendres ne sont pas totalement inertes. Tel que déjà discuté, les impacts pour la santé sont dûs à ces émissions et à ces résidus.

Une technologie d'incinération idéale qui minimise les impacts à la santé doit donc avoir une efficacité de destruction maximale et un niveau minimal d'émission de particules polluantes et de résidus.

Efficacité de destruction et d'élimination; normes

Il ne suffit pas de considérer seulement l'efficacité de destruction (ED) mais surtout l'efficacité de destruction et d'élimination (EDE) pour évaluer le rendement optimal d'un incinérateur.

L'EDE s'exprime donc en pourcentage d'efficacité de destruction et d'élimination pour un produit organique donné. Aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency (EPA) a émis des normes d'efficacité pour les incinérateurs de produits dangereux (10). Des pourcentages d'efficacité de destruction et d'élimination ont ainsi été établis :

- pour les principaux composés organiques dangereux = 99,99 %
- pour les BPC, dioxines et furannes = 99,9999 %
- pour l'acide chlorhydrique (HCL) = 90 %

Dans la littérature en général, l'EDE est donc un paramètre important pour l'évaluation du contrôle des émissions des incinérateurs. Pour l'EPA la détermination de l'EDE pour les principaux composés dangereux organiques représente la meilleure méthode pour déterminer l'efficacité d'un incinérateur (10). Dans un récent contrat de destruction des huiles contaminées au BPC, le MENVIQ a exigé le respect des normes les plus strictes existantes.

Au Canada, nous ne retrouvons pas de telles normes d'efficacité de destruction et d'élimination pour des substances autres que l'acide chlorhydrique. Cependant dans les lignes directrices relatives au fonctionnement et aux émissions des incinérateurs de déchets solides urbains, le CCME a établi des limites d'émissions pour les paramètres suivants (6) :

Particules	: 20 mg/m ³
Acide chlorhydrique	: 75 mg/m ³ ou EDE 90 %
Monoxyde de carbone	: 57 mg/m ³ (50 ppmvs)
Dioxines - furannes	: 0,5 ng/m ³

INCINÉRATION

Pour le monoxyde de carbone, la norme fixée par l'EPA est de 100 ppm. D'après Santoleri et coll., cette norme assure un pourcentage de destruction et d'élimination de 99,99 % (24).

Les normes québécoises du Règlement sur la qualité de l'atmosphère (actuellement en révision) ne concernent que l'émission des poussières et leur contenu en matières imbrûlées, et les émissions d'acide chlorhydrique (voir annexe 6). L'harmonisation des normes québécoises d'incinération aux recommandations du CCME serait certainement une amélioration très souhaitable de notre réglementation, si l'on veut s'assurer de minimiser les risques à la santé publique originant de ces émissions.

Il n'existe pas actuellement au Québec de règles de surveillance pour les principaux produits organiques dangereux et les métaux émis par les cheminées des incinérateurs. Du point de vue de la protection de la santé publique, le monitoring de ces émissions est très important. L'évaluation de ces émissions devrait être faite au moins une fois l'an. En plus de déterminer le rendement d'un incinérateur, en établissant son efficacité de destruction et d'élimination pour les principaux produits organiques dangereux, les niveaux d'émissions donnent une bonne idée de son importance comme source de pollution. Ces dosages servent aussi aux intervenants de santé publique pour déterminer l'impact sur la santé que peuvent représenter les émissions. Il serait donc important que les résultats de ces échantillonnages soient transmis à l'organisme de surveillance prévu, et soient aussi interprétés par les intervenants de santé publique; autrement dit, ces données devraient être publiques.

2.4.3 La gestion des cendres

A cause du contenu et de la toxicité des cendres volantes, on doit utiliser la meilleure technologie disponible pour disposer de ces cendres de façon à éviter toute exposition de la population. Les technologies évoluant rapidement et les situations particulières des lieux destinés à recevoir ces substances nécessitant une évaluation au cas par cas, il serait risqué par conséquent de recommander une méthode de gestion unique. Il semble toutefois logique de penser qu'une stabilisation par une firme spécialisée dans le traitement des déchets dangereux assure une meilleure sécurité à long terme. Certaines autres mesures doivent également être instituées pour minimiser l'exposition humaine aux toxiques :

- le transport des cendres doit être effectué par camions étanches et fermés si les cendres volantes sont transportées séparément des cendres de grille;

INCINÉRATION

- sur le lieu d'enfouissement, on doit éviter toute dispersion des cendres dans l'atmosphère, en les mouillant, en les ensachant hermétiquement ou par tout autre moyen reconnu efficace pour ce faire;
- les travailleurs impliqués dans la manipulation des cendres volantes doivent utiliser les mesures de protection appropriées;
- les eaux d'effluents des lieux d'enfouissement sanitaire recevant des cendres doivent être surveillées et traitées avant leur rejet si elles ne rencontrent pas les normes de rejet du Règlement sur les déchets solides;
- la vocation du site ne doit sous aucun prétexte être modifiée dans le futur et ce, pour éviter que des individus puissent être éventuellement exposés aux contaminants qui sont contenus dans les cendres.

2.5 Conclusion

La littérature scientifique fait consensus sur le faible risque d'atteinte à la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs possédant une technologie de dépollution adéquate. Toutefois, la possibilité de bio-accumulation des substances chimiques toxiques peut faire craindre à long terme d'éventuels effets sur la santé à cause de l'augmentation du bruit de fond, et donc de l'augmentation de l'exposition de la population à long terme.

Les récentes technologies d'épuration de l'air à la sortie des cheminées ont prouvé leur efficacité à réduire la charge en contaminants dispersés dans l'environnement. Ces technologies ont toutefois le désavantage de produire des résidus de plus en plus contaminés, concentrés dans les cendres volantes ou chaux usées. Les voies d'exposition considérées les plus à risque sont l'inhalation et l'ingestion directe de ces particules, ou la contamination indirecte des eaux par le lixiviat de leur enfouissement. La toxicité des cendres volantes exige une attitude prudente et l'utilisation de la meilleure technologie disponible pour éviter toute exposition de la population. L'enfouissement des cendres de grille est beaucoup moins à risque mais demande tout de même une attitude prudente.

INCINÉRATION

Bibliographie

- 1- TARRAHA, M. et al. 1989. *Formation and decomposition of dioxins and related compounds in fluidized bed incinerators*. Chemosphère 18(1-6) : 321-328.
- 2- YOUNG, J.E. 1991. *Discarding the throwaway Society*. Worldwatch paper 101, January 91 : 45.
- 3- CARRIER G., LEFEBVRE L., BEAUSOLEIL M., BOIVIN M.C. 1991. *Analyse des impacts des émissions de polluants produits par l'incinérateur des Carrières dans l'air ambiant sur la santé de la population*. DSC Maisonneuve-Rosemont, juillet 1991 : 54.
- 4- ESCHENROEDER A., WOLFF S., TAYLOR A., BURMASTER D. 1990. *Health risks of alternative methods of municipal solid waste management = A Massachusetts Comparison*. Alanova Inc. Conf. paper presented at Society of risk analysis October 7-10, 1990. New Orlean : 32.
- 5- LEVIN A., FRATT D.B., LEONARD A., BRUINS R.J.F., FRADKIN L. 1991. *Comparative analysis of health risk assesments for municipal waste combusters*. Air and waste management association. January 1991. 41(1) : 20-31
- 6- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 1989. *Lignes directrices relatives au fonctionnement et aux émissions des incinérateurs de déchets solides urbains*. Rapport CCME - TS/WM-TRE003. Winnipeg.
- 7- GOUVERNEMENT DU CANADA. 1991. *Le plan vert du Canada. L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa. Chap. 3 : 30; chap. 25 : 21.
- 8- OPPELT E.T. 1990. *Air emissions from the incineration of Hazardous waste*. US EPA. Toxicology and Industrial Health 6(5) : 23 - 51.
- 9- TRAVIS C., HATTEMER-FREY H.R., editors. 1991. *Health effects of municipal waste incineration*. CRC Press Inc. Library of congress : 387.
- 10- TRAVIS C., COOK S.C. 1989. *Hazardous waste incineration and human health*. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida. Library of Congress #88-14585 : 154.
- 11- CARRIER G. 1991. *B.P.C. dioxines et furannes et analyse des risques toxiques*. Le Passeur, Québec : 484.
- 12- BOLDUC D.G., MAURICE P., MESSELY M.C. 1992. *L'enfouissement des cendres de l'incinérateur de la C.U.Q. à Saint-Tite-des-Caps, avis de santé publique*. Département de santé communautaire de l'hôpital de l'Enfant-Jésus, 64 p.
- 13- ENVIRONNEMENT CANADA. 1988. *National Incinerator Testing and Evaluation Program : the Combustion Characterisation Mass Burning Incinerator Technology, Quebec City, Volume V, Assesment of Contaminant Leachability from Residues*. Rapport IP-82, Août 1988, 37 pages et annexes.

INCINÉRATION

- 14- LISK, D.J. 1988. *Environmental Implications of Incineration of Municipal Solid Waste and Ash Disposal*. The Science of the Total Environment. 74 : 39-66.
- 15- STERN, A.H., A.A. MUNSHI et A. K. GOODMAN. 1989. *Potential Exposure Levels and Health Effects of Neighborhood Exposure to a Municipal Incinerator Bottom Ash Landfill*. Archives of Environmental Health. 44(1) : 40-48.
- 16- BACHES, C.A. et D.J. LISK. 1989. *Cadmium and Lead Accumulation by Goldfish Exposed to Aqueous Refuse Fly Ash Leachate*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43 : 846-849.
- 17- ALARIE Y. ET AL. 1989. *Effects of Inhaled Municipal Refuse Incinerator Fly Ash in the Guinea Pig*. Journal of Toxicology and Environmental Health. 28 : 13-25.
- 18- NEEDLEMAN H.L. 1990. *The Long-Term Effects of Exposure to Low Doses of Lead in Childhood*. The New England Journal of Medicine. 322 : 83-88.
- 19- MUSHAK, P. ET AL. 1989. *Prenatal and Postnatal Effects of Low-Level Lead Exposure : Integrated Summary of a Report to the U.S. congress on Childhood Lead Poisoning*. Environmental Research. 50 : 11-36.
- 20- YOST K.J. 1986. *Cadmium, the Environment and Human Health : an overview*. Esperientia Supplementum. 50 : 137-144.
- 21- CASARETT, L. et DOULL. 1986. *Casarett and Doull's Toxicology, The Basic Science of Poisons*. Macmillan Publishing Company, New York : 974.
- 22- DENISON, A.R. et E.K. SILBERGELD. 1988. *Risks of Municipal Solid Waste Incineration : an Environmental Perspective*. Risk Analysis. 8(3) : 343-355.
- 23- MINOTT, D.H. 1989. *Health Risks and the Alternative of Ressource Recovery versus Landfills for Municipal Solid Waste*. Air and Waste Management Association; Presentation 82nd Annual Meeting & Exhibit : 89-167.3 : 1-21.
- 24- SANTOLERI, J.J. 1992. *Incinerator Performance - Post trial burn importance of monitors*. Conf. paper 9th World Clean Air Congress : Towards tote year 2000. Montréal, Québec, Canada. Aug. 30 - 4 Sept. Vol.1, IV-5.11 : 14.
- 25- STATISTIQUE CANADA. 1991. *Activité humaine et l'environnement 1991*. Ministère de l'Industrie, des Sciences et de la Technologie. Ottawa. p. 118.
- 26- FRIEGE, H. 1992. *Waste Incineration and Waste management - The German experience*. Conf. Paper 9th World clean air congress; Towards the year 2000. Montréal, Québec, Canada. Aug. 30 - 4 Sept. Voll, IU-2B.04 : 12.
- 27- LÉVINE A. 1990 *Comparative analysis of health risk assessment for municipal waste combustors*. Journal of air and waste management association. 41 (6) : 7.

Chapitre 3

L'enfouissement et la santé publique

ENFOUISSEMENT

La technique traditionnelle de disposition des déchets au Québec a toujours consisté à identifier un trou quelconque ou une falaise donnant sur la mer, et à y déverser les déchets. Ce n'est qu'avec l'urbanisation récente et la raréfaction des espaces disponibles qu'ont été implantées de véritables techniques de gestion des déchets. Depuis 20 ans, une réglementation provinciale encadre les techniques d'enfouissement; la loi de zonage, plus récente, encadre le choix du site par les MRC et la municipalité ou le secteur privé.

Curieusement l'enfouissement, pourtant largement utilisé depuis toujours, a fait l'objet de très peu d'études, comparativement à l'incinération. Les impacts environnementaux et sanitaires de l'enfouissement ont été tout à fait négligés jusqu'à récemment, et les études ne cessent de nous alerter depuis lors. De plus, la pollution générée par le site d'enfouissement est de longue durée et pratiquement incontrôlable à posteriori.

C'est pourquoi, nous nous attardons un peu plus sur les effluents de l'enfouissement qui, même en étant moins bien connus, sont les plus susceptibles de nous créer de douloureuses prises de conscience dans les prochaines années. C'est d'ailleurs au chapitre de l'enfouissement que la gestion des déchets devra apporter les plus importantes améliorations si l'on s'oriente vers une authentique saine gestion de nos déchets. L'enfouissement est le seul mode de gestion des déchets dont on ne pourra jamais se passer même après avoir fait tout ce qui est possible pour en restreindre l'utilisation.

3.1 Bilan de la situation actuelle

En 1992, si en principe chaque citoyen bénéficie d'une collecte des déchets, rares sont les communautés qui bénéficient de sites adéquats conçus et gérés selon les normes modernes (1). C'est dire qu'encore actuellement sur 7 219 000 tonnes de déchets annuellement produits au Québec (voir tableau 3.1), 5 400 000 tonnes sont éliminées; environ 90% sont enfouis souvent sans les garanties maintenant exigées par le MENVIQ pour la protection de la santé et de l'environnement, dans les LES, les dépotoirs, les dépôts en tranchée ou de matériaux secs.

ENFOUISSEMENT

Tableau 3.1
Populations desservies et quantités
de déchets traités selon les méthodes d'élimination

Méthodes	Nombre de lieux d'élimination	Pourcentage de la population desservie	Quantité acheminée (tonnes)	Pourcentage de la quantité
Incinération	3	22	527 000	10
Enfouissement sanitaire	69	73	3 953 000	72
Dépôts en tranchée et en milieu nordique	366	3	102 000	2
Dépotoirs	44	2	58 000	1
Dépôts de matériaux secs	97		800 000	15
Total	579	100	5 400 000	100

Source : Ministère de l'Environnement du Québec, 1993

Au Québec, les déchets sont enfouis suivant la méthode traditionnelle qui consiste en un compactage des déchets en couches successives puis à leur dissimulation quotidienne sous un matériau de recouvrement approprié.

Deux méthodes principales peuvent être utilisées : les tranchées et la surélévation. Les tranchées sont des fosses que l'on creuse avant d'y enfouir les déchets. Leurs dimensions varient en fonction des conditions hydrogéologiques et du volume de déchets à enfouir. Le sol excavé peut être utilisé comme matériau de recouvrement. Bien souvent, la méthode en surélévation par laquelle les déchets sont enfouis au-dessus du profil du terrain, est utilisée en concomitance avec celle des tranchées.

La couche de déchets, qui ne doit pas dépasser deux mètres d'épaisseur, est recouverte au fur et à mesure de sa progression par du matériau de recouvrement d'une épaisseur d'au moins 20 centimètres, et le front de déchargement est recouvert à la fin de la journée (3). Ces spécifications peuvent être plus ou moins respectées car les autorités sont dans

ENFOUISSEMENT

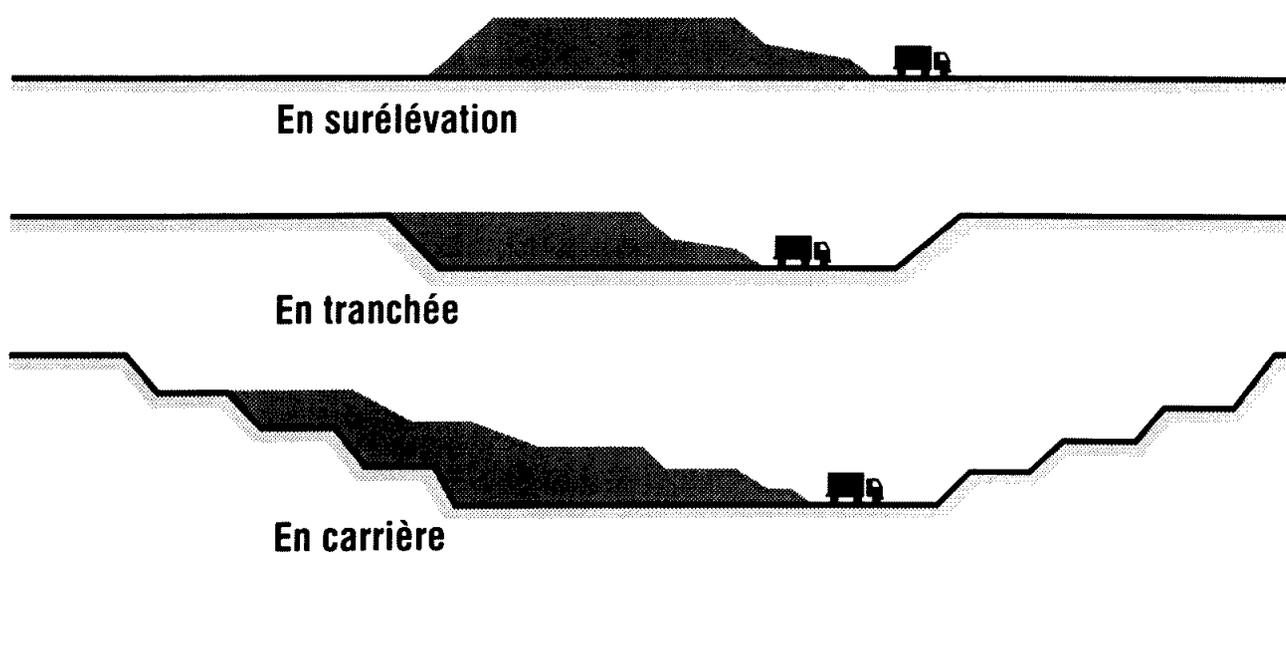
l'incapacité d'exercer une surveillance constante des lieux d'enfouissement sanitaire. La figure 3.2 illustre différentes méthodes d'enfouissement des déchets; l'enfouissement en carrière est utilisé pour quelques sites au Québec (4).

Le recouvrement des déchets est une étape essentielle dans les procédures d'enfouissement sanitaire. En effet, la couche de matériau de recouvrement permet une diminution des désagréments causés par un amas de déchets en décomposition. Les buts fixés par le recouvrement des déchets sont (5) :

- diminution du dégagement d'odeurs;
- réduction de la fréquentation du site par les oiseaux, les rongeurs et les insectes;
- rétention des larves d'insectes enfouies à l'intérieur de la masse de déchets;
- réduction des risques d'incendie;
- limitation de la formation de poches de gaz;
- accroissement de la valeur esthétique.

Le matériau de recouvrement utilisé doit respecter les normes édictées par l'article 48 du Règlement sur les déchets solides (Q-2, r.14) de la Loi sur la qualité de l'environnement du Québec (L.R.Q., Q-2).

Tableau 3.2
Méthodes d'enfouissement des déchets



3.2 Les vecteurs de contamination par les lieux d'enfouissement sanitaire

3.2.1 Les eaux de lixiviation

Le lixiviat est le résultat de la percolation des eaux d'infiltration à travers les déchets. Le relâchement du lixiviat débute une fois que le sol et la masse de déchets ont atteint leur capacité maximale de rétention d'eau. Le pouvoir de rétention d'eau est fonction de la nature, du contenu en humidité et de la densité des déchets.

Dans un lieu d'enfouissement sanitaire, l'eau provient principalement des précipitations, mais aussi, dans une moindre mesure, de trois autres sources soit :

- de la décomposition de la matière organique;
- de l'humidité comprise dans les déchets lors de l'enfouissement;
- de l'eau souterraine en contact avec les déchets.

Une partie seulement des précipitations atteignant le site s'infiltré à travers la couche de déchets enfouis. En effet, les phénomènes de ruissellement et d'évapotranspiration entraînent la perte d'une certaine partie de l'affluent liquide. Il est à noter que la production de lixiviat varie au cours de l'année.

On peut définir le lixiviat comme étant un mélange complexe et très variable comprenant des microorganismes, des composés organiques et inorganiques ainsi que des matières en suspension; le tout, dans un milieu aqueux (6). Le lixiviat est aussi généralement caractérisé par une odeur forte et une couleur foncée. L'âge du site, et par le fait même son degré de stabilisation ont un effet significatif sur la composition du lixiviat.

Le lixiviat peut aussi contenir des composés organiques plus toxiques. Ces substances chlorées ou aromatiques peuvent provenir de déchets domestiques, de déchets dangereux déposés illégalement ou déposés avant la mise en vigueur de la réglementation sur les déchets solides ainsi que de certains déchets industriels. Plusieurs produits d'usage courant contiennent des composés chimiques dangereux et des résidus de ceux-ci se retrouvent tôt ou tard dans un lieu d'enfouissement sanitaire. Or, à l'évidence les substances chimiques dangereuses constituent le risque majeur de contamination par le lixiviat. Comment ces substances sont-elles produites pour être disponibles à la lixiviation? Proviennent-elles directement des déchets ou sont-elles produites par les réactions chimiques et biochimiques qui ont cours dans la masse de déchets? Comme tous les lieux d'enfouissement sanitaire

ENFOUISSEMENT

reçoivent actuellement leur portion estimée de 0,5 à 1 % des déchets totaux de déchets dangereux domestiques (7), il est plausible que les substances dangereuses du lixiviat en proviennent majoritairement. Mais il est également certain que les décompositions biochimiques peuvent produire certaines substances organiques dangereuses sur place. Si dans le cas des métaux, il est clair que l'atome de mercure du lixiviat provient soit du déchet, soit du sol, soit de l'eau qui pénètre le site, il n'y a pas de telle évidence pour les déchets organiques.

Deux tableaux tirés d'une étude d'Environnement Canada dans quatre sites québécois à vocations différentes (tableau 3.3), et de Van Coillie et al. (tableau 3.4) permettent de se faire une idée de l'importance des contaminations biologiques et chimiques des effluents et lixiviats par rapport aux eaux potables ou naturelles.

Tableau 3.3
Contamination bactérienne des effluents de quatre lieux d'enfouissement sanitaire

Indicateurs ou Espèces (Nombre par 100 ml)	Site A (déchets industriels)	Site B (déchets domestiques)	Site C (déchets agricoles)	Site D (déchets mixtes)	Normes de l'eau potable et/ou naturelle
Coliformes totaux	223	13	397	< 10	10
Coliformes fécaux	< 10	< 10	83	< 10	0*
Streptocoques fécaux	170	13	47	10	0*
Bactéries hétérotrophes (n/100 ml à 35°C)	114 X 10 ⁵	3,6 X 10 ⁵	32 X 10 ⁵	1 X 10 ⁵	
<u>Pseudomonas aeruginosa</u>	1 600	37	666	5	0
<u>Aeromonas hydrophila</u>	100	100	100	100	0
Nombre de colonies de <u>Proteus SPP</u>	32	-	18	-	0
Résistance bactérienne à 3 antibiotiques et +	100 %	-	28 %	-	-

Source : ENVIRONNEMENT CANADA. 1980. Références sur la qualité des eaux. *Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

* Corrigé selon les normes actuelles de l'eau potable.

ENFOUISSEMENT

Tableau 3.4
Dépassements flagrants des paramètres physico-chimiques du lixiviat brut
dans quatre sites vérifiés

Sites	Contaminants	Concentration mesurée	Dépassement flagrant des effluents (>10X) par rapport aux eaux naturelles ^a
A	Ammoniaque	(386 mg/L)	19,300x
	Cyanure	(8200 µg/L)	1,640x
	Huiles et graisses	(47 mg/L)	235x
	DCO	(1086 mg O ₂ /L)	109x
	Cadmium	(20 µg/L)	100x
	Phénols	(46 µg/L)	46x
	B.P.C.	(0.4 µg/L)	40x
	Phosphate	(2.2 mg/L)	22x
	Fer	(3.0 mg/L)	22x
	DBO	(155 mg O ₂ /L)	15x
	Composés organiques volatils	(150 µg/L)	15x
B	Ammoniaque	(34 mg/L)	1,700x
	Phénols	(88 µg/L)	88x
	Cadmium	(14 µg/L)	70x
	Fer	(15 mg/L)	50x
	DCO	(404 mg O ₂ /L)	40x
	Cyanure	(180 µg/L)	36x
	DBO	(283 mg O ₂ /L)	28x
	Manganèse	(2700 µg/L)	13x
	Huiles et graisses	(2 mg/L)	10x
C	Ammoniaque	(8 mg/L)	400x
	Huiles et graisses	(18 mg/L)	90x
	Cyanure	(377 µg/L)	75x
	Cadmium	(13 µg/L)	65x
	Phénols	(16 µg/L)	16x
	Composé organiques volatils	(98 µg/L)	10x ^b
D	Ammoniaque	(94 mg/L)	4,700x
	Phénols	(752 µg/L)	752x
	DCO	(1680 mg O ₂ /L)	168x
	DBO	(1503 mg O ₂ /L)	150x
	Cadmium	(26 µg/L)	130x
	Fer	(13.5 mg/L)	45x
	Cyanure	(183 µg/L)	37x
	Sulfates	(680 µg/L)	34x
	Composés organiques volatils	(260 µg/L)	26x ^b
	Carbone organique	(709 mg/L)	24x
	Manganèse	(3300 µg/L)	16x
	Huiles et graisses	(3 mg/L)	15x

Source : VAN COILLIE, R., BERMIONGHAM, BLAISE C., VÉZEAU R., LAKSHMINARAYANA J.S.S. 1990. *Integrated ecotoxicological evaluation of effluents from dumpsites*. Advance in Environmental Science and Technology. Academic Press of New York 22(12) : 161-191.

a) Information sur les normes = voir Environnement Canada (1980a)⁶

b) Différents composés organiques volatils ont provoqué des mutations à ou près de 10 mg/L (Rokoch and Lovast, 1979) et nous avons utilisé cette valeur comme critère de comparaison.

ENFOUISSEMENT

La même étude écotoxicologique faite par bioessais ne laisse aucun doute sur le potentiel toxique aigu, subaigu et chronique de telles quantités de contaminants sur les organismes vivants (9). En ce sens, l'utilisation de bioessais standardisés, comme norme réglementaire de rejet des effluents, paraît complémentaire aux traditionnelles normes chimiques et biologiques et représente la voie de l'avenir.

Les catastrophes environnementales reliées à la gestion des déchets dangereux, par exemple Love Canal ou les lagunes de Mercier, ont orienté les recherches sur des lixiviats de lieux d'enfouissement de déchets solides et sur la qualité de la nappe phréatique sous-jacente. L'eau des nappes phréatiques deviendra en effet un vecteur dominant de pollution puis de contamination humaine dans le territoire des panaches de contamination.

Une étude de l'Environmental Protection Agency (EPA), a révélé que sur les 127 lieux d'enfouissement américains sélectionnés, 26 % ont présenté des contaminations de la nappe phréatique principalement par les hydrocarbures halogénés ou aromatiques et par les métaux. Parmi 77 substances organiques recherchées, on retrouve systématiquement plusieurs cancérigènes tels le benzène, le chlorure de vinyle, le tétrachlorure de carbone, les chlorophénols qui sont abondants dans l'eau des nappes phréatiques contaminées, et des métaux tels le cadmium, le chrome, le zinc, le mercure, le plomb, etc. (10).

D'autre part des études récentes tendent à démontrer que les lixiviats de lieux d'enfouissement des déchets municipaux actuels s'apparentent à ceux de déchets dangereux (11), et que l'enfouissement de déchets industriels n'aurait que peu ou pas d'effet détectable sur la pollution engendrée par ces sites (12).

Ces deux références confirment que l'on devrait établir des normes et critères d'enfouissement similaires pour les sites d'enfouissement industriels, dangereux, ou solides municipaux actuels. Il est de plus en plus clair que l'on doit tout simplement interdire l'enfouissement de déchets dangereux, fussent-ils domestiques, dans des sites de déchets solides municipaux avant un traitement de stabilisation adéquat (1-7-11-12-13-14).

On peut retenir que les déchets dangereux domestiques constituent une grande part des dangers de l'enfouissement pour l'environnement et la santé, par la contamination de l'eau des nappes phréatiques. Les isoler de la masse des déchets pourrait réduire la complexité et les coûts de l'enfouissement sanitaire dans le futur et éliminer une large part des dangers de contamination environnementale susceptible de générer des effets nocifs pour la santé des populations avoisinantes.

ENFOUISSEMENT

3.2.2 Les biogaz

Il y a émission de composés gazeux lorsqu'un composé liquide ou solide atteint son seuil de volatilisation (sa pression de vapeur). Trois mécanismes peuvent lui permettre d'atteindre cet état : une volatilisation directe (c'est-à-dire sans modification chimique du composé), des réactions chimiques et la décomposition biologique; certaines substances peuvent se volatiliser selon plus d'un mécanisme (15). Plusieurs composés organiques volatils s'échappent de cette façon car les conditions présentes sur le site leur permettent de s'accumuler sous forme gazeuse. D'autre part, la décomposition biologique en l'absence d'oxygène (anaérobie) a pour résultat final la méthanisation des déchets organiques.

Le tableau suivant énumère les déchets organiques retrouvés dans les lieux d'enfouissement sanitaire.

Tableau 3.5
Caractérisation des déchets organiques d'un lieu d'enfouissement sanitaire
(Poids humide)

Composé	Composition (%)
Papier	50,2
Déchets de jardin	17,8
Déchets alimentaires	16,8
Plastiques	5,2
Bois	4,6
Cuir, caoutchouc	3,4
Textiles	2,0
TOTAL	100,0

Source : LISK, Donald. 1991. *Environmental effects of landfills*. The science of the total environment : Elsevier Science Publishers, Amsterdam : 415-468.

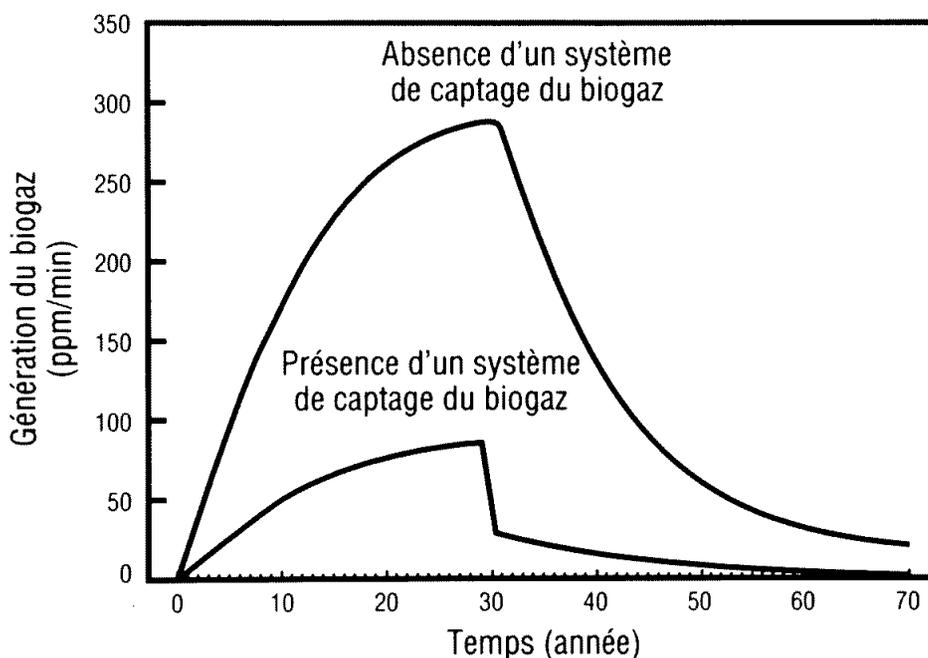
Lailas (17) et Pauss (18) ont décrit en détails les processus physiques, chimiques et biologiques de décomposition des déchets organiques enfouis. Ces trois processus sont interdépendants (17-18). La décomposition physique résulte de la dislocation des constituants des déchets (dégradation physique, brassage mécanique, rinçage). La décomposition chimique se produit sous forme d'hydrolyse, de dissolution-précipitation, de sorption-désorption ou

ENFOUISSEMENT

d'échange d'ions. Le processus biologique implique l'action de milliards de micro-organismes opérant en phase anaérobie, et transforme la partie organique des déchets en biogaz.

Cette décomposition biologique se produit en quatre phases : aérobie, anaérobie non méthanogène, aérobie méthanogène instable et aérobie méthanogène stable qui peuvent s'étaler sur plusieurs dizaines d'années, avec ou sans système de captage des biogaz, tel qu'illustré au tableau 3.6.

Tableau 3.6
Exemple d'une courbe de génération du biogaz
d'un lieu d'enfouissement sanitaire de 1 500 tonnes par jour pendant 50 ans



Source : ESCHENROEDER A., WOLFF S., TAYLOR A., BURMASTER D. 1990. *Health risks of alternatives methods of municipal solid waste disposal = A Massachusetts Comparison*. Alanova Incorporated. Conf. paper at Society of Risk analysis 1990 annual meeting, October 7-10 1990. New Orleans : 32.

ENFOUISSEMENT

Le tableau suivant dresse un profil de la nature des gaz de décomposition émis par un LES. Le pourcentage de chacun des gaz varie selon le stade de décomposition et est ici fourni à titre indicatif.

Tableau 3.7
Composition typique du biogaz émis par un lieu d'enfouissement sanitaire

Composé	Pourcentage (%) en volume
Méthane (CH ₄)	47,4
Dioxyde de carbone (CO ₂)	47,0
Azote (N ₂)	3,7
Oxygène (O ₂)	0,8
Hydrogène (H ₂)	0,1
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	0,01
Monoxyde de carbone (CO)	0,1
Composés traces	1,0

Source : LISK, Donald. 1991. *Environmental effects of landfills*. The science of the total environment : Elsevier Science Publishers, Amsterdam : 415-468.

Plusieurs facteurs influencent la production du biogaz, notamment ceux liés aux conditions atmosphériques (température de l'air, pression barométrique, précipitation), aux caractéristiques du site (topographie, hydrogéologie, type de recouvrement, type de déchets, température et contenu en humidité de la masse de déchets...) et au stade de décomposition, lui-même relié à l'ancienneté du site.

Une étude exhaustive récente réalisée par le California Air Resources Board dans 224 lieux d'enfouissement démontrait qu'on ne retrouvait pas toujours les mêmes composés organiques volatils dans l'air ambiant d'un site à un autre et que leurs concentrations maximales pouvaient varier (21). Pour un site donné, il se peut que plusieurs des substances énumérées soient absentes. Le tableau 3.8 relève les concentrations les plus élevées retrouvées pour chacun de ces COV et la proportion des sites où il fut retrouvé. Cette étude démontrait également que le tétrachloréthylène, le dichlorométhane et le benzène étaient les plus souvent détectés dans ces sites et pouvaient dépasser les normes de qualité de l'air ambiant en vigueur en Californie. Ces variations s'expliquent par la quantité et la nature des déchets enfouis dans le lieu d'enfouissement sanitaire (déchets domestiques dangereux et aussi souvent déchets industriels).

ENFOUISSEMENT

Tableau 3.8
Concentrations maximales des composés organiques volatils dans l'air ambiant
des lieux d'enfouissement californiens

Substances	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ppb)	% des 224 lieux d'enfouissement
Benzène	140 (43,0)	37
Chloroforme	38 (7,6)	12
Chlorure de vinyle	43 (16,50)	5
Dibromo-1, 2-éthane	50 (6,5)	5
Dichloro-1, 2-éthane	75 (17,0)	13
Dichlorométhane	4589 (1300,0)	49
Tétrachloroéthylène	1853 (269,0)	50
Tétrachlorométhane	96 (15,0)	18
Trichloroéthylène	710 (130,0)	29

Source : CALIFORNIA AIR RESOURCES BOARD (ARB). 1989. *The landfill gas testing program : a second report to the California legislative*. Stationary source division, Sacramento, California.

Ces gaz à l'état de traces ne représentent pas un pourcentage élevé du biogaz total généré par un lieu d'enfouissement sanitaire. Cependant, plusieurs de ces composés organiques sont reconnus comme étant dangereux pour la santé (22) même à faible concentration, comme nous le verrons dans la section sur les risques à la santé publique.

3.2.3 Contamination des sols

Indubitablement, les sols qui ont reçu des déchets selon les techniques généralement en vigueur jusqu'à ce jour sont contaminés; de plus, ils sont chimiquement actifs et physiquement instables. Même avec les meilleures techniques de récupération des biogaz, les lieux d'enfouissement sanitaire laisseront échapper une part significative de leur production de biogaz pour des décennies, et de leur lixiviat pour plus longtemps encore.

La réutilisation des sols de lieux d'enfouissement sanitaire pose donc un problème d'ingénierie complexe; jusqu'à ce que les mesures de suivi ou de contrôle fournissent la preuve du contraire, on doit considérer que les sites présentent des risques pour la santé publique. C'est le prix environnemental minimum à assumer lorsqu'on fait le choix d'enfouir nos déchets de la façon usuelle.

3.3 Les risques à la santé

On l'a vu, un lieu d'enfouissement sanitaire peut présenter des dangers pour la santé humaine car il contient et émet une multitude de composés potentiellement toxiques pouvant causer la contamination de l'eau, de l'atmosphère et du sol, et même des explosions dans certains cas.

Lors d'une évaluation du risque pour la santé de la population avoisinant les lieux d'enfouissement sanitaire, il faut tenir compte de deux voies d'exposition directes : l'eau, que l'on divise en réseaux hydrographiques de surface et souterrain, et l'atmosphère. La première voie fait référence principalement à une contamination par le lixiviat, alors que l'autre réfère à un ajout de gaz et de composés volatils dans l'atmosphère. Notons que l'on néglige ici la possibilité d'un contact direct car les lieux d'enfouissement sanitaire sont peu accessibles à la population. Par contre, la réutilisation des sols comme aire de loisirs ou pour la construction après la fermeture du site pourrait être une source d'exposition directe de la population; cette réutilisation des lieux d'enfouissement sanitaire doit donc être contrôlée rigoureusement.

3.3.1 Les risques associés aux eaux de lixiviation

On retrouve dans le lixiviat trois classes de substances ou d'organismes ayant la capacité de porter atteinte à la santé humaine : les composés inorganiques, les composés organiques, ainsi que les microorganismes pathogènes. Les populations peuvent être exposées par l'absorption directe d'eau contaminée ou lors d'activités récréatives aquatiques.

Les composés inorganiques :

Nous considérons ici surtout une classe de composés inorganiques : les métaux lourds. Malgré leur présence constante dans les eaux de lixiviation, les sulfates et les chlorures ne comportent que peu de risques pour la santé humaine. Un composé tel le cyanure, bien qu'il possède des effets certains sur la santé, demeure présent à des concentrations généralement faibles dans le réseau hydrique étant donné sa facilité à former des composés avec des ions métalliques et le fait qu'il soit biodégradable (8).

La concentration en métaux lourds dans le lixiviat est généralement faible, à l'exception du fer et du manganèse; les métaux lourds arrivent au lieu d'enfouissement sanitaire dans la majorité des cas dans leur état métallique et sont peu solubles dans l'eau. Les métaux pré-

ENFOUISSEMENT

sents dans le lixiviat précipitent sous forme de sels métalliques, particulièrement comme sulfures métalliques, étant donné les faibles conditions réductrices qui prévalent dans le lixiviat (23). Les métaux peuvent être retirés par une atténuation naturelle via des échanges cationiques et une adsorption par les colloïdes du sol. Il est à noter que l'on peut retrouver dans les eaux souterraines non-polluées des concentrations en fer entre 10 et 100 mg/L, et 10 mg/L en manganèse (8).

Comme les concentrations en métaux lourds dans le lixiviat sont généralement faibles, il est peu probable de rencontrer des cas de contamination humaine par les métaux due à des lixiviats de lieux d'enfouissement sanitaire.

Les composés organiques :

Les composés organiques sont principalement employés comme solvants. On les utilise même comme agent nettoyant, dégraissant, réfrigérant ou séchant. Ils peuvent aussi entrer dans la composition de produits comme les peintures, les encres, les colorants, les vernis, les préservatifs, les pesticides et les détergents (24).

Une ingestion chronique, même à de faibles concentrations, de certains composés organiques retrouvés dans le lixiviat des lieux d'enfouissement sanitaire accroît considérablement les risques de problèmes de santé. L'EPA a conclu que l'exposition aux hydrocarbures aliphatiques halogénés représente le risque le plus élevé pour la santé (25).

Les microorganismes pathogènes :

Il existe plusieurs sources de microorganismes pathogènes dans les déchets solides. On retrouve dans nos déchets domestiques des mouchoirs de papier, des selles d'animaux domestiques, des couches et des essuie-tout souillés, des résidus de jardin, de la nourriture, etc.. Quelques sites peuvent recevoir des boues d'usine d'épuration, des déchets industriels contaminés et des déchets biomédicaux. Le recouvrement quotidien permet d'éviter, dans une certaine mesure, la contamination par des organismes tels les rats, les insectes, les animaux domestiques ou sauvages et les oiseaux. Cependant, des microorganismes peuvent être entraînés hors du site par le lixiviat et contaminer les réseaux hydrographiques de surface et souterrains.

ENFOUISSEMENT

En plus des bactéries habituellement associées aux selles, telle *Escherichia coli*, plusieurs espèces de bactéries potentiellement pathogènes peuvent être présentes dans les selles et les déchets; entre autres, les salmonelles, les shigelles et le *Vibrio cholerae*. Dans le cas des virus, plus de 100 types ont été identifiés dans les déchets, ce qui inclut des poliovirus, le virus de l'hépatite A, des échovirus, des coxsackies, des rotavirus, des adénovirus et le virus de Norwalk (37), tous impliqués dans plusieurs maladies humaines.

Il est évident que les lieux d'enfouissement sanitaire reçoivent des microorganismes pathogènes en grande quantité. Cependant, comme nous le verrons au chapitre 5 sur le compostage, les processus de décomposition qui ont cours dans la masse de déchets détruisent la flore pathogène et réduisent les dangers. Il s'agit d'un gain majeur de santé publique que nous a légué l'invention de Monsieur Poubelle. Les travailleurs des lieux d'enfouissement sanitaire devront cependant appliquer des mesures d'hygiène rigoureuses afin de réduire les dangers d'infection. Le traitement des effluents permet de contrôler le risque de contamination de la population.

3.3.2 Les risques associés aux biogaz

Le résultat ultime de la biodégradation des déchets dans un lieu d'enfouissement sanitaire est la méthanisation. Lors de la phase méthanogène, on retrouve principalement du méthane (40-70 %), du dioxyde de carbone (30-50 %) et des gaz à l'état de traces (moins de 5 % en volume).

Les risques sanitaires et environnementaux que comportent ces composés gazeux sont de plusieurs ordres. On peut en distinguer six dont trois sont reliés au méthane (15) :

- des risques pour l'humain, les animaux et les végétaux reliés à la formation d'ozone troposphérique (en basse atmosphère) par des composés organiques non-méthanogènes (voir tableau 3.10);
- des effets sur la santé reliés à certains composés spécifiques se dégageant du site (voir tableau 3.9);
- une contribution à l'effet de serre suite à l'émission de méthane;
- des risques d'explosion;
- le dégagement d'odeurs;
- les effets sur le sol et la végétation sur le site ou près de celui-ci suite à une migration dans le sol des gaz.

ENFOUISSEMENT

D'autres effets planétaires subtils peuvent être supposés comme par exemple une collaboration des gaz chlorés de décomposition à l'amincissement de la couche d'ozone stratosphérique (haute atmosphère). Mais surtout plusieurs composés se dégageant d'un lieu d'enfouissement sanitaire possèdent la capacité de causer des problèmes de santé allant des malaises aigus et chroniques, jusqu'aux cancers. Ces substances relativement dangereuses sont principalement des composés organiques volatils. Le tableau 3.9 résume leurs effets néfastes (26).

Tableau 3.9
Résumé des effets néfastes sur la santé humaine associés
aux substances toxiques potentiellement présentes dans
la composition du biogaz (Exposition chronique - inhalation)

Benzène	Maux de tête, vertiges, anorexie, fatigue, dyspnée, effet hématotoxique, foetotoxique chez l'animal, cancérigène prouvé.
Chloroforme	Nausées, anorexie, dépression du système nerveux central, troubles gastro-intestinaux, atteintes hépatiques et rénales, foetotoxique chez l'animal, cancérigène probable.
Chlorure de vinyle	Possibilités d'altérations sanguines, de perturbation de la fonction pulmonaire et du système nerveux central, cancer du foie, du cerveau et des poumons.
Dibromo-1, 2-éthane	Tératogène suspecté, cancérigène probable.
Dichloro-1, 2-éthane	Irritation des yeux et des voies respiratoires, nausées, anorexie, douleurs épigastriques, faiblesse, fatigue, insomnie, irritabilité, nervosité, dommages aux reins, foie et glandes surrénales, cancérigène probable.
Dichlorométhane	Atteintes hépatiques et rénales, cancérigène probable.
Tétrachloroéthylène	Foetotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain.
Tétrachlorométhane	Dépresseur du système nerveux central, foetotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain.
Trichloroéthylène	Dépresseur du système nerveux central, foetotoxique chez l'animal, cancérigène probable chez l'humain.

Source : DROUIN L., RICHER N., GOLBERG M. 1992. *Risques associés au biogaz des sites d'enfouissement sanitaires*. Conférence au 4^e colloque de formation en santé environnementale. Octobre 1992, Québec : 24.

ENFOUISSEMENT

L'ozone, qui se forme suite à des réactions photochimiques impliquant des composés organiques non-méthanogènes et des oxydes d'azote, est susceptible d'entraîner plusieurs effets négatifs sur la santé humaine ainsi que sur la végétation (voir tableau 3.10).

Aucune étude épidémiologique satisfaisante n'a été effectuée à ce jour afin de vérifier les risques théoriques pour la santé des gens vis-à-vis l'émission de composés gazeux par un lieu d'enfouissement sanitaire (26). On se base, jusqu'à maintenant, sur des recherches qui ont évalué la toxicité des substances retrouvées sur les lieux d'enfouissement sanitaire pour évaluer les risques pour la santé de la population environnante, selon les types et la quantité de gaz retrouvés sur le site étudié.

Le méthane généré suite à la décomposition anaérobie des déchets a des effets sur l'environnement, mais peut aussi mettre en danger les gens circulant près des sites. Premièrement, l'accumulation du biogaz dans des endroits clos, sur le site ou suite à une migration latérale, peut entraîner une asphyxie, des explosions et des incendies pouvant causer des dommages à la propriété, des blessures et des pertes de vie. D'après une étude de Fuortès, l'infiltration des biogaz au travers des fondations d'un édifice aurait été la cause de l'apparition du syndrome des tours à bureaux (ou des bâtiments malsains) chez les personnes qui s'y trouvaient (27). Le méthane est un des gaz à effet de serre et participe au réchauffement global de la planète.

Le tableau suivant résume les effets sanitaires appréhendés des gaz s'échappant des LES.

ENFOUISSEMENT

Tableau 3.10
Effets sur la santé associés à l'émission de gaz d'un lieu d'enfouissement sanitaire

Composante	Effets sanitaires
Ozone	<ul style="list-style-type: none">- Altérations de la fonction pulmonaire- Aggravation de maladies respiratoires pré-existantes- Dommages aux poumons.
Substances toxiques	<ul style="list-style-type: none">- Leucémie,- Anémie aplasique,- Myélomes multiples,- Changements cytogénétiques,- Possibilité de tératogénicité et toxicité pour les embryons,- Dommages au foie, aux poumons, aux reins et au système nerveux central,- Cancérogénicité pour le cerveau, le foie et les poumons
Méthane	<ul style="list-style-type: none">- Explosions et incendies- Asphyxie.
Odeurs	<ul style="list-style-type: none">- Diminution du bien-être et de la qualité de vie des gens demeurant à proximité du site.

Source : ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 1991. *Air emissions from municipal solid waste landfills, Background information for proposed standards and guidelines*. Research triangle park, NC., Rapport no : EPA/450/3-90/011A : 544.

À l'exception des cas de migration latérale, les études concluent généralement à des niveaux d'exposition très faibles des populations aux biogaz des lieux d'enfouissement sanitaire, mais les lieux d'enfouissement sanitaire sont susceptibles de dégager des odeurs dont les effets sur la santé sont difficiles à évaluer. D'après une étude réalisée auprès de personnes demeurant à proximité d'un LES, cette proximité entraîne une diminution de la qualité de vie et, plus important encore, des modifications dans le comportement des personnes exposées. Il pourrait s'ensuivre des problèmes sociaux variés, et quelquefois importants (15). C'est pourquoi une concertation avec les populations concernées est encore une fois si importante lors de modifications ou d'implantation de projets de lieux d'enfouissement sanitaire.

3.4 L'enfouissement optimal

Si l'on persiste à enfouir des déchets dangereux et des putrescibles non neutralisés ou adéquatement stabilisés dans nos sites, il est évident que le choix du site et la gestion de leurs émissions deviennent primordiaux pour contrôler les dangers de pollution affectant éventuellement la santé publique. Les critères d'étanchéité du site sont de loin les plus importants pour retarder l'écoulement des lixiviats polluants qui devront par ailleurs être collectés et adéquatement traités avant leur rejet dans la nature. Les normes d'enfouissement du MENVIQ évoluent en ce sens, et il importe dans tous les cas de s'assurer que les lieux d'enfouissement sanitaire ne contaminent pas l'environnement. Nous présentons ici un bref rappel des notions scientifiques de base utilisées pour la gestion de l'enfouissement et qui sont sous-jacentes à la réglementation environnementale.

3.4.1 Conditions hydrogéologiques du lieu d'enfouissement

La réglementation québécoise concernant les lieux d'enfouissement sanitaire repose actuellement sur le principe de l'atténuation naturelle, qui consiste à permettre l'enfouissement de déchets domestiques directement dans le sol. On assume que leur diffusion dans le sol altère et minimise les propriétés toxiques des contaminants ainsi libérés.

L'atténuation naturelle s'effectue au moyen de processus physiques, biologiques et physico-chimiques. Il existe six mécanismes majeurs qui régissent l'atténuation naturelle des impacts des contaminants sur le sol et l'eau souterraine (28).

La filtration mécanique :

La filtration mécanique restreint le débit des contaminants en suspension. L'efficacité avec laquelle s'effectue cette atténuation des particules en suspension dépend de la nature et de l'épaisseur de la couche de sol.

La précipitation :

Des changements dans les conditions micro-environnementales comme la température, le pH et la composition de la solution peuvent amener une immobilisation de quelques contaminants qui sont ensuite convertis en composés insolubles.

ENFOUISSEMENT

L'adsorption :

Il y a formation d'un lien chimique entre le contaminant soluble et le minéral, l'oxyde hydraté et la matière organique du sol. Le degré d'adsorption dépend de la capacité d'échange cationique.

La dilution et la dispersion :

L'atténuation par la dilution et la dispersion diminue les concentrations des contaminants en les mélangeant dans un plus grand volume d'eau souterraine.

L'activité microbienne :

L'atténuation par l'activité microbienne est accomplie par l'utilisation des contaminants solubles du lixiviat par les microorganismes souterrains; ceux-ci se servent des contaminants comme source de nutriments organiques et inorganiques pour leur métabolisme.

L'évaporation :

Le mécanisme d'évaporation se manifeste lorsque le composé en solution passe à l'état gazeux et se déplace dans l'air situé au-dessus de la nappe d'eau. Seuls les composés avec une faible pression de vapeur peuvent s'évaporer.

Le pouvoir atténuateur est différent pour chaque sol. Il est à noter qu'un seul mécanisme d'atténuation n'est pas efficace pour enlever ou réduire les concentrations de contaminants du lixiviat. Tous les mécanismes d'atténuation agissent à un quelconque degré dans n'importe quel site où il y a migration de contaminants. Les sols sous-jacents de nature argileuse ont la propriété de retenir la majorité des métaux lourds comme le plomb, l'arsenic, le zinc, le cadmium et le mercure. Les sols sablonneux sont beaucoup moins efficaces que les sols argileux; ils peuvent néanmoins diminuer les concentrations de complexes organiques. Des études ont démontré que la capacité du sol à retenir ou transformer les contaminants est limitée; une fois cette limite atteinte, le comportement des contaminants n'est plus affecté par les propriétés atténuatrices du sol (29).

L'article 29 du Règlement sur les déchets solides (Q-2, r.14) décrit les conditions hydrogéologiques que doivent rencontrer les LES. Les normes de migration des eaux de lixiviation dans le sol sont basées en partie sur les propriétés atténuatrices du sol.

ENFOUISSEMENT

L'enfouissement sanitaire des déchets solides doit s'effectuer sur un terrain où les conditions hydrogéologiques sont telles que les eaux de lixiviation s'infiltrent dans un sol dont le coefficient de perméabilité maximal est de $1,9 \times 10^{-10}$ m/s, à moins que ces eaux n'aient fait résurgence auparavant. Dans ce dernier cas, elles doivent avoir circulé pendant plus de 2 ans dans un sol dont le coefficient de perméabilité maximal est de $4,8 \times 10^{-10}$ m/s.

La contamination des eaux souterraines et de surface par le lixiviat ainsi que la migration des biogaz constituent les principaux problèmes imputables aux lieux d'enfouissement sanitaire. Ces problèmes sont en étroite relation avec deux paramètres hydrogéologiques, soit la porosité et la perméabilité des sols. Ces deux paramètres déterminent à quelle vitesse les contaminants liquides ou gazeux migreront au travers les parois du site, avant d'être libérés dans l'air ou les eaux. La porosité est le pourcentage de volume des vides d'une formation ou d'une roche cohérente, par rapport à son volume total (30). La porosité se définit comme la capacité d'un sol à contenir de l'eau ou des gaz dans ses interstices, tandis que la perméabilité est la capacité du sol à se laisser traverser par l'eau ou des gaz (31). L'annexe 3 définit plus précisément ces paramètres et fournit des exemples utiles.

Un lieu d'enfouissement sanitaire optimal doit être situé dans une formation géologique la moins poreuse et la moins perméable possible. L'argile, bien que poreuse, a une très faible perméabilité; elle est le sol de choix pour l'enfouissement sanitaire à la condition d'être de bonne qualité, uniforme et suffisamment épaisse. Les régions dépourvues de sols suffisamment imperméables devront diminuer artificiellement la perméabilité, généralement à l'aide d'argile. Les géomembranes, malgré leur durée limitée, peuvent être utilisées, de préférence avec l'argile, pour répondre à très long terme aux normes réglementaires. Un recouvrement imperméable de la surface du site est nécessaire pour réduire la pénétration de l'eau ou l'émission des gaz et permettre leur récupération et leur traitement.

3.4.2 La gestion des lixiviats

Le premier élément de gestion des lixiviats est constitué par un système performant de captation de l'eau de lixiviation, ce qui est loin d'être partout le cas actuellement (33). La gestion des contaminants des lieux d'enfouissement sanitaire au Québec se limite principalement aux eaux de lixiviation. Les méthodes de traitement des eaux de lixiviation sont dérivées des procédés conventionnels de traitement des eaux usées municipales. Cependant, les caractéristiques particulières du lixiviat amènent des complications dans la méthode de traitement. Les fluctuations saisonnières de débit, de même que les variations de composition

ENFOUISSEMENT

chimique du lixiviat influencées par l'âge et le degré de stabilisation du site, constituent des paramètres importants à considérer lors de la conception du système de traitement du lixiviat.

L'effluent rejeté dans le réseau hydrographique de surface ou dans un réseau d'égout pluvial doit respecter les normes édictées par l'article 30 du Règlement sur les déchets solides (Q-2, r.14). La qualité des eaux souterraines n'est pas réglementée à ce jour, à l'exception des eaux puisées pour la consommation humaine qui doivent rencontrer les normes de qualité du Règlement sur l'eau potable (Q-2, r.4.1).

Le traitement des eaux de lixiviation d'un lieu d'enfouissement sanitaire doit être vu comme un tout, constitué d'une série d'étapes jouant un rôle bien spécifique vers l'atteinte d'une épuration complète de l'eau. Chaque étape du traitement permet de résoudre un problème bien précis et constitue uniquement une composante de la filière de traitement.

De façon générale, la pollution des eaux de lixiviation est soit organique (via la matière organique), soit physico-chimique (via les substances organiques et inorganiques). La pollution par la matière organique se traite de façon naturelle par l'activité des bactéries, processus que l'on peut accélérer par la mise en place de différents systèmes de traitement biologique. La pollution physico-chimique nécessite souvent l'utilisation d'un système de traitement plus sophistiqué; on l'associe à la présence de certains métaux et de substances difficilement dégradables.

Un résumé des différents traitements biologiques et physico-chimiques (34-35) figure à l'annexe 4. Ces traitements correctement appliqués doivent permettre le rejet d'effluents répondant aux normes chimiques actuelles. L'utilisation de bioessais serait probablement plus représentative de la toxicité globale de l'effluent que le respect individuel de chacune des normes actuelles et il semble maintenant que certains bioessais soient assez bien connus et standardisés pour être réglementés.

3.4.3 Le traitement des biogaz

Les sites québécois munis d'un système de captation des biogaz sont l'exception en 1993. La forte proportion de méthane présent dans les gaz de décomposition en fait une source d'énergie dont la valeur calorifique peut aisément être récupérée par combustion directe avec ou sans purification préalable (37). Le problème est de capter ces biogaz. Les systèmes de

ENFOUISSEMENT

captage actuels auraient une efficacité inférieure à 60 % (4) et on peut espérer 80 % ou 90 % dans les meilleurs cas (38).

Pour atteindre ces objectifs, les sites doivent être littéralement encapsulés par des géomembranes ou de l'argile, en plus d'être équipés d'un système de captage et de traitement qu'on devra entretenir pour des durées de 50 ou 70 ans (voir tableau 3.5), comme les systèmes de captage des lixiviats (19). Le cas du biogaz est particulièrement important lorsqu'on prévoit une réutilisation des sols. Le protocole de fermeture des sites doit donc prévoir une surveillance jusqu'à la stabilisation définitive du contenu.

3.5 Conclusion

Ce bref survol de la littérature concernant les risques associés à l'enfouissement tel que pratiqué jusqu'ici nous amène à faire les constats suivants, largement tirés de Drouin, Richer et Goldberg (26) et de Delong (39).

1. *Il est plausible que l'exposition de populations ou de travailleurs aux substances toxiques identifiées dans les biogaz puisse entraîner à court et à long termes des effets pour la santé (troubles de reproduction, cancer, effets neurotoxiques, symptômes diffus...). Néanmoins le niveau d'exposition retrouvé est très bas et les études épidémiologiques ont jusqu'à ce jour failli à documenter des liens causes-effets reliés aux biogaz.*

Les études en évaluation du risque pour la santé concluent que des excès de problèmes de santé (notamment le cancer) pourraient survenir, mais souffrent pour la très grande majorité d'une incertitude quant à la caractérisation de l'exposition réelle des populations et de la relation dose-réponse des principaux COV.

Les connaissances épidémiologiques accumulées à ce jour sont donc insuffisantes pour nous permettre de tirer des conclusions définitives sur une relation possible entre l'exposition aux biogaz des LES et les problèmes de santé appréhendés, mais suffisantes pour exclure la possibilité d'effets de santé importants ou dramatiques qui seraient attribuables aux biogaz.

ENFOUISSEMENT

2. *Mal contrôlés, les lixiviats peuvent entraîner des effets nocifs par le contact direct ou l'absorption d'eaux contaminées par les populations. La contamination de prise d'eau de consommation serait le risque le plus probable pouvant affecter la santé publique.*
3. *Il y a assez d'éléments pour conclure que plusieurs lieux d'enfouissement sanitaire peuvent constituer une menace potentielle pour la santé publique associée à l'exposition chronique aux biogaz mais surtout à l'absorption et au contact d'eaux de lixiviation contaminées.*

Il est possible avec les techniques modernes de construire un lieu d'enfouissement sanitaire optimal qui pourrait contrôler de façon acceptable les risques de contamination environnementale et humaine. Construit en sol imperméable, doté d'équipements de collecte-traitement des lixiviats et des biogaz, et recouvert d'un capuchon étanche, un lieu d'enfouissement sanitaire ne causerait pas de contamination significative pour l'environnement ou la santé. Même ce site optimal devra être entretenu et surveillé jusqu'à l'épuisement des substrats responsables des émissions et des rejets. La question de la réutilisation sécuritaire ultérieure du terrain exigera une évaluation spécifique des sols, à priori considérés comme contaminés à très long terme. C'est l'orientation actuelle retenue par le MENVIQ, ce qui correspond aux exigences souhaitables en termes de santé publique.

ENFOUISSEMENT

Bibliographie

- 1- GOUVERNEMENT DU CANADA. 1991. *Le plan vert du Canada*. L'état de l'Environnement au Canada. Ottawa. Chap. 25 : 21.
- 2- MENVIQ. 1991. *Synthèse de l'inventaire de leur élimination de déchets solides sur le territoire de chacune des directions régionales du ministère de l'Environnement*. Sous presse.
- 3- MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec). 1987. *La gestion des déchets solides*, Direction de la récupération et du recyclage : 70 p.
- 4- DSC SACRÉ-COEUR. 1990. *Problématique de la protection et de la prévention de la santé publique reliée au site d'enfouissement sanitaire Miron*. Non publié : 26.
- 5- ROBERT, R. 1985. *L'enfouissement sanitaire*, Ministère de l'Environnement, Direction de la récupération et du recyclage.
- 6- HARRIS, J.M. et GASPAR, J.A. 1988. *Management of leachate from sanitary landfills*, AIChE Symposium series, 265(84) : 171-182.
- 7- COMMISSION D'ENQUÊTE SUR LES DÉCHETS DANGEREUX. 1990. *Les déchets dangereux au Québec*. Les publications du Québec, Québec.
- 8- ENVIRONNEMENT CANADA. 1980. Références sur la qualité des eaux. *Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.
- 9- VAN COILLIE, R., BERMINGHAM, BLAISE C., VÉZEAU R. LAKSHMINARAYANA J.S.S. 1990. *Integrated ecotoxicological evaluation of effluents from dumpsites*. Advance in Environmental Science and Technology. Academic Press of New York 22(12) : 161-191.
- 10- U.S. EPA. 1986. *Subtitle A study - Phase I report*. Office of Solid Waste, EPA/530-SW-86-054, October 1986.
- 11- MURRAY H.E., BECK J.N. 1990. *Concentration of synthetic organic chemicals in leachate from a municipal landfill*. Environmental pollution, 67(3) : 195-199.
- 12- Webster I.A. 1988. *Municipal solid waste landfill = The role of industrial wastes in the landfill*. Conference paper, EPA et al. Mid-Atlantic industrial waste 20th conference, Washington, June 19-21 : 377-386.
- 13- BEAUREGARD R.R. 1987. *Defining landfill toxics = California SWATS Wastes*. Earth Technology Corp. C.A. World Wastes, 30(2) : 24-33.

ENFOUISSEMENT

- 14- RAKOCZYNSKI R.W. 1982. *Advanced secure landfill design*. Waste Ressource Assoc. NY, Conf. paper. University of Wisconsin municipal and industrial waste research and practice. 5th conf. Madisson. September 22-24 : 146-156.
- 15- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). 1991. *Air emissions from municipal solid waste landfills, Background information for proposed standards and guidelines*, Research triangle park, NC., Rapport no : EPA/450/3-90/011A : 544.
- 16- LISK, Donald. 1991. *Environmental effects of landfills*. The science of the total environment : Elsevier Science Publishers, Amsterdam : 415-468.
- 17- LAIHAS, N. 1986. *International perspectives of landfill gas*. A U.S. overview, p. 13-16 dans *Energy from Landfill gas*, Ed. : J.R. Emberton et R.F. Emberton. Proceedings of a conference jointly sponsored by the U.K. and the U.S. Department of Energy.
- 18- PAUN, A., NAVEAU H. et NYNS E.J. 1987. *Biogaz production*. P. 273-291 dans *Biomass : regenerable energy*, Ed. : D.O. Hall et R.P. Overend, John Wiley and Sons Ltd, Chichester, U.K. : 504.
- 19- ESCHENROEDER A., WOLFF S., TAYLOR A., BURMASTER D. 1990. *Health risks of alternatives methods of municipal solid waste disposal = A Massachussetts Comparison*. Alanova Incorporated. Conf. paper at Society fo Risk analysis 1990 annual meeting, October 7-10 1990. New Orleans : 32.
- 20- CROUCH, E., GREEN, L. 1988. *Carcinogenic risks from landfills emissions*. Produced at the request of the National Air Pollution Control techniques Advisory Committee to EPA, juin 1988.
- 21- CALIFORNIA AIR RESOURCES BOARD (ARB). 1989. *The landfill gas testing program : a second report to the California legislative*. Stationary source division, Sacramento, California.
- 22- BROSSEAU, J. 1990. *Les composés-traces gazeux émis des lieux d'enfouissement sanitaire municipaux : leurs impacts et leur contrôle*, Essai de M.Env., Université de Sherbrooke : 205.
- 23- KIMMEL, G.E. et O.C. BRAIDS. 1980. *Leachate plumes in ground water from Babylon and Islip landfills*, Long island, New-York, Washington, D.C. : U.S. Government printing office.
- 24- HATHAWAY, S.W. 1980. *Sources of toxic compounds in household wastewater*, Rapport no : EPA-600/2-80-128, NTIS #PB81-110942 : 92.
- 25- U.S. EPA. 1988. *Air Emissions from municipal solid waste Landfill - Background information for proposed standards and guidelines*. Office of Air Quality. Planing and Standards, RTP. WC.

ENFOUISSEMENT

- 26- DROUIN, RICHER N., GOLBERG M. 1992. *Risques associés au biogaz des sites d'enfouissement sanitaires*. Conférence au 4^e colloque de formation en santé environnementale. Octobre 1992, Québec : 24.
- 27- FUORTES, L. 1990. *A sick house syndrome, possibly resulting from a landfill geologic effluvia*, *Veterinary & Human Toxicology*, 32(6) : 528-530.
- 28- DIAZ, L.F., G.M. SAVAGE et C.G. GOLUEKE. 1982. *Resource recovery from municipal solid wastes*, volume II, final processing, CRC Press inc.
- 29- O'LEARY, P., WALSH, P. 1991. *Leachate control and treatment*. *Waste Age*, 22(7) : 103-118.
- 30- LANDRY, B., MERCIER, M. 1992. *Notions de géologie*. 3^e édition, Modulo, Outremont : 565.
- 31- TODD D.K. 1980. *Groundwater hydrology*. Editeur = John Wiley & Sons New York : 535.
- 32- CHAMPOUX, A., TOUTANT C. 1988. *Éléments d'hydrogéologie*. Edition Le Griffon d'argile. Ste-Foy : 262.
- 33- JUNQUIT, M., BEJON, B., TERSIGUEL, D. 1986. *L'élimination des déchets urbains au Québec = Le traitement des lixiviats de décharges contrôlées*. Rapport de mission. MENVIQ : ENVIRODOQ880016 : 57.
- 34- TCHOBANOGLIOUS, G., SCHROEDER, E.D. 1987. *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company. Amsterdam : 768.
- 35- EHRIG, H.J. 1989. *Physicochemical treatment*. Dans : *Sanitary landfilling : process, technology and environmental impact*, Academic Press, pp. 285-295.
- 36- BITTON, G. et C.P. GERBA. 1984. *Groundwater pollution microbiology*, John Wiley & Sons inc., New-York : 377.
- 37- MENVIQ. 1987. *La valorisation des déchets*. Direction de la récupération et du recyclage. Série récupération - recyclage QEN/RR-19. ENVIRODOQ 870246 : 63.
- 38- U.S.E.P.A. 1992. *Landfill Gas Energy utilization : Technology options and case studies*. EPA - 600 / R - 92 - 116. Appendix B : 2.
- 39- DELONG, J.V. 1993. *Public Policy Toward Municipal Solid Waste*. *Ann. Rev. Public Health*, vol. 14, 137-157.

Chapitre 4

La réduction des déchets (3R-V)

et la santé publique

RÉDUCTION

Nous désirons brosser ici une esquisse des diverses avenues de réduction des déchets et procéder à l'évaluation des impacts de santé publique pouvant être associés à ces filières. Comme les techniques de réduction sont illimitées et qu'il n'y a que peu de littérature qui traite directement de cet aspect, l'évaluation des impacts sur la santé publique se fondera principalement sur les impacts environnementaux prévisibles, du moins d'après l'opinion consensuelle de l'expertise québécoise en santé environnementale.

De façon à lutter contre la production excessive de déchets, la gestion intégrée propose de favoriser d'abord la réduction à la source et le réemploi, ensuite le recyclage et la valorisation, puis en dernier recours l'élimination, dont nous avons traité aux deux précédents chapitres. Ce modèle est habituellement appelé les 3 R-V-E.

La **réduction** est une restriction à la source du volume et du poids des déchets. Elle peut être le fait d'industries ou de commerces par l'adoption de procédés plus efficaces, ou des ménages par diminution d'achat, achat en vrac, allongement de la durée de vie des produits, réduction des emballages, etc...

Le **réemploi** consiste à remettre en usage, sans transformation, ce qui était considéré comme un déchet. Le système de consigne sur les contenants de boisson en est un exemple.

Le **recyclage** ramène la matière récupérée à une étape de transformation secondaire pour ensuite en faire un produit d'usage similaire. Le papier est le déchet le plus souvent recyclé, mais la majorité des matières se prêteraient au recyclage. Le réemploi et le recyclage présentent l'immense avantage de réduire directement la production du matériau vierge et leurs coûts énergétiques et environnementaux, ou quelquefois même de réduire directement leur coût de production.

La **valorisation des matières** transforme un objet considéré comme un déchet en une autre catégorie de matière. Cette transformation permet l'économie de matériaux vierges, mais les objets ainsi produits sont généralement de moindre valeur que le matériau qu'on aura utilisé pour les produire, contrairement au recyclage. On peut fabriquer des matériaux de construction avec le carton usé, par exemple, ou réutiliser des déchets organiques comme amendement des sols sous forme de compost.

La **valorisation énergétique** ne récupérera qu'une partie de la valeur calorifique du déchet en le détruisant à jamais, mais diminuera d'autant la production d'énergie à partir d'autres sources; bien que dernier choix avant l'élimination en pure perte, elle lui demeure préférable.

Il faut distinguer clairement la valorisation énergétique de l'incinération simple qui n'est qu'un traitement de réduction de volume et de masse par combustion.

4.1 La réduction à la source

La réduction à la source est le premier principe de toute gestion intégrée des déchets. Plutôt que de gérer un déchet, la réduction s'attaque à en empêcher la production. Bien qu'en amont de la gestion des déchets, il s'agit sans doute du moyen le plus efficace de prévenir les impacts directs et indirects sur l'environnement, et conséquemment sur la santé, que pourraient avoir les différents modes de gestion des déchets. Les effets de la réduction à la source sur les quantités de déchets sont très importants à long terme, cette question est donc primordiale lorsqu'on parle de développement durable (1). Cet aspect de la gestion préoccupe les divers paliers gouvernementaux et plusieurs secteurs de la population.

Au niveau fédéral : le Protocole national sur l'emballage

Selon les données historiques canadiennes et américaines, les emballages sont en constante progression depuis les années soixante-dix.

Le Protocole national sur l'emballage est le premier effort au niveau canadien qui s'adresse à la réduction à la source. Il a été entériné, en 1990, par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). Des politiques nationales de gestion de l'emballage devraient contribuer à la réduction de 50 % des déchets d'emballage d'ici l'an 2000. Cette réduction vise à contrer une croissance annuelle de 1,1 % de la production des déchets sur le territoire canadien et à assurer une stabilisation de la production nationale pour les prochaines années (2).

Selon le CCME, 80 % des emballages utilisés au Canada sont incinérés ou enfouis. Au Québec, les emballages représentent à eux seuls le quart de nos déchets; leur élimination coûte 135 millions de dollars par année, en plus d'être une perte de richesses naturelles.

Le besoin constant des producteurs de recourir à des pratiques de modification des contenants et du contenu de leurs produits afin de les différencier des produits concurrents favorise l'introduction de produits pouvant être composés de matériaux susceptibles de menacer directement ou indirectement l'environnement et la santé humaine. Cette tendance risque

RÉDUCTION

fort, d'une part, de rendre encore plus difficile la séparation des matières aux fins de recyclage et, d'autre part, d'introduire de nouveaux contaminants.

Chacune des provinces est associée à l'initiative nationale et est appelée à coopérer en harmonisant ses réglementations avec les orientations du Protocole.

De plus, le gouvernement fédéral s'est engagé dans un processus de révision des politiques et des normes qui régissent la fabrication des produits, dans le sens de la réduction à la source (3).

Au niveau provincial :

- La Loi sur la qualité de l'environnement**
- La Loi sur la société québécoise de récupération et de recyclage**
- La Politique de gestion intégrée des déchets solides du MENVIO**

La loi permet au ministre de «régir, limiter ou prohiber l'usage de tout contenant, emballage, matière ou produit qu'il détermine suivant sa nature ou le type de bien auquel il est destiné". Elle permet également au gouvernement de prescrire tout système de consignation de tout contenant, emballage, matière ou produit, dans les cas, conditions et modalités qu'il détermine; elle permet de fixer une consigne payable à l'achat d'un produit ou d'une matière... et déterminer la partie non remboursable de cette consigne;» (LRQ, c.Q-2, art.70).

Avec les nouvelles prescriptions introduites dans ces lois, le Gouvernement du Québec s'assure des pouvoirs pour réglementer l'emballage dans le sens des orientations du Protocole national sur l'emballage. Il peut éventuellement transformer les prescriptions relatives à l'emballage à d'autres biens de consommation (4).

La politique émise en 1989, propose 50 % de réduction des déchets à enfouir d'ici l'an 2000, sans augmentation des niveaux de pollution. Elle devrait influencer les décideurs, les industries et les consommateurs du Québec dans les prochaines années (1).

En ce qui concerne la réduction à la source, les objectifs de la politique sont d'accroître la durée de vie des biens dans le but de réduire leurs rejets et les besoins de remplacement, de diminuer les quantités de matériaux utilisées dans la fabrication et l'emballage des biens, de diminuer le poids et le volume du futur déchet et enfin de réduire les déchets issus du processus de fabrication du produit.

RÉDUCTION

La politique reconnaît que jusqu'à présent les quantités et les volumes de déchets générés ont peu préoccupé notre société et que seuls les impératifs économiques en faveur de la réduction à la source ont prévalu : diminution des coûts d'énergie et de matériaux, diminution des coûts de transport du produit, adaptation des produits aux besoins du marketing, adaptation des produits à la concurrence.

Divers moyens sont préconisés tels la création et l'utilisation de produits demandant moins de matières ou d'énergie par unité; la prolongation de la vie des biens; le remplacement de produits jetables par des produits réutilisables. Des stratégies en place devront faire en sorte que le consommateur puisse choisir les produits de consommation les moins polluants.

La politique prévoit des outils d'intervention tels que des modifications des règles d'assistance financières pour les entreprises, la mise en place d'un programme de sensibilisation au niveau de la production des biens, l'élaboration d'accords gouvernement-industries pour intégrer les préoccupations de réduction à la source, en formant par exemple des concepteurs de produits aux exigences environnementales.

Les effets sur les quantités de déchets à éliminer identifiés par la politique sont l'allongement de la vie des biens de consommation, la diminution de la consommation des ressources renouvelables ou non, la réduction des déchets de production, la diminution du poids et du volume des déchets individuels.

Les normes et règlements québécois concernant la fabrication et l'utilisation de certains produits devraient être révisés dans le sens de la réduction à la source (5).

Au niveau municipal

Il existe beaucoup de mesures incitatives de réduction à la source des déchets adoptées par des communautés urbaines et des municipalités à travers le monde qui ont donné des résultats très intéressants (6).

La Fédération canadienne des municipalités appuie directement les initiatives du Protocole national sur l'emballage par la diffusion et la promotion des objectifs de réduction à la source auprès des entreprises commerciales et industrielles et par la sensibilisation des consommateurs (4).

RÉDUCTION

Au Québec, plusieurs municipalités ont adopté des politiques d'achats municipaux, ont fait la promotion de comportements auprès des citoyens, et ont subventionné l'achat de composteurs domestiques pour les citoyens. La Ville de Montréal a notamment pris une telle initiative (7,8,9).

Au niveau des établissements privés et publics

L'industrie manufacturière de l'emballage est directement concernée par les efforts de réduction à la source, puisqu'elle entraîne la consommation de matières premières et le gaspillage des ressources. Cette industrie a vu un grand avantage financier dans l'application de politiques de réduction à la source : l'achat de matières premières, l'utilisation de l'énergie, le coût des transports et les coûts d'élimination étaient diminués. Plusieurs industries manufacturières ont déjà mis sur le marché plusieurs produits qui respectent la réduction à la source de la quantité et de la toxicité de leurs produits, comme les contenants Enviro-Pack, ou les jus de fruits en version concentrée. Les impératifs économiques et les pressions sociales sont le plus souvent à l'origine des initiatives (4).

La plupart des chaînes d'alimentation au Québec offrent la possibilité d'acheter des aliments en vrac. Plusieurs commerces exigent de la part du consommateur un montant pour les sacs d'emballage ou réduisent d'autant la facture si les sacs sont rapportés.

Dans les institutions publiques ou para-publiques, des politiques d'achat et de réduction à la source ou de réduction par recyclage sont mises en place depuis plusieurs années, par exemple au Collège Rosemont à Montréal (8,10).

Au niveau des citoyens

Les groupes environnementaux ont fait un grand travail de sensibilisation auprès des citoyens en matière de promotion de réduction à la source. Les documents et guides d'appoint sont très nombreux et adaptés pour chaque situation.

Si l'on compare la situation actuelle à celle qui prévalait il y a 20 ans au Québec, on constate qu'il y a une sensibilisation de plus en plus grande et une mobilisation croissante des citoyens à réduire les déchets à la source, à adopter des méthodes de réduction telles le compostage, le recyclage, la consigne et la participation aux collectes spéciales (4,7,8).

RÉDUCTION

Les consommateurs jouent un rôle considérable par leur influence sur la demande de certains produits, tant à la maison qu'au travail. Le comportement après achat s'avère lui aussi fondamental. En modifiant leurs habitudes de consommation, les citoyens encouragent et appuient les efforts concertés des gouvernements et de l'industrie; ils démontrent ainsi leur engagement personnel et leur désir de diminuer le gaspillage en changeant quelques-unes de leurs habitudes, et sont un exemple de la prise en charge qui demeure le principe sous-jacent à toute solution durable.

Dans une perspective de santé publique, toute activité ou politique qui fait la promotion de la réduction à la source doit être soutenue. La réduction à la source relève d'un souci de planification préventive; elle tient compte des préoccupations environnementales et influence directement le flot des déchets. Il s'agit sans doute du mode de gestion le plus complexe à appliquer mais qui mérite toute l'attention et les efforts nécessaires si l'on veut réellement diminuer les impacts environnementaux et de santé qu'implique l'élimination de nos déchets dans l'optique du développement durable. Toutes ces activités sont étroitement dépendantes de la prise en charge des déchets qui doit viser à s'appliquer le plus près possible du producteur.

4.2 Le réemploi

4.2.1 Définition et notions de base

Le réemploi se définit comme la réutilisation directe sans retransformation d'objets destinés à l'élimination. Si l'on a tendance à penser immédiatement à la consigne sur les contenants de boisson gazeuse ou de bière, on doit également considérer le réemploi de boîtes, de sacs en papier, aux centres d'échanges communautaires de vêtements ou autres objets et même à la vente au détail en vrac qui favorise le réemploi de contenants d'emballage.

En fait, le réemploi de ces objets confirme qu'ils n'auraient pas dû être traités comme des déchets puisque leur utilisation n'a pas altéré leurs propriétés fonctionnelles. Le réemploi offre la meilleure performance parmi tous les types de gestion des déchets. On économise la totalité de l'énergie et de la pollution environnementale liées à la production d'un objet de remplacement similaire et la quasi totalité de l'énergie ou des impacts environnementaux de la retransformation nécessaire au recyclage.

RÉDUCTION

Le transport vers des centres de conditionnement pour la remise en marché et les effluents du conditionnement constituent, lorsqu'ils sont nécessaires, la quasi totalité des impacts environnementaux du réemploi. Certaines matières, comme les emballages, se prêtent au réemploi direct par le consommateur sans aucune étape supplémentaire de transport ou de conditionnement. La société québécoise est loin d'avoir épuisé le recours à cette forme idéale de gestion de «déchets». En fait, le réemploi direct par le producteur s'apparente à la réduction à la source, l'objet n'ayant en aucun moment été orienté dans la filière des déchets.

En général, lorsqu'un objet même réutilisable est orienté dans la filière des déchets, les possibilités de réemploi deviennent très limitées. La collecte et le transport des déchets endommageront ou souilleront en général l'objet de façon irrémédiable et son réemploi deviendra difficile. Si la responsabilité d'orienter vers le réemploi un objet réutilisable revient en définitive à l'individu, les producteurs ou les collectivités devraient prendre en charge la promotion de certaines infrastructures du réemploi, afin d'en améliorer la collecte et le tri.

4.2.2 Le tri et la collecte

Le tri et la collecte pour le réemploi doivent permettre d'éviter la filière des déchets. Le tri doit être fait à la source, par le consommateur, pour les objets qui n'auraient pas terminé leur cycle de vie. Le réemploi peut fort bien être effectué directement par le consommateur pour les boîtes et les sacs, utiliser un dépôt, avec ou sans système de consigne pour les contenants de boissons, ou un centre d'échange pour une vaste gamme d'objets. Il existe des systèmes de collecte pour le réemploi, qui sont le plus souvent le fait d'initiatives privées.

4.2.3 Un exemple : le verre

Les contenants alimentaires de verre sont les types d'objets qui se prêtent le mieux au réemploi directement par le consommateur et aussi par l'intermédiaire d'un système de collecte et de tri centralisé.

Il y a quelques années à peine, la majorité des bouteilles de verre de boissons étaient systématiquement réemployées par le consommateur ou consignées par les producteurs. L'arrivée de nouvelles matières plus commodes ou plus économiques pour le producteur a pratiquement fait disparaître le système de consigne chez nous, et aux États-Unis. Les contenants de plastique, de carton ciré et multicouche (jetables) ou d'aluminium (consignés depuis peu) sont en voie d'éliminer le réemploi des contenants de verre. Les coûts de

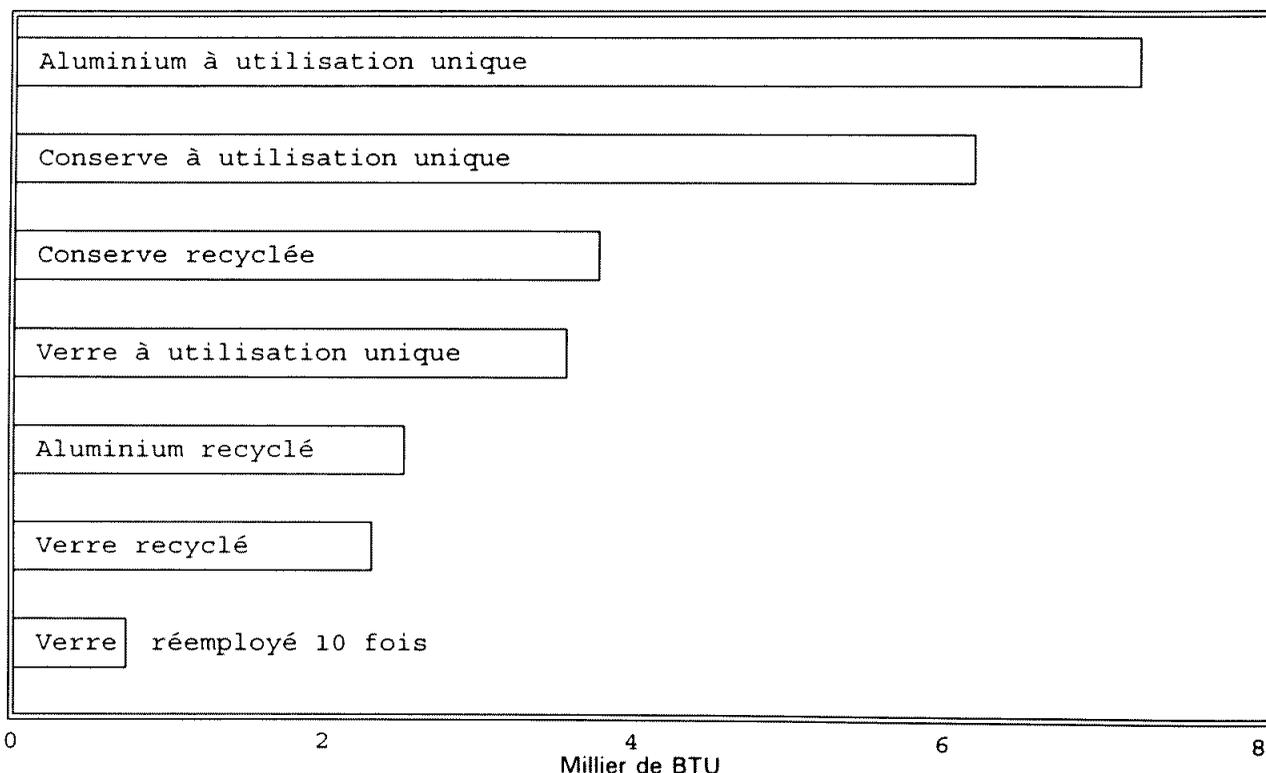
RÉDUCTION

production, gestion et élimination des contenants jetables sont à la charge complète du consommateur et impliquent des conséquences sur l'environnement.

L'utilisation de contenants de verre réutilisables est le meilleur choix écologique actuel, donc le meilleur choix économique dans la perspective du développement durable. Là où un contenant de verre peut compléter 50 cycles de réutilisation avant d'être recyclé, on aura produit à partir de matière première et éliminé dans la nature 50 contenants de plastique, papier ciré, métallisé ou multicouches (23).

Le tableau 4.1 illustre les bénéfices énergétiques totaux du réemploi du verre par rapport aux contenants d'aluminium, de fer ou de verre neufs et recyclés, pour seulement 10 cycles de réutilisation du contenant de verre (24). Il est à noter que le coût énergétique du transport est intégré dans ce bilan, qui se veut une estimation de la consommation énergétique globale.

Tableau 4.1
Consommation énergétique par utilisation pour un contenant de boisson de 12 onces



Source : Adapté de : Argonne National Laboratory. YOUNG J.E. 1991. *Discarding the throwaway society*. World watch paper 101 : 47

Une économie d'énergie signifie une pollution moindre. Les activités minières d'extraction de la silice pourraient être considérablement réduites et les cas de silicose que l'on rencontre encore parmi les travailleurs des mines d'extraction de silice seraient réduits. Le verre peut, à défaut de réemploi, être indéfiniment recyclé et les besoins d'extraction minière ne devraient alors couvrir que le remplacement de matériaux perdus et la croissance du marché.

En parallèle, on pourrait assister à la création, dans les zones densément peuplées, d'une infrastructure de réemploi. Comme la manutention et le transport sont les coûts dominants du réemploi (21-26), l'industrie du réemploi serait créatrice d'emplois peu spécialisés. Le réemploi du verre signifie donc moins de destruction de la nature, moins de pollution, moins d'énergie et plus d'emplois.

4.2.4 Impacts sur la santé publique

On peut raisonnablement croire que le recours au réemploi génère un gain net, en préservant l'environnement et la santé, par rapport à toutes les autres filières de gestion des déchets.

Les effets négatifs réels des opérations de réemploi (transport, pollution par les opérations de conditionnement et leurs effets de santé du travail) paraissent inférieurs à ceux de la production de matériau vierge. Le réemploi est donc le choix de gestion des déchets qui respecte le mieux les principes du développement durable en ce qu'il s'apparente à une réduction à la source. Il représente un gain net et direct de réduction du volume ou de la masse des déchets, mais surtout le réemploi réduit d'autant les éventuels impacts environnementaux et de santé de leur production, et ceci même par rapport au recyclage.

4.3 Le recyclage

4.3.1 Définition et notions de base

Le terme recyclage inclut généralement toutes les techniques qui permettent de procéder à la récupération de la ressource secondaire. L'étude des différentes techniques englobées dans le terme met rapidement en évidence qu'elles n'ont pas toutes la même valeur écologique et économique. On devrait limiter l'usage du terme recyclage aux techniques qui permettent,

RÉDUCTION

après des opérations de retransformation, une remise en marché de la matière secondaire sous la forme d'un objet d'usage similaire à son usage initial.

Le papier est un exemple qui permet de bien comprendre l'intérêt du recyclage par rapport à d'autres modes de récupération. Le papier journal peut être recyclé en papier quelconque, toutefois sa transformation en matériau de construction constitue une valorisation de matière. L'incinération de ce même papier dans un four industriel pour produire une énergie quelconque constitue en réalité une valorisation énergétique de cette ressource.

Au Québec, théoriquement, plus de 80 % des 7 200 000 tonnes de rebuts de post-consommation sont récupérables, mais plusieurs conditions doivent être réunies pour, en pratique, espérer un rendement maximum estimé à 70 % (19). Le taux moyen de diversion (constitué de la somme des déchets récupérés sur la somme des déchets récupérés et jetés) est estimé à 2 % à partir de données récentes du ministère de l'Environnement du Québec. Le recyclage des déchets de post-production, par les fabricants, est largement répandu lorsqu'il est économiquement viable. Le fer, les cartons d'emballages, le papier fin, les métaux non ferreux, le verre et les pneus sont pris en charge par des réseaux de récupération indépendants des déchets municipaux. Ensemble ces collectes représentaient plus de 90 % du recyclage au Québec en 1990 (voir tableau 1.1).

Limités à la fraction moins immédiatement rentable des déchets recyclables, les déchets solides municipaux doivent faire l'objet d'un tri ou d'une collecte sélective, et généralement des deux, pour produire une matière secondaire de qualité équivalente aux matières secondaires de provenance commerciale ou industrielle.

Les marchés pour les ressources secondaires seraient potentiellement suffisants pour absorber la majeure partie des ressources secondaires, mais ils ne sont jamais développés, faute d'approvisionnement de qualité suffisante et de quantité constante (20). La faible densité de population au Québec et au Canada réduit la compétitivité en augmentant considérablement les frais de transport, qui représentent la fraction la plus importante du coût des matières secondaires recyclées (21). D'après Miller, le recyclage des déchets solides municipaux ne peut actuellement être économiquement rentable sans subvention publique (55). Le MENVIQ, qui vient de lancer un programme de subvention au recyclage ou à la valorisation des pneus, le confirme implicitement. Contrairement au réemploi, le recyclage nécessite un retour en usine des matières, où elles sont retransformées. Le verre, le plastique, l'aluminium ou le fer sont fondus et le papier est ramené sous forme de fibres. Dépendamment de la matière ou de son usage final, d'autres étapes de production peuvent être nécessaires, comme le

RÉDUCTION

désencrage du papier par exemple. Ces opérations consomment de l'énergie et produisent des rejets. Le tableau 4.2 estime la consommation énergétique et la pollution engendrée pour la matière obtenue par recyclage, comparativement au matériau vierge, dans le contexte des États-Unis. Ce tableau permet aussi d'évaluer les types de matériaux pour lesquels le recyclage génère les gains environnementaux les plus grands.

Tableau 4.2
Gains environnementaux de l'utilisation de
matériau recyclé par rapport au matériau vierge
(en pourcentage)

Réduction de :	Aluminium	Fer	Papier	Verre
Énergie utilisée	90 - 97	47 - 74	23 - 74	4 - 32
Pollution atmosphérique	95	85	74	20
Pollution de l'eau	97	76	35	--
Résidus miniers	--	97	--	80
Utilisation d'eau	--	40	58	50

Source : ROBERT COWLES LETCHER and MARY T. SHEIL. 1986 *Source separation and citizen recycling*. The solid waste handbook. John Wiley & Sons, New York. Tiré de POLLOCK C. 1987. *Mining urban waste = The potential for recycling*. World Watch paper 76 : 59.

4.3.2 Le tri et la collecte

La popularité du recyclage au cours des dernières années a poussé de nombreuses municipalités à adopter des pratiques de collecte sélective. Celles-ci reposent sur un tri à la source effectué par le consommateur, au moment de se départir de l'objet.

Les collectes prennent plusieurs formes. Elles peuvent être centralisées avec des centres de dépôt ou des cloches vertes, ou décentralisées lorsqu'il s'agit d'une collecte sélective de porte en porte. Dans le premier cas, le coût est moindre, mais le taux de participation est plus faible (20%). Dans le second cas, le coût est plus élevé, mais la participation l'est également (80%) (14,16,59).

La collecte sélective est essentielle à la récupération puisqu'elle permet de dégager les déchets «valorisables» du circuit des déchets destinés à l'élimination (15). De plus en plus populaire,

RÉDUCTION

cette collecte sélective est conditionnée par le comportement des citoyens, et doit souvent s'adapter à la demande du marché de produits recyclables ou valorisables.

Jusqu'à maintenant, le rendement de la collecte en termes de quantités récupérées a été relativement modéré. Bien qu'il ait été variable selon les municipalités ou les quartiers, le taux de diversion (constitué de la somme des déchets récupérés par rapport aux déchets récupérés et jetés) est demeuré, dans la majorité des cas, inférieur à 10 % (16-17). A Montréal, la mise en place de politiques de réduction, réemploi, récupération, recyclage a détourné des sites d'élimination en 1992, 23 000 tonnes de déchets essentiellement domestiques, sur un total de 363 400 tonnes par année, ce qui représente un rendement¹ global de 10,5 % (7).

Les possibilités théoriques de diversion des déchets sont au maximum de 80 à 90 %, proportion estimée de matières récupérables avec un tri maximal. Des modèles européens de collecte sélective à deux ou trois volets, sec-humide ou sec-humide-déchets, ont réalisé des taux de diversion de l'ordre de 60 à 70 %.

Le projet pilote de Guelph, en Ontario, s'inspire de ces modèles (17).

Le projet pilote de Guelph (Ontario)

Ce projet, initié en 1987 après une évaluation de cas de sept villes européennes dotées de collecte sélective du même type, visait à établir les performances comparées et les préférences du public entre cinq adaptations du modèle de collecte de type sec/humide.

Le principe de cette collecte est de trier à la source les déchets dits humides qui comprennent les déchets de table et de cour (verts) mais aussi les litières, les poussières ou les cendres domestiques et des matériaux souillés tels les couches, serviettes sanitaires, papiers hygiéniques divers (mouchoirs, essuie-tout, d'emballage) souillés par des putrescibles. Les déchets secs comprennent tout le reste des déchets, valorisables ou non, à l'exclusion des déchets domestiques dangereux. Les performances et les préférences des consommateurs ont été évaluées entre cinq modalités différentes, distinguant entre l'usage de bacs de volumes différents (120 litres et 240 litres) ou de sacs (bleus et verts); un groupe a permis l'évaluation d'une collecte à trois volets : sec, humides et déchets.

¹ Le rendement global est le rapport de la quantité de matières récupérées sur la quantité totale de déchets produits multiplié par 100.

RÉDUCTION

Dans tous les cas les taux de diversion des déchets sont potentiellement élevés, à plus de 60 %, mais la collecte à deux volets avec des bacs remporte la palme comme la plus performante, à 70 %, et est la préférée des citoyens.

Un tri secondaire était effectué tant pour les déchets humides que pour les secs; le compost répondait dans tous les cas aux normes d'utilisation comme amendement des sols. Les déchets secs sont triés, conditionnés et recyclés ou valorisés. Une caractérisation en 29 catégories a été effectuée pour les déchets des 565 résidences domiciliaires incluses au projet et on a retrouvé, malgré la disponibilité d'un dépôt de déchets domestiques dangereux et une information explicite, 0,3 % de la masse des déchets définis comme dangereux par le projet.

Enfin, on doit noter qu'aucune institution, commerce ou industrie ne participait au projet pilote à sa première phase. Suite à cette expérience, la ville généralise ce type de collecte à toute la collectivité et des données très intéressantes devraient devenir disponibles bientôt.

Nous joignons en annexe 5 quelques feuillets promotionnels obtenus du département d'ingénierie de la ville de Guelph, décrivant le projet, donnant des exemples du tri et décrivant les modalités de collecte sélective jugées les plus performantes. Un rapport préliminaire du projet et d'autres informations peuvent être obtenus directement du département d'ingénierie ou du coordonnateur de la gestion des déchets à la ville de Guelph (voir chapitre 1, référence 16).

Outre la participation des citoyens à la collecte sélective, le recyclage comme la valorisation connaissent aussi une série de limitations qui commencent par un tri secondaire, presque toujours nécessaire après la collecte sélective.

On ne peut parler de collecte sélective et de valorisation des déchets sans mentionner les risques particuliers des centres de transfert ou de tri qui y sont toujours associés. Les centres de transfert sont des sites d'entreposage dont le risque varie en fonction du contenu. Les dangers d'incendie, d'explosion ou d'émanation toxique sont dominants, surtout si des gaz sont captifs et peuvent atteindre des concentrations élevées. La possibilité d'interaction accidentelle de produits réactifs est réelle si des matières dangereuses, fussent-elles domestiques, sont entassées en vrac.

RÉDUCTION

Le même danger prévaut pour les centres de tri où, de plus, les poussières organiques, le bruit et les risques biologiques deviennent importants. La contamination biologique aérienne dans les centres de tri des déchets indifférenciés des sacs verts est très élevée. On impute notamment la contamination par les poussières des litières; les nombreux organismes présents dans les selles d'animaux domestiques peuvent se disperser à l'intérieur du centre de tri, par voie aérienne (18).

Il existe plusieurs types de centres de tri. Le plus courant en Amérique du Nord est le tri associé aux incinérateurs de déchets domestiques qui vise à retirer les déchets inorganiques les plus volumineux, tels le verre et le métal. Les incinérateurs québécois de déchets domestiques ne pratiquent aucun tri élémentaire; le sac vert qui parvient au site entre directement dans le four, quel que soit son contenu.

Il existe un seul centre de tri au Québec, à Chertsey, qui traitait jusqu'à récemment le sac vert indifférencié; l'opération de tri était principalement manuelle. Les déchets organiques étaient compostés mais le compost ne répondait pas aux critères de réutilisation comme amendement des sols. Pour améliorer son efficacité et la qualité du compost et des matières secondaires, la ville se dote actuellement d'une collecte sélective de type sec/humide.

Les centres de tri des matières valorisables sont les plus fréquents et sont en croissance au Québec. Essentiellement ces centres reçoivent les matières secondaires issues de collectes sélectives. L'étude sur le rendement du centre de tri d'Arthabaska décrit un de ces centres qui recevait en vrac les matières valorisables identifiées par les citoyens : verre, métal, plastique, papier-carton (56).

Lorsqu'un tri à la source est effectué, les citoyens isolent les putrescibles des matériaux secondaires. Il y a peu d'odeurs ou de risques biologiques. On peut y associer l'étape de conditionnement (nettoyage, mise en ballots, etc.) et mettre en marché des matières secondaires de qualité équivalente aux matières du recyclage commercial et industriel.

Le recours au recyclage dépend directement de la qualité du tri qui sera effectué par le citoyen, de l'existence d'une collecte sélective bien adaptée et, le plus souvent, d'une opération de tri et de conditionnement centralisés qui rendent attrayantes pour l'industrie les matières secondaires remises en marché. La collecte de type sec/humide/dangereux allie les caractéristiques nécessaires à la réduction des déchets à éliminer entre autres par le recyclage. La généralisation de ce type de collecte représenterait, d'après nous le meilleur incitatif au

RÉDUCTION

développement de marchés pour les matériaux récupérés, qui réduiront d'autant les impacts négatifs de leur élimination.

4.3.3 Quelques exemples

L'élévation des coûts d'élimination et la volonté politique de réduire la masse des déchets conduisent actuellement à une «rentabilisation» du recyclage qui porte déjà ses fruits au Québec. Chacune des matières a sa problématique propre : le recyclage du papier (fin, carton, journal et mélangé), du métal non ferreux (aluminium, cuivre, plomb) et ferreux, du verre et du plastique doivent être analysés séparément afin d'en estimer les impacts possibles de santé publique.

Le papier

Utile ou même nécessaire à toutes les techniques de gestion des déchets, exception faite de l'enfouissement, le papier qui représente de 25 à 35 % des déchets au Québec constitue le créneau principal de réduction du volume des déchets à éliminer.

Un dommage environnemental important relié à la production du papier, qui influencera tôt ou tard la santé, est certainement relié à la destruction des forêts, mais aussi à d'autres facteurs complexes et intriqués. A court terme la pollution par l'industrie des pâtes et papiers est directement dommageable notamment par l'apport de bioxyde de soufre (SO₂) ou d'hydrogène sulfuré (H₂S) qui contribuent aux pluies acides. La contamination aquatique générale de cette industrie notamment par les matières en suspension (MES) est l'une des causes principales de détérioration de nos sources d'eau potable et de l'écosystème aquatique. La contamination des effluents par les dioxines, qui bio-accumulent dans la chaîne alimentaire, pourrait également avoir un impact sur la santé publique.

Le Québec produit plus de 10 millions de tonnes de papier par année et n'en consomme que 10 % localement. Recycler au maximum notre papier pourrait donc sauver théoriquement 7 % des arbres coupés par année, compte tenu des pertes d'environ 30 % dans le processus de recyclage.

Le papier recyclé consomme, pour une production équivalente en quantité de 25 à 75 % moins d'énergie, produit 75 % moins de pollution de l'air, 35 % moins de pollution de l'eau et utilise 60 % moins d'eau que le papier vierge (voir tableau 4.2).

RÉDUCTION

Cependant, le contexte des années 90 pose un problème particulier au Québec. Pour respecter les exigences de certains états américains, dont New York, notre plus gros client, notre papier journal devrait comprendre 30 % de papier recyclé en 1993. Ceci nous obligera à importer quelques millions de tonnes de papier, dont 30 % sera rejeté ultérieurement dans la nature sous forme de résidus et de boues de désencrage. Bien que ces boues soient considérées par certains comme des déchets dangereux (27-28), l'utilisation de plus en plus répandue d'encre organiques diminuera le potentiel toxique de ces boues.

Parmi les quatre types de papier, le carton et le papier brun (Kraft) représentent 25 % de la consommation québécoise de papier. Le carton a l'avantage d'être directement réutilisable. Le papier fin, provenant des commerces et institutions, représente 15 % des déchets de papier du Québec. Le papier fin recyclé est actuellement en forte demande en raison d'exigences des consommateurs, malgré un coût de production plus élevé que le papier vierge. Comme le papier journal, qui représente 25 % de nos déchets de papier, le papier fin doit être désencré et chaque cycle de désencrage-recyclage réduit la qualité des fibres.

Les marchés subissent des variations d'offre et de demande très importantes et on constate des prix fortement à la baisse ces dernières années, notamment pour le papier journal ou le papier mélangé. Le recyclage du papier journal en provenance des déchets municipaux doit actuellement être largement subventionné par le consommateur, comme celui des papiers mélangés qui comprend 35 % de déchets de papier et qui trouve difficilement preneur.

Le volume des déchets à éliminer pourrait être significativement réduit par le recyclage du papier. Dans une perspective de santé publique, les maladies occupationnelles ou les accidents de travail durant la collecte, les centres de tri et de recyclage auraient un impact réel. En contrepartie, le recyclage réduirait les accidents des secteurs forestiers et des pâtes et papiers, considérés parmi les plus à risque par la CSST. La pâte recyclée devrait réduire d'autant la production de pâte vierge, et les accidents de travail qui surviennent lors de sa production.

Globalement le recyclage du papier, par rapport à la fabrication de papier vierge, représenterait un gain quant aux impacts pour la santé publique par le biais de la conservation d'énergie et des forêts, par la réduction de la pollution, et par la réduction possible des blessures et maladies occupationnelles. On peut prévoir qu'à moyen terme la demande de papier à recycler dépassera l'offre favorisant ainsi la récupération des déchets de papier au Québec, mais aussi l'importation de déchets de papier. Quant aux résidus de recyclage, on a actuellement peu

RÉDUCTION

de raisons de croire que les boues soient très toxiques; elles pourraient même être valorisées en sylviculture (60).

Les métaux non ferreux

Les métaux non ferreux constituent seulement 1,6 % de la masse de nos déchets. Le recyclage de ces métaux est rentable, et déjà bien implanté.

Le recyclage de l'aluminium est largement pratiqué au Québec à l'aide d'un système de consigne sur les contenants de boisson. Comme dans le cas du plomb des batteries d'automobile, ou du cuivre de l'équipement électrique, le secteur privé a accaparé les créneaux rentables de ce recyclage. Le recyclage d'aluminium réduit de 95 % et plus la quantité d'énergie et la pollution de l'air ou de l'eau générée par la production du matériau vierge (voir tableau 4.2). Comme dans le cas du cuivre, le recyclage ne représente qu'une infime partie de notre production, par ailleurs essentiellement destinée à l'exportation.

Le recyclage du plomb des batteries d'automobile comble une large part de la consommation intérieure mais ne réduit pas la pollution puisque notre production québécoise de plomb est secondaire à l'extraction et au raffinage d'autres métaux. Les entreprises de recyclage peuvent cependant être source de contamination environnementale atmosphérique ou des sols et porter atteinte à la santé des travailleurs ou de la population avoisinante. Il s'agit de cas rares mais bien connus d'atteinte directe à la santé publique liés à une activité de recyclage.

Ces déchets aisément récupérables étant déjà pris en charge par le secteur privé, il y a peu à espérer du recyclage des métaux non ferreux à même les déchets domestiques municipaux.

Le verre

Trié selon sa couleur (blanc, vert, brun), le verre est broyé sous forme de calcin et refondu sans perdre aucune de ses qualités, autant de fois que désiré. Au Québec, malgré un système de consigne des contenants de boisson, le verre constitue tout de même près de 7,5 % de la masse de nos déchets.

RÉDUCTION

Après un recours maximum au réemploi, on pourra toujours recycler ou valoriser la portion du verre restante, diminuant ainsi de 7,5 % la masse de déchets à éliminer et surtout la pollution occasionnée lors de la production du matériau vierge.

Par ailleurs, le verre est un matériau stable qui ne cause aucune pollution de l'environnement, autre que par l'espace qu'il occupe. Quelle que soit la technique utilisée, la gestion des déchets de verre influencera peu l'environnement ou la santé publique.

Le fer

Le recyclage du fer est facile et répandu, du moins pour ses filières les plus rentables (carcasse automobile, rejets post-production des usines, démolition...).

Le recyclage du fer réduit de 50 à 75 % la consommation énergétique et de 97 % les résidus de production par rapport au matériau vierge, en réduisant considérablement la pollution de l'eau ou de l'air, de 75 et 85 % respectivement (voir tableau 4.2).

En fait, l'essentiel des 3,5 à 6 % des déchets de fer de nos lieux d'enfouissement sanitaire est constitué de boîtes de conserve. En l'absence de collecte sélective, celles-ci sont souvent contaminées. De plus certaines boîtes étamées nécessiteraient un traitement particulier pour être recyclables. Enfin le fer se décompose par corrosion et est peu susceptible d'affecter la santé publique.

Les gains environnementaux et de santé publique du recyclage du fer sont fonction de la réduction de pollution environnementale due à l'extraction et de l'énergie requise lors de la première transformation, étapes évitées par le recyclage.

Les plastiques

D'après les caractérisations disponibles (voir chapitre 1), les plastiques constituent de 5,4 à 11 % de la masse des déchets. Cette fraction de déchets est en croissance constante en Occident. Malgré une proportion de masse relativement faible, le plastique occuperait, d'après un estimé canadien, un volume estimé à 17 % des déchets solides en raison de sa faible densité et de son élasticité (12).

RÉDUCTION

Si l'élimination de certains plastiques par enfouissement ou incinération est susceptible d'émettre des polluants, la production de tous les plastiques est hautement polluante. La pétrochimie vient au deuxième rang des industries polluantes, après l'énergie, par la toxicité de ses rejets. Le recyclage du plastique pose un problème particulier en raison de la variété de produits aux propriétés différentes inclus dans cette catégorie de matériau. Le recyclage exige un tri compliqué car il n'existe aucune méthode facile de distinguer entre les quatre catégories de plastiques courants et «recyclables» et par exemple, les plastiques thermodurcissables (thermoplastiques) ou le plastique dit biodégradable qui ne peuvent pas être recyclés actuellement.

La demande actuelle est assez forte pour les plastiques à recycler et pourrait absorber tous les plastiques recyclables. On crée de nouveaux produits pour écouler ces plastiques, tels des matériaux de construction ou des butoirs de stationnements. La qualité du plastique recyclé à partir des plastiques mélangés ne permet pas, le plus souvent, la production d'objets domestiques courants. Les contenants alimentaires, par règlement, doivent être produits à partir de matériau vierge par exemple.

Le recyclage actuel du plastique s'apparente plus à la valorisation de matière qu'au recyclage et contribue probablement peu à réduire la production du matériau vierge. L'impact de la généralisation du recyclage du plastique serait principalement la réduction du volume des déchets. Le même résultat pourrait être atteint par la valorisation énergétique, le plastique présentant une haute valeur calorifique caractéristique d'un excellent combustible. Les fumées toxiques de combustion, particulièrement des vinyles polychlorés (PVC), pourraient toutefois avoir un impact négatif.

Les possibilités du recyclage pourraient être largement améliorées par un tri plus sélectif, à partir de l'identification du type de plastique de l'objet, selon des codes standardisés. Ce tri entre les différentes catégories permettrait un véritable recyclage réduisant la production de nouvelles matières plastiques vierges.

4.3.4 Impacts pour la santé publique

Les impacts pour la santé au travail ont surtout été considérés jusqu'à maintenant. Les rares études existantes ne concernent que quelques cas particuliers où le recyclage a généré des

problèmes dans des entreprises de récupération du plomb de batteries et dans des centres de tri des déchets bruts.

Le recyclage bénéficie actuellement d'un préjugé favorable qui fait consensus, quant à la diminution de la consommation d'énergie, source dominante de pollution en Occident. Le recyclage remporte systématiquement la palme d'économie d'énergie par rapport à la production du matériau vierge (22). De plus, la production de matière recyclée génère, à quantité égale, beaucoup moins de pollution directe de l'environnement que le matériau vierge (23-24-25).

Renner rapporte quelques données convaincantes. Selon cette étude, le recyclage génère un emploi pour 465 tonnes de matériau recyclé. La compagnie ALCOA estime que déjà 30 000 emplois aux États-Unis (le double de l'industrie de production) sont reliés au recyclage de l'aluminium. Si 75 % de l'aluminium américain était recyclé, on créerait 375 000 emplois. Ce recyclage génère 10 fois plus d'emploi que l'enfouissement et l'incinération. En Allemagne, on estime que l'augmentation de 15 à 90 % de l'utilisation de contenants de boisson jetables créerait 15 000 à 20 000 emplois, mais une perte de 90 000 emplois due à l'abandon du réemploi. Sur le plan social, l'industrie du recyclage, à production égale, génère plus d'emploi que la production de matériau vierge (26). Ces emplois seraient par contre de qualité moindre, concentrés dans les régions densément peuplées et seront tôt ou tard affectés par la mécanisation.

Quoique insuffisamment documentés et impossibles à quantifier pour l'instant, les effets bénéfiques anticipés sur la santé publique pouvant être associés au recyclage sont réels. Toutefois, il faut demeurer conscient que le recyclage occasionnera lui aussi des impacts négatifs qu'il faudra gérer adéquatement, de même qu'une pollution qu'il faudra contrôler.

4.4 La valorisation

4.4.1 Définition et notions de base

Étymologiquement, la valorisation réfère au fait de donner de la valeur à quelque chose. Toute activité de récupération de déchets donnera indubitablement de la valeur à une matière

RÉDUCTION

autrement perdue et le MENVIQ, dans le projet de loi récent modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement (juin 1993) définit le terme comme suit :

«Toute opération visant par la récupération, le réemploi, le recyclage, le compostage, la régénération ou par toute autre action, à obtenir à partir de ces matières ou objets des éléments, des produits ou de l'énergie utile».

L'utilisation du terme dans le présent ouvrage se conforme au sens plus étroit du terme, généralement donné dans la littérature scientifique québécoise notamment dans l'acronyme de gestion intégrée «3RVE» où la valorisation constitue la forme de récupération qui respecte le moins la nature et la noblesse des matières ainsi traitées.

La valorisation des déchets est, pour notre usage, une récupération soit de l'énergie constituante de la matière, pour remplacer une autre source d'énergie, soit des matières elles-mêmes, pour une utilisation d'un autre type que celle de l'objet original.

Si le recyclage remet sur le marché la matière retransformée sous forme d'un objet d'usage similaire et de valeur comparable, la valorisation des matières réduit en général la valeur marchande du matériau récupéré. La valorisation des matières réutilise sans les détruire les matériaux, contrairement à la valorisation énergétique qui ne récupère qu'une fraction de la valeur calorifique en produisant des cendres qu'il faudra éliminer de toute façon.

Que ce soit pour produire des biens de consommation ou pour en récupérer l'énergie, la valorisation des ressources secondaires réfère à la dernière étape dans la mise en oeuvre d'une saine gestion des déchets. Il s'agit néanmoins d'une alternative de beaucoup préférable à l'élimination des déchets en pure perte. Les opérations de tri et de collecte pour fin de valorisation sont similaires à celles pour le recyclage, précédemment décrites.

4.4.2 La valorisation énergétique

Concept relativement nouveau, la valorisation énergétique souffre d'une définition assez floue qui permet aux promoteurs de l'utiliser comme synonyme d'incinération. On parle de valorisation énergétique lorsque des déchets organiques remplacent des combustibles. Dans certains cas, cette pratique peut simultanément permettre la production d'énergie et la

destruction sécuritaire de certains déchets dangereux, comme par exemple la valorisation d'huiles ou de solvants dans une cimenterie.

Utiliser les déchets à haute valeur calorifique comme combustible d'appoint dans un incinérateur n'est que de l'incinération simple. Récupérer une fraction de la chaleur de l'incinération des déchets domestiques pour la réutiliser sous forme de vapeur ou cogénérer de l'électricité est préférable à l'incinération simple. Cette «récupération énergétique» est différente et moins intéressante que la valorisation énergétique car la production d'énergie demeure ici un objectif secondaire du procédé.

La récupération d'énergie par refroidissement des gaz de combustion de l'incinération favorise la production des dioxines et furannes et pourrait exiger des contrôles techniques supplémentaires. L'énergie récupérée peut toutefois être utilisée et représenter un gain environnemental par rapport à l'incinération simple ou l'enfouissement sans valorisation.

4.4.3 La valorisation de matières

Il existe plusieurs types de valorisation de matières et une variété importante de techniques pour la pratiquer. La valorisation de matière diminue la valeur du matériau, contrairement au recyclage qui la conserve intégralement.

Un contenant de plastique peut être recyclé en un autre objet semblable, mais le fait de le fondre pour faire un butoir de stationnement qui remplacera ceux en béton, matériau moins noble et dispendieux, valorise le plastique ainsi réutilisé. Transformer du papier et du carton en panneau isolant pour la construction réduit la valeur économique du matériau original. Utiliser des déchets putrescibles comme substrats dans un bio-réacteur pour produire du méthane, ou simplement récupérer le méthane dans une cellule d'enfouissement scellée représentent d'autres formes de valorisation de matières. La pyrolyse des pneus pour produire des combustibles plutôt que le recyclage par la pose d'une nouvelle semelle montre également les valeurs respectives de la valorisation et du recyclage.

L'exemple type de valorisation des matières est certainement le compostage des déchets organiques. Le compostage permet une réutilisation quasi complète des matières organiques autrement perdues, comme amendement des sols plus écologique que les engrais chimiques. De plus, le compostage serait un traitement de stabilisation efficace du tiers des déchets

RÉDUCTION

solides municipaux, diminuant d'autant les éventuels impacts pour la santé dus aux biogaz issus de la putréfaction anaérobie dans les lieux d'enfouissement sanitaire.

La valorisation des déchets organiques putrescibles par compostage est dépendante d'un tri rigoureux et d'une collecte spécifique. Le type de collecte sec/humide/dangereux est particulièrement bien adapté à la valorisation des déchets putrescibles par le compostage, alors que le compostage en vrac des déchets solides produit un compost non conforme pour l'amendement des sols. La fraction importante (35 %) des déchets solides qui se prêtent à ce traitement justifie amplement que l'on s'y attarde.

4.4.4 Le compostage

Connue depuis des millénaires, la technologie de compostage est la dernière venue dans la gestion des déchets. Le compost représente une avenue très efficace de la gestion des déchets organiques putrescibles (29).

La réduction de la masse des déchets putrescibles traités par le compostage est de l'ordre de 60 %, essentiellement par réduction de l'humidité. Les boues de stations d'épuration se prêtent également au compostage.

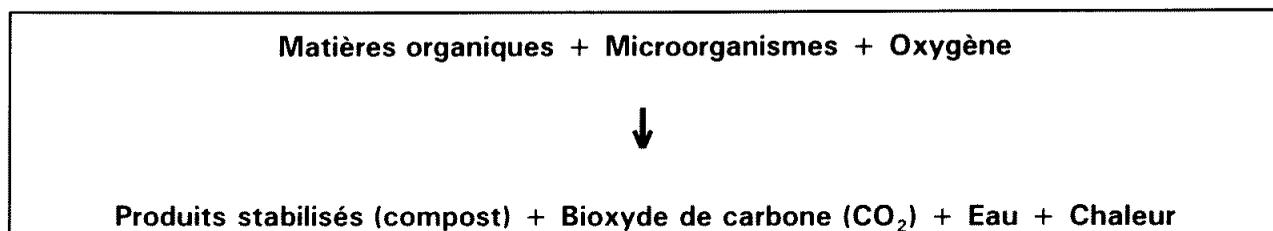
Globalement, les déchets organiques putrescibles représentent jusqu'à 60 % du contenu des sites d'enfouissement. D'emblée, nous éliminerons les papiers-cartons des déchets à composter, étant donné les autres utilisations largement préférables et le peu de gain environnemental à composter le papier. Le tiers des déchets solides pourraient donc être valorisés par le compostage (voir chapitre 1).

Ce sont essentiellement les déchets verts et les boues de stations d'épuration qui ont fait l'objet d'études pour le compostage.

RÉDUCTION

Notions de base relatives au compostage

Le compostage consiste en une digestion microbienne aérobie (avec oxygène) des déchets organiques. Le processus du compostage peut se résumer selon la formule suivante :



La technique de compostage consiste à aérer adéquatement les déchets organiques tout en contrôlant des facteurs tels l'humidité, la température et la concentration en azote, jusqu'à l'obtention d'un produit stable.

Différentes techniques peuvent être utilisées selon la nature du substrat et de son volume. Les déchets verts seront stabilisés de façon adéquate en piles aérées naturellement, ou en piles statiques en aération forcée (30). Les déchets organiques contenant des microorganismes pathogènes, tels les boues d'épuration, seront stabilisés plus sécuritairement par l'utilisation de bioréacteurs (31).

Quelle que soit la technique utilisée, les étapes du procédé de compostage sont toujours les mêmes. Après une brève phase de latence, la température s'élève sous l'action des microorganismes pendant la phase de croissance (phase mésophile). Les microorganismes thermotolérants élèveront les températures jusqu'à 60° ou 70°C et plus, détruisant alors la plupart des organismes pathogènes (phase thermophile), puis la phase de refroidissement suit lorsque la matière organique est décomposée (32-35-36-37).

Des techniques allemandes de compostage plus rapides utilisant une phase anaérobie (procédé BTA) en circuit fermé semblent prometteuses, mais sont encore peu connues quant à leurs impacts (61). Comme toutes les activités humaines sur la matière, le compostage présente certains risques, inconvénients et limites qui doivent être pris en compte lorsque le procédé est pratiqué à l'échelle industrielle.

Contaminants associés au compostage

Le risque biologique

Un compostage bien pratiqué réduit les odeurs de putréfaction et les bactéries de façon bien supérieure à la décomposition anaérobie résultant de leur enfouissement. Le problème des odeurs constitue un défi technique; ce problème a entraîné la fermeture de plusieurs sites aux États-Unis.

Sur le plan microbiologique, si des virus peuvent quelquefois survivre, les autres microorganismes pathogènes sont détruits par une technique de compostage adéquate. En fait, le risque biologique dominant est relié aux spores de champignon *Aspergillus fumigatus*, omniprésentes dans toutes les étapes de compostage, et susceptibles d'être aéroportées. Ces spores seront nuisibles principalement pour les individus hypersensibles, allergiques, asthmatiques ou immunosupprimés (38-39-40-41-42).

La manipulation des boues d'usine d'épuration avant leur compostage constitue un risque biologique important pour les travailleurs, risque qui sera contrôlé par des mesures de prévention strictes (40). Après le compostage des boues d'épuration, les concentrations d'organismes pathogènes sont généralement sous les limites de détection (30-57). Selon l'étude de Goldstern, sur 498 échantillons de compost analysés, deux échantillons contenaient des virus mais aucun d'eux ne révélait la présence d'oeufs de vers pathogènes vivants (Helminthes) (58).

Les risques d'infections provoquées par les microorganismes pathogènes vis-à-vis les travailleurs ou les communautés entourant le site de compostage semblent peu élevés selon les études disponibles (40).

La survie de certains microorganismes dans le compost mature, notamment certains virus, ne semble pas constituer une menace pour la santé publique. À cet égard, le compost des boues d'épuration a fait l'objet de plusieurs évaluations. Lors de l'épandage, il est fort possible que les microorganismes ne survivent pas à un faible degré d'humidité des sols (30-43-44) et à la compétition avec la flore indigène (31). Le MENVIQ signale qu'un sol poreux et un taux d'humidité élevé pourraient entraîner une contamination des nappes phréatiques par des microorganismes pathogènes, mais le risque est faible car les mouvements de ceux-ci dans le sol sont restreints (45).

RÉDUCTION

Les métaux lourds

Les métaux lourds présents dans l'environnement peuvent se déposer, entre autres, sur les feuilles et les herbes (46). Il faut donc s'attendre à ce que le compost des déchets verts en contienne également.

Dans le cas des boues d'épuration, si les rejets industriels dans les égouts demeurent le facteur de contamination le plus évident, l'agressivité des eaux domestiques (PH acide et faible contenu minéral) peut engendrer une contamination par le cuivre ou le plomb. Dans les régions moins industrialisées, les boues sont généralement moins contaminées (34-47).

Le cuivre, le nickel, le molybdène, le zinc, le cadmium, le mercure et le plomb sont les métaux qui peuvent s'introduire le plus facilement dans la chaîne alimentaire et qui intéressent plus particulièrement le domaine de la santé publique.

La technique de compostage, en particulier la phase de maturation, réduira les quantités de métaux lourds par lessivage et par l'action des acides humiques et fulviques qui fixent les métaux et réduisent ainsi leur biodisponibilité (48). Les risques à la santé sont donc diminués dans des proportions équivalentes. Il est peu probable qu'un compost de déchets verts dépasse les valeurs maximales proposées par la directive PCE-23-90 d'Environnement Canada pour les métaux lourds (49).

D'après deux études, le compost de déchets domestiques organiques a respecté les normes respectives pour tous les types de métaux lourds (17-46). Un compost de boues d'épuration est beaucoup plus susceptible de dépasser ces normes notamment pour le cuivre, le nickel, le zinc, le cadmium, le mercure, le plomb ou le chrome (34-35). Cependant des normes plus permissives ont été établies pour un usage sylvicole ou agricole contrôlé des boues d'épuration, par le MENVIQ et le MAPAQ (40-41) : 60 % des boues d'épuration du Québec répondraient à ces normes, même sans traitement de compostage.

Bien qu'un suivi strict des techniques et de la qualité du compost soit nécessaire, il est probable que la majorité des composts issus des déchets domestiques organiques soient de qualité équivalente aux terreaux de commerce, pour leur contenu en métaux lourds qui constitue le problème dominant de contamination des composts.

RÉDUCTION

Composés organiques toxiques

L'usage domestique ou agricole de pesticides est une source évidente de contamination d'un compost de déchets verts par les composés organiques toxiques. La directive PCE-23-90 d'Environnement Canada définit qu'un compost ne doit pas contenir de quantités détectables de composés organiques halogènes totaux (TOX) pour recevoir l'approbation Eco-Logo.

Dans tous les cas, les réactions qui ont cours lors du compostage (biodégradation, biotransformation, polymérisation, percolation ou évaporation) permettent de diminuer les teneurs des composés organiques toxiques dans le compost (37-52) .

Selon Savage toutefois, l'évaporation de ces toxiques peut représenter un risque potentiel pour les travailleurs ou la population à proximité d'une aire de compostage. De plus des métabolites de la décomposition sont susceptibles d'être aussi toxiques, voire même plus, que les substances non transformées (53).

Les risques à la santé

Les dangers liés à l'exposition de toxiques évaporés d'une aire de compostage ou même d'absorption de ces produits à travers la chaîne alimentaire sont très peu connus (46-54).

Parmi les substrats du compost théoriquement les plus sûrs, les déchets de table devraient être les plus sécuritaires, les déchets de cour (verts) étant de fiabilité variable et les boues d'usine d'épuration les plus à surveiller. Il faudrait à priori s'assurer que des déchets dangereux domestiques ou industriels ne contaminent pas les déchets organiques compostés. Il faudra ensuite contrôler la qualité du compost avant usage.

En pratique le compostage ne semble pas le traitement de stabilisation actuellement favorisé pour les boues d'épuration des usines québécoises. Pour des raisons techniques et économiques, un traitement de stabilisation, à la chaux notamment, est jugé satisfaisant pour l'usage agricole et sylvicole contrôlé.

Des gains importants pour la santé seraient sans doute engendrés par une bonne gestion des déchets organiques : production de biogaz diminuée, réduction d'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides grâce à l'utilisation du compost comme amendement des sols.

Dans tous les cas une attention particulière devra être portée au traitement des eaux de percolation, de condensation ou de lixiviation issues du compostage, susceptibles de contaminer les eaux de surface ou la nappe phréatique.

Des mesures devront aussi contrôler le dégagement d'odeurs et la contamination atmosphérique par les spores d'*Aspergillus fumigatus* qui demeurent des problèmes notables du compostage à l'échelle industrielle.

En respectant ces conditions, le compostage des déchets solides organiques serait une voie idéale de valorisation des déchets putrescibles. Il serait capable à lui seul de réaliser un taux de diversion des déchets de l'ordre de 30 à 35 %, tout en réduisant les effets délétères sur la santé de la gestion des déchets solides municipaux.

4.5 Conclusion

Parmi l'ensemble des possibilités de gestion de nos déchets, il est évident que la réduction à la source représente une voie idéale pour l'environnement et la santé. Quant aux déchets que nous continuerons inévitablement de produire, il faudra faire des choix sociaux qui devront s'inscrire dans une perspective de développement durable.

Si on accepte l'existence de liens entre consommation d'énergie, pollution environnementale et impacts sur la santé, on peut estimer globalement que tout recyclage et toute valorisation entraînent un gain pour la santé publique à moyen ou à long terme. Les modes de réduction des déchets impliquent principalement une réduction de la consommation d'énergie et une diminution de l'utilisation et de la production des matériaux vierges. Un bilan pour l'emploi serait positif par rapport à l'industrie primaire.

En somme, la récupération des déchets constitue un bon moyen, sinon le plus facilement disponible, de préserver la biosphère en restreignant la destruction massive des ressources que notre consommation effrénée génère. La quantité de produits recyclés est quant à elle très dépendante du tri qui peut être effectué, et toute activité qui rapproche le tri de la source de production du déchet, ainsi que toute mesure qui peut faciliter la récupération des matières intègres auront un impact sur le potentiel de recyclage des déchets et ultimement sur la santé publique.

RÉDUCTION

Enfin, l'écueil le plus important du recyclage demeure la rentabilité économique. À court terme, il est évident que la société devra subventionner et faciliter le recyclage. Pour une réalisation à grande échelle, les décideurs devront être convaincus qu'il s'agit d'un investissement rentable à moyen et long termes.

Le compostage permet une réutilisation des déchets solides putrescibles et humides de table et de cour, en réduisant la contamination de l'air et de l'eau par leur enfouissement, et également en réduisant l'utilisation des engrais chimiques. Néanmoins, il s'agit d'une technique souvent dispendieuse de contrôle délicat pour éviter des contaminations ou les nuisances environnementales, et qui ne sera certainement pas une panacée.

A mi-chemin entre la valorisation des matières du compostage et la valorisation énergétique de l'incinération, on retrouve des techniques de récupération du méthane de la dégradation des putrescibles, en cellules étanches. Comme une saine gestion des déchets par enfouissement exigera qu'on récupère les biogaz, leur réutilisation comme combustible constitue une solution viable, notamment pour les communautés qui rejettent le compostage comme technique de gestion de leurs déchets putrescibles.

Enfin, dans une perspective de développement durable, la valorisation énergétique ou la récupération énergétique après l'incinération des déchets organiques non récupérables, constituent les dernières alternatives disponibles dans la perspective d'une saine gestion de ces ressources. On devra s'assurer, dans ces situations, que les mesures de contrôle réglementaire utilisées correspondent aux risques réels des techniques de valorisation. Ainsi, une valorisation massive de pneus (alors appelés résidus du point de vue légal), peut présenter les mêmes types de risques, dans les faits, que l'incinération de ces mêmes pneus appelés déchets.

RÉDUCTION

Bibliographie

1. GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 1989. *Politique de gestion intégrée des déchets solides*. Ministère de l'environnement.
2. CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. *Protocole national sur l'emballage*. CCME-TS/WM-FS021. 20 mars 1990
3. ENVIRONNEMENT CANADA. Automne 1992. *Bulletin PNE, numéro 8*. Division de la gestion des déchets solides.
4. VILLE DE MONTRÉAL. 1991. *Le défi déchet, un défi d'avenir*. Plan directeur de la gestion intégrée des déchets. Cahier technique les 4R : réduction, récupération, réemploi et recyclage.
5. MINISTÈRE DE L'INDUSTRIE ET DU COMMERCE. 1989. *Catalogue provisoire des normes québécoises*. Bureau de normalisation du Québec. 1989
6. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1987. *Pour une gestion intégrée des déchets*. La réduction et le réemploi des emballages. Direction de la récupération et du recyclage.
7. VILLE DE MONTRÉAL. 1992. *Le Défi Déchet. Des gestes concrets pour l'avenir*. Bilan des activités 1992.
8. VILLE DE MONTRÉAL. 1991. *Le Répertoire des interventions de la Ville de Montréal en matières d'environnement*.
9. VILLE DE MONTRÉAL. *Campagne «zéro déchets»*. Lettre du cabinet du comité exécutif. Hôtel de ville.
10. FERR, FSCQ, CEQ, FQR, MENVIQ, en collaboration. 1990. *Ensemble récupérons notre planète*. Bibliothèque nationale du Québec.
11. ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *La réduction et le réemploi : les deux premiers R de la gestion des déchets*. Fiche d'information EN 40-20417-1991.
12. ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *L'état de l'environnement au Canada, Ottawa, 25 : 1-21*.
13. STRATUM INC. CONSULTANT. 1989. *Réduction et réemploi; compte-rendu de table ronde : 13*

RÉDUCTION

14. GRAIGE, UQAM, MENVIQ, VILLE DE LASALLE. 1988. *Le programme de collecte sélective à Ville LaSalle = Composition des déchets, potentiel de ressources secondaires et taux de récupération* : 70.
15. CHAMARD, J.L., MENVIQ. 1986. *Plan de développement de la collecte sélective* : 62.
16. GRAIGE, UQAM. 1990. *Évaluation de la collecte sélective et du dépôt par bulles dans les territoires pilotes de la ville de Montréal*. Rapport final.
17. HOORNWAY D., LAMBERT O., WILLIAM W. 1991. *Wet/dry household waste collection*. Biocycle 32.6 : 52-56.
18. DIAZ C.F., RILEY L., SAVAGE G., TREZEK G.J. 1976. *Health aspect consideration associated with resource recovery*. Compost Science summer 1976 : 18-24.
19. ENVIRONMENTAL DEFENSE FUND INC. 1988. *Coming full circle, successful recycling today*. Environmental formation exchange : 160.
20. SÉCOR. 1990. *Les marchés pour les matériaux recyclés - État de la situation*. Non publié, document soumis à Collecte Sélective Québec : 20.
21. SCHARY P.B. 1977. *Transportation rates and the recycling problem*. Transportations journal. Spring, 1977 : 46-56.
22. PORTER R., ROBERTS T., COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY. 1984. *Energy saving by waste recycling*. Elsevier applied Science Publication : 235.
23. POLLOCK C. 1987. *Mining urban waste = The potential for recycling*. World Watch paper 76 : 59.
24. YOUNG J.E. 1991. *Discarding the throwaway society*. World watch paper 101 : 47
25. MASSACHUSSET INSTITUTE OF TECHNOLOGY. 1986. *Handbook of solid waste management*. Wilson G.P. Editor, Van Nostrand Reenhold Company.
26. RENNER M. 1991. *Jobs in a sustainable economy*. World watch paper 104 : 59
27. ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *Le recyclage des rebuts de papier au Canada*. Fiche d'information En 40-204/2. 1991.
28. DUBOIS P. 1991. *Désencrage = Le Québec poubelle des États-Unis?* Forêt conservation. mai 1991 : 10-18

RÉDUCTION

29. MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec). 1987. *Pour une gestion intégrée des déchets, La valorisation des déchets domestiques*. Direction de la récupération et du recyclage. Série : Récupération recyclage QEN/RR-19 : 63.
30. PASSMAN, F.J. 1979. *Composting municipal sludge : Public Health and legal implications*. Harvard Environmental Law Review, 3 (347) : 381-398.
31. de BERTOLDI, M., F. ZUCCONI et M. CIVILINI. 1988b. *Stabilization research : Temperature, pathogen control and product quality*. BioCycle, 29(2) : 43-50.
32. PEDERSEN, D.C. 1983. *Effectiveness of Sludge Treatment Processes in Reducing Levels of Bacteria, Viruses, and Parasites*. 9-31 pp. Dans : Biological Health Risk of Sludge Disposable. Éditeur : University Calgary Press. Canada.
33. STENTIFORD, E.I. 1987. *Recent developments in composting*. 52-60 pp. Dans : Compost : Production, Quality and Use. Éditeur : Elsevier Science Publishing Co. USA.
34. POLAN, P. 1990. *La valorisation du compost de boues d'usine d'épuration des eaux comme substrat de culture pour la production des plants forestiers*. Maîtrise en Environnement. Université de Sherbrooke. Sherbrooke. Québec : 107.
35. COUTURE, F. 1988. *Étude sur le compostage des boues de stations d'épuration municipales*. Maîtrise en Environnement. Faculté des Sciences. Université de Sherbrooke. Sherbrooke. Québec : 108.
36. MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT DE LA FRANCE et LES TRANSFORMEURS. 1990. *Le tri-compostage des ordures ménagères*. Cahier technique no. 27. France : 85.
37. FOGARTY, A.M. et O.H. TUOVINEN. 1991. *Microbiological Degradation of Pesticides in Yard Waste Composting*. Microbiological Reviews, 55(2) : 225-233.
38. KRAMER, M.N., V.P. KURUP et J.N. FINK. 1989. *Allergic Bronchopulmonary Aspergillosis from a Contaminated Dump Site*. Am. Rev. Respir. Dis., 140 : 1086-1088.
39. MILLNER, P.D., P.B. MARSH, R.B. SNOWDEN et J.F. PARR. 1977. *Occurrence of Aspergillus fumigatus During Composting of Sewage Sludge*. Applied and Environmental Microbiology, 34(6) : 765-772.
40. BOUTIN, P. et J. MOLINE. 1987. *Health and Safety Aspects of Compost Preparation and Use*. 198 209 pp. Dans : Compost : Production, Quality and Use. Éditeur : Elsevier Science Publishing Co. USA.
41. LACEY, J. et B. CROOK. 1988. *Fungal and Actinomycete Spores as Pollutants of the Workplace and Occupational Allergens*. Ann. Occup. Hyg., 32(4) : 515-533.

RÉDUCTION

42. EPSTEIN, E. et J. EPSTEIN. 1989. *Problem prevention : Public health issues and composting*. BioCycle, 30(8) : 50-53.
43. CARRINGTON, E.G. 1978. *The Contribution of Sewage Sludges to the Dissemination of Pathogenic Micro-organisms in the Environment* (Technical report : TR71). Water Research Centre : 31.
44. PAHREN, H.R., J.B. LUCAS, J.A. RYAN et G.K. DOTSON. 1979. *Health risks associated with land application of municipal sludge*. Journal WPCF, 51(11) : 2588-2600.
45. MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec). C. EMOND, R., BEAULIEU, M. HÉBERT, G. TREMBLAY et P. VALLÉE. 1991. *Le compostage : les impacts environnementaux* : 16.
46. SOLID WASTE COMPOSTING COUNCIL. 1991. *A review of composting literature*. 2ème Édition. Washington, D.C. : 185.
47. POLAN, P. et P. JONES. 1992. *Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales*. Sciences et Techniques de l'Eau. 25(1) : 11-16.
48. CANARUTTO, S., G. PETRUZZELLI, L. LUBRANO ET G. VIGNA GUIDI. 1991. *How Composting Affects Heavy Metal Content*. BioCycle, June : 48-50.
49. BIOMAX INC. 1992. *Récupération et valorisation de l'herbe d'origine municipale par voie de compostage*. Document présenté au ministère de l'Environnement du Québec. Québec : 138.
50. MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec) et MAPAQ (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation). 1991. *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales*. Guide de bonnes pratiques. Envirodoq EN920246; QEN/AE-60/1. Québec : 91.
51. MENVIQ (ministère de l'Environnement du Québec), MINISTÈRE DES FORETS et MSSS (ministère de la Santé et des Services sociaux). 1991. *Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales*. Guide de bonnes pratiques. Envirodoq EN910413; QEN/QE/AE/56/1. Québec : 83.
52. MULLINS, D.E., J.A. PETRUSKY, R.W. NICHOLSON, E.R. COLLINS ET R.W. YOUNG. 1981. *Preliminary studies evaluating composting as a means for pesticide disposal*. 283-290 pp. Dans : Land disposal : Hazardous waste proceedings. EPA 7th Annual Research Symposium. Volume 2. Philadelphie.

RÉDUCTION

53. SAVAGE, G.M., L.F. DIAZ et C.G. GOLUEKE. 1985. *Biological Treatment of Organic Toxic Wastes*. BioCycle, October : 30-33.
54. DEAN, R.B. et M.J. SUESS. 1985. *The Risk to Health of Chemicals in Sewage Sludge Applied to Land*. Waste Management & Research, 3(3) : 251-278.
55. MILLER, C. 1992. *The real price of processing*. Waste Age. October 1992 : 26-33.
56. ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *Étude sur le rendement du centre de tri d'Arthabaska*. Série Protection de l'environnement, Direct. Rapport SPE 3/CE/1 : 41.
57. KAWAT, A.K., CRAMER, W.N., ENKIRI, N.K. 1977. *Composting Destroys Pathogenes in Sewage solids*. Water and Sewage Works, 124(4) : 76-79.
58. GOLDSTERN, N., YANKO, W.A., WALKER, J.M., JARUBOWSKI, W. 1988. *Determining Pathogen Levels in Sludge Products*. Biocycle, May-June : 44-47.
59. GRAIGE. 1989. *Rapport sur la gestion des déchets urbains solides à Montréal*, GRAIGE-UQAM, 275 p. et annexes.
60. COGISOL INC. 1993. *Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipale de pâtes et papier et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieu sylvicole et forestier*. Pour le ministère des Forêts du Québec. 112 p.
61. BLANCHARD, R.P. 1993. *The BTA Process for Composting of Municipal Solid Waste*. Proceedings of 15th Canadian Waste Management Conference St-John, NB.

Chapitre 5

Stratégie d'une saine gestion des déchets

Nous proposons une stratégie de gestion des déchets pour le Québec qui tienne compte de la protection de la santé publique. Inévitablement, cette stratégie tient aussi compte de la santé de l'environnement puisque la santé humaine en est tributaire. L'étude de la situation ainsi que les informations que nous avons recueillies nous permettent de dégager des priorités (voir section 5.2) auxquelles nous devons travailler afin de diminuer les impacts négatifs sur l'environnement et la santé. Il demeure de nombreuses incertitudes, mais notre analyse nous permet de dégager des bases solides pour orienter la gestion des déchets (voir section 5.3). Nous avons enfin identifié ce qui pourrait être réalisé dans un deuxième temps pour apporter des solutions qui s'inscrivent dans l'optique du développement durable (voir section 5.4).

Les grandes étapes de cette stratégie figurent ici de même que des recommandations qui, nous l'espérons, aideront tous les intervenants dans ce dossier à prendre une telle orientation et à mettre en place des politiques de saine gestion des déchets.

5.1 Constats de santé publique

L'analyse des impacts de santé que le réseau de santé publique fait ici de la gestion des déchets solides municipaux met en évidence quelques faits difficilement contestables sur lesquels baser des solutions.

- *Nous produisons au Québec des quantités impressionnantes de déchets; des sociétés tout aussi avancées en produisent deux à trois fois moins que nous (Europe, Japon).*
- *Les modes de gestion en cours sont primaires : enfouis à 90% avec des contrôles environnementaux nettement insuffisants, brûlés (à 8%) en pleine ville ou par des équipements dépassés, il n'y a qu'un maigre 2% récupéré alors qu'on pourrait théoriquement atteindre une récupération de 60 à 80%.*
- *Bien que l'on n'ait prouvé aucune atteinte spécifique pour la santé de nos populations en relation avec la gestion des déchets, que ce soit par incinération ou enfouissement, des contaminations environnementales atteignant l'humain sont plus que plausibles. La pollution attribuable à la gestion des déchets est réelle et surtout continue à s'accumuler sur un bruit de fond souvent déjà élevé.*
- *Que ce soit par l'enfouissement ou l'incinération, l'élimination systématique de 98% de ce que l'économie produit à grands frais pour l'écosystème est un non sens qui va à*

STRATÉGIE

l'encontre de tous les principes du développement durable. Bien plus que les effets de leur élimination, c'est la production des matériaux de remplacement qui affecte l'écosystème et ultimement la santé humaine.

Il s'agit ici du questionnement majeur qui justifie à lui seul la réforme de notre traditionnelle gestion des déchets : pourquoi produire à nouveau, à partir des mines, du pétrole ou des arbres, des matières aisément recyclables que l'on enfouit ou incinère à grands frais sans en tirer aucun bénéfice?

Par ailleurs, l'analyse de chacun des modes de gestion traditionnels permet d'identifier les déchets les plus problématiques en terme d'impact sur la santé publique.

- *Les déchets dangereux de provenance domestique ou des petits producteurs commerciaux, institutionnels, ou industriels, sont une source évidente de contamination des déchets solides municipaux lorsqu'ils sont éliminés. Ils sont alors susceptibles de s'évaporer ou de lixivier dans les eaux des LES pour être ultimement absorbés d'une façon ou d'une autre par l'humain.*
- *Les déchets putrescibles (organiques ou humides) sont responsables des émissions de gaz de décomposition lorsqu'ils sont enfouis sans traitement préalable; ils peuvent lixivier des composés organiques toxiques dans la nappe phréatique. De plus, ils nuisent par leur humidité à la bonne combustion dans les incinérateurs.*
- *Certains déchets secs, notamment les plastiques à contenu élevé en chlore (PVC), sont les principales causes de formation des polluants les plus dangereux de l'incinération lorsque brûlés dans un incinérateur de déchets domestiques.*

De ces quelques constats émanent les principes de base sur lesquels fonder une stratégie de saine gestion de nos déchets.

5.2 Interventions prioritaires

Déjà pratiqué par plusieurs municipalités du Québec au moyen de dépôts ou de collectes volontaires, le retrait des déchets dangereux du flux des déchets solides municipaux et leur traitement sécuritaire est la toute première priorité de santé publique en matière de gestion des déchets.

STRATÉGIE

La même logique prévaut pour les déchets putrescibles qu'il faudra isoler des autres déchets et traiter de façon sécuritaire. Ces déchets représentent une masse considérable estimée au tiers des déchets solides municipaux et cette deuxième priorité de la perspective de santé environnementale et publique représente le défi le plus important parce qu'il nécessite une collecte sélective régulière et une infrastructure de traitement spécifique.

Au-delà de ces deux actions urgentes, la mise en place de tous les mécanismes de réduction des déchets, qui s'appliquerait bien sûr en priorité aux déchets dangereux et putrescibles, constitue la véritable solution durable de saine gestion des déchets.

La réduction des déchets offre un potentiel considérable encore très peu exploré, qui à l'exemple des protocoles sur l'emballage et de la politique québécoise de gestion, devra reposer sur la responsabilisation totale des producteurs-consommateurs, c'est-à-dire de l'ensemble des citoyens. A plus court terme, on pourra rapidement implanter la réduction des déchets à éliminer par la récupération, c'est-à-dire le réemploi, le recyclage ou la valorisation de tout ce qui peut l'être.

5.3 Scénario d'implantation d'une saine gestion des déchets

Contrôler les impacts de la gestion des déchets nécessite donc trois flux de déchets bien distincts : les déchets dangereux, les déchets putrescibles (ou humides) et les déchets récupérables (ou secs).

Les expériences de tri après collecte mixte étant peu concluantes en termes sanitaire, de performance ou de rentabilité, il apparaît que le tri doit être fait à la source par le producteur du déchet. La ségrégation des trois filières de déchets doit être totale jusqu'à la dernière phase d'élimination, le cas échéant.

Il est évident que la récupération exigerait un tri secondaire qui pourra varier considérablement d'une communauté à une autre en fonction de la récupération visée ou du traitement d'élimination pratiqué; néanmoins, le modèle de collecte sélective qu'on appelle sec/humide/dangereux, qui a été mis à l'essai à Guelph, en Ontario, répond aux bases minimales d'une saine gestion des déchets. Nous joignons en annexe 5 quelques documents promotionnels du modèle de Guelph qui permettent de mieux comprendre ce type de collecte sélective.

STRATÉGIE

L'implantation généralisée à moyen terme de ce type de collecte favoriserait d'après nous la prise de conscience et la prise en charge totale de ses déchets par chaque producteur et inciterait au recyclage au moins des déchets secs faciles à entreposer ou à trier.

Il est par ailleurs évident que si le modèle de base de la collecte sec/humide/dangereux devait être généralisé, la mise en oeuvre de la stratégie de gestion intégrée pourrait varier considérablement en fonction des densités de population, de la récupération ou des équipements de traitement et d'élimination disponibles.

Il est impossible et probablement inutile de tenter de préciser une stratégie au-delà des principes de base que nous pensons généralisables. La revue des possibilités de gestion de quelques matières démontrera néanmoins comment le scénario de collecte sec/humide/dangereux est bien adapté à une gestion de nos déchets qui réduirait les impacts potentiels de santé publique, et qu'on qualifie en conséquence de saine.

5.4 Autres mesures de mitigation des impacts de santé publique

La logique de minimiser les risques à la santé publique impose la gestion intégrée qui privilégie la séquence suivante : d'abord le réemploi, ensuite le recyclage et la valorisation des matières, et en dernier recours, la réduction de masse par incinération et l'élimination par l'enfouissement, avec la récupération énergétique si possible. Cette séquence s'harmonise parfaitement avec la politique de gestion intégrée du MENVIQ.

Nous traitons plus loin de la gestion optimale des deux techniques traditionnelles d'élimination, soit l'incinération et l'enfouissement, qui seront réservées aux matières qui n'auraient pu trouver une autre voie.

STRATÉGIE

Une stratégie idéale unique ne peut être élaborée, même à partir des catégories issues d'un tri, fut-il optimal. Nous présentons pour chacune des catégories suivantes les modes de gestion dans l'ordre de priorisation souhaitable pour la protection de la santé publique, et il appartiendra à la collectivité de choisir les modes de gestion réalistes adaptés aux contraintes tant environnementales qu'économiques :

Les déchets organiques de table et de cour (putrescibles ou humides)

Les papiers-cartons

Le verre

Les plastiques

Les déchets métalliques ferreux et non-ferreux

Les déchets dangereux

Les matériaux secs

Les autres déchets

5.4.1 Les déchets organiques de table et de cour (putrescibles - humides)

Le traitement des déchets organiques de table et de cour débute par une stabilisation des matières organiques. Le compostage est le plus connu de ces traitements : la décomposition aérobie constitue un traitement qui réduit la production des biogaz dangereux et permet le contrôle des lixiviats produits, impacts majeurs de l'enfouissement traditionnel des putrescibles.

La technique bien pratiquée ne présente aucun danger incontrôlable pour l'environnement ou la santé et peut produire des matières secondaires valorisables comme amendement des sols. Au pire, le compost peut servir d'excellent absorbant pour remplacer la terre de recouvrement des sites d'enfouissement sanitaires. Le compostage réalise une appréciable réduction du volume à éliminer.

La méthanisation est une autre technique de stabilisation possible des déchets organiques. Il s'agit en fait d'une putréfaction anaérobie hermétique pour en retirer les biogaz. Le méthane récupéré peut être remis en marché et le volume des putrescibles ainsi traités est considérablement réduit, laissant place à de nouveaux déchets. Cette récupération, à mi-chemin entre la valorisation énergétique et la valorisation de matière, laisse plus de résidus à éliminer que le compostage, tout en produisant un matériau de bonne valeur commerciale. Des techniques

nouvelles de compostage utilisant une phase anaérobie (procédé BTA) semblent allier les avantages de la méthanisation et du compostage en évitant leurs inconvénients respectifs.

Nous identifions ainsi la seconde priorité, dans une perspective de santé publique, dans le dossier de la gestion des déchets. Après le retrait des déchets dangereux, la stabilisation des putrescibles et la valorisation qui en découle entraînerait le gain le plus important dans une perspective de santé publique. En effet, la réduction des émissions gazeuses et liquides des lieux d'enfouissement sanitaire, et la récupération des matières ou de l'énergie diminueraient avantageusement la charge polluante de leur élimination.

5.4.2 Les papiers-cartons

Au Québec, ils représentent à eux seuls plus du quart des déchets solides domestiques. Il s'agit de la seule catégorie qui se prête à tous les types de traitement des déchets, mais encore plus à la réduction de la production, notamment pour les emballages. En amont de la gestion proprement dite des déchets, la réduction n'en demeure pas moins un objectif fondamental à privilégier dans ce dossier.

Le réemploi, s'il est exclu pour le papier imprimé (journal et fin), est bien implanté pour les cartons d'emballage en provenance du secteur commercial. Cependant la durée relativement courte du cycle de vie des cartons d'emballage nécessite rapidement le recours au recyclage.

Le savoir-faire permet maintenant le recyclage de pratiquement tous les types de papiers, les seules contraintes étant désormais d'ordre économique. Il faut malheureusement constater que le prix du papier recyclé est, compte tenu des coûts de collecte et du désencrage, supérieur à celui du papier vierge.

Outre le recyclage, le papier peut aisément être soumis à la valorisation des matières pour transformation en matériaux divers, ou au compostage. Ses qualités énergétiques en font un excellent combustible pour la valorisation énergétique. Il n'y a donc aucune bonne raison d'enfouir ou d'incinérer les papiers et les cartons en 1993, et la société québécoise devrait y voir de façon prioritaire dans l'optique de préserver la qualité de son milieu de vie.

5.4.3 Le verre

L'élimination des composés de verre est l'exemple typique du gaspillage des ressources de notre société. Le verre se prête de façon idéale au réemploi et des cycles de 50 utilisations des contenants de boisson sont courants pour les contenants consignés. A la fin du cycle d'utilisation, le verre est recyclable à l'infini. La standardisation des formes, volume et couleur des contenants alimentaires faciliterait leur réemploi. Selon nous, l'État peut et doit intervenir pour influencer les pratiques industrielles actuelles qui paraissent souvent soumises aux seules règles de la mise en marché des produits.

Le recyclage du verre n'est limité que par la collecte ou le tri. Il pourrait en ressortir une matière secondaire de qualité.

Il y a peu d'intérêt économique à la valorisation de matière, le verre ne pouvant remplacer que des matières cristallines beaucoup moins dispendieuses comme le gravier. Cependant son enfouissement ne cause aucun impact significatif à l'environnement mais son poids relatif actuel de 7,4 % du tonnage des déchets à enfouir n'est pas négligeable.

À défaut de réemploi, le recyclage permettrait un gain net d'énergie important et éviterait certains risques environnementaux sanitaires que sa fabrication engendre. Soulignons toutefois que le marché pour le verre recyclé (le calcin) est faible et la Société des alcools du Québec (SAQ) a dû récemment en subventionner l'exportation.

A moins de considérations économiques ou de politiques concertées, le décideur municipal peut gérer les déchets de verre comme il l'entend. À l'exception du bruit lors de la manipulation ou d'accidents bénins, l'élimination du verre n'occasionne pas de problème environnemental ou de santé publique notable.

5.4.4 Les plastiques

Les déchets de plastique représentent une masse relativement faible (5,4 à 11 %) des déchets, mais à l'opposé du fer ou du verre, ils constituent une importante part du volume (17 %) à cause de leur faible densité et de leur élasticité. La part relative du plastique est en croissance constante dans nos déchets.

STRATÉGIE

On ne saurait trop favoriser l'achat de produits en vrac pour autant que de strictes mesures d'hygiène soient appliquées. Une telle mesure réduirait l'utilisation du plastique par les grands utilisateurs que sont les commerces au détail de produits ménagers et alimentaires courants. Non seulement favoriserait-on ainsi une réduction de la production de plastique vierge, mais on implanterait des habitudes de réemploi chez le consommateur.

Le recyclage du plastique serait facile si ce n'était de la variété de produits chimiquement distincts, mais d'apparence semblable, de cette catégorie de déchets. L'identification des types de plastique ou la standardisation de leur utilisation pour favoriser les catégories recyclables pourraient pallier aux difficultés du tri et rendre leur recyclage plus intéressant.

Un nouveau marché est généralement créé pour les objets de plastique valorisé; on perd ainsi la vraie valeur du recyclage qui est de remplacer par le recyclé un objet qui serait autrement fabriqué de matière vierge. Encore trop rares sont les vraies utilisations de recyclage du plastique, limitées quasi uniquement à la production de certains contenants non alimentaires, puisque les règlements l'interdisent pour les contenants alimentaires, pour des raisons de santé.

C'est surtout la valorisation des matières qui est pratiquée avec les plastiques récupérés. On fond et on mélange plusieurs types de plastique pour produire des objets tolérant les variations de qualité. Néanmoins, la valorisation de matières et le recyclage sont certainement les gestions les plus écologiques des déchets de plastique.

Excellents combustibles à haute teneur énergétique, la plupart des plastiques se prêtent bien à la valorisation énergétique sauf les plastiques à contenu élevé en chlore, comme les PVC qui sont considérés comme les principaux responsables de la formation des dioxines et furannes lors de leur combustion.

Malgré une incertitude pour le long terme (notamment pour les additifs), l'enfouissement du plastique semble sécuritaire. La dégradation des polymères en monomères est peu susceptible de se produire dans les conditions d'enfouissement, ou se fait de façon très lente, le cas échéant.

Les plastiques offrent une large gamme d'options de récupération où les considérations de santé publique entrent peu en ligne de compte. Le tri pose cependant un problème pour lequel il n'existe pas de solution facile.

5.4.5 Les déchets métalliques ferreux et non ferreux

On retrouve deux catégories simples de déchets métalliques ferreux dans les déchets solides municipaux : les déchets encombrants et les boîtes de conserve. Les "encombrants" sont déjà largement recyclés ou facilement recyclables, selon le cas. Le recyclage des boîtes de conserve dépend du tri qui sera fait au préalable. Il existe des solutions pour recycler les boîtes étamées.

L'enfouissement demeure une méthode de gestion des déchets ferreux et, bien que la décomposition en oxyde de fer puisse théoriquement contaminer la nappe phréatique, les effets sur la santé sont improbables. La haute densité et la compaction du fer causeraient peu d'impact sur les volumes à enfouir.

Le cuivre, le plomb et l'aluminium sont des métaux non-ferreux de bonne valeur commerciale généralement recyclés, et qui présentent peu de danger pour l'environnement sous leur forme métallique usuelle. Ils pourraient être recyclés par les éventuels centres de tri de matériaux secs.

Le mode de gestion le moins souhaitable pour les métaux, d'une perspective de santé publique, est certainement l'incinération. Non seulement ils encombrant les fours, mais des métaux dangereux seront volatilisés par la combustion, les rendant biologiquement disponibles. Le plomb, le chrome, le cadmium et le mercure sont les métaux qui contaminent les émissions atmosphériques et les cendres. Ils n'ont aucune valeur calorifique.

On devrait donc récupérer et recycler tous les métaux avant l'enfouissement sécuritaire des résidus, si l'on veut minimiser les risques à la santé publique.

5.4.6 Les déchets dangereux et spéciaux

Bien que peu abondants (généralement de 0,5 à 1 % des déchets solides municipaux), les déchets dangereux représentent le principal risque à la santé publique en matière de gestion des déchets. Si les solvants, peintures et huiles usées constituent la majeure partie de ces déchets, une foule de produits domestiques (incluant pesticides, produits de nettoyage acides ou caustiques, produits de développement photographique, médicaments, piles sèches, cires, colles, etc.) et leurs contenants respectifs constituent une part non négligeable des déchets

dangereux enfouis et comportent des risques d'atteinte à la santé (voir tableau 1.4 et annexes 1 et 4).

Si le recyclage est envisageable pour quelques déchets domestiques dangereux, l'élimination définitive constitue la seule option pour la plupart. L'entreposage à long terme ne représente certainement pas une option valable de gestion des déchets dangereux, comme nous l'a fait réaliser l'incendie de BPC de St-Basile. Il faut au contraire que ces produits ne puissent jamais être dangereux d'aucune façon, par une destruction contrôlée ou un traitement de stabilisation spécifique. Les composés inorganiques présentent à cet égard des difficultés plus grandes.

Les techniques permettant la valorisation des déchets organiques, dont la pyrolyse, sont de plus en plus nombreuses. Bien que la recherche en soit encore à ses débuts, il est possible que certains déchets dangereux soient inactivés adéquatement par la pyrolyse. Ce mode de traitement, applicable aussi aux plastiques, donne une valeur surajoutée à la valorisation énergétique par sa souplesse de réutilisation : on ramène ainsi ces produits à leur matière première qui est le pétrole.

Plus que pour tout autre déchet, c'est la réduction de production à la source que l'on doit favoriser dans le cas des déchets domestiques dangereux pour protéger la santé publique. La substitution par des composés moins toxiques ou des modifications de procédés offrent un potentiel encore peu exploré. L'utilisation complète des matières dangereuses annulerait les dangers de leur élimination et serait une forme de valorisation très pertinente pour les déchets domestiques dangereux.

5.4.7 Les matériaux secs

Estimés au quart ou au tiers des déchets actuellement enfouis, les matériaux secs, tels que définis par le règlement sur les déchets solides, bénéficient d'un tri à la source raisonnable, puisqu'ils sont le plus souvent transportés isolément, en vrac. Les deux tiers de ces matériaux secs seraient des produits d'excavation.

L'autre tiers des déchets secs, des débris de démolition essentiellement, est constitué de ciment, plâtre, bois, briques, fer, toiture, verre, etc. Ils sont de plus en plus triés au moment de l'opération de démolition, pour le recyclage. Le résidu devient un mélange qui peut servir au remplissage, mais pourrait alors poser un problème de sécurité publique. Ces déchets devraient être enfouis de façon sécuritaire bien qu'ils présentent peu de risques à la santé

publique, s'ils sont raisonnablement gérés. D'autres matériaux secs plus inquiétants sont parfois enfouis dans les sites de matériaux secs très peu réglementés. Un contrôle rigoureux à l'admission est indispensable à la protection de la santé publique.

5.4.8 Autres

Les boues d'usine d'épuration constituent le cas idéal du tri parfait. Après un traitement adéquat pour éliminer la flore bactérienne, elles se prêtent à la valorisation de matière. On croit que la majorité des boues des communautés non industrielles seraient adéquates pour l'amendement des sols en sylviculture, bien qu'un traitement minimum de stabilisation soit indispensable pour une garantie de santé publique.

Les résidus des déchets encombrants (électroménagers, ameublement, etc.) pourront être orientés vers les sites d'élimination de matériaux secs une fois leurs éventuels constituants dangereux retirés (par exemple, les CFC).

Les déchets industriels gérés municipalement sont une composante problématique des lieux d'enfouissement sanitaire. Nous devons, pour longtemps encore, éliminer une bonne partie de ces déchets. Leur nature déterminera s'ils peuvent être enfouis tels quels, stabilisés avant enfouissement ou incinérés. Par leur volume et leur concentration, ces déchets sont parmi les plus problématiques des sites d'enfouissement actuels, dans la perspective des dangers d'atteinte à la santé publique. Il est donc important que les considérations de santé publique soient prises en compte et nous souhaitons que, d'une façon ou d'une autre, la gestion de l'ensemble de ces déchets soit sous contrôle public. Nous ne devons pas permettre, comme société, de laisser aux seuls impératifs économiques le choix du mode d'élimination de ces déchets.

5.5 L'élimination

Dès maintenant, l'enfouissement tout comme l'incinération doivent être vus comme des techniques de dernier recours nécessaires. L'incinération, pour sa part, nous paraît utile dans le cas de certains déchets dangereux non recyclables. Dans tous les cas, des techniques adéquates et sécuritaires sont essentielles pour garantir la protection de la santé publique.

Comme les impacts de l'élimination sont particulièrement inquiétants pour le public, l'étape de concertation avec les populations concernées, de préférence dès la phase de conception

du projet, demeure le meilleur moyen de contrôler les impacts psychosociaux inhérents à l'implantation d'équipements d'élimination.

5.5.1 L'incinération

Il est admis que les incinérateurs de déchets domestiques, moins sévèrement contrôlés et réglementés, à tonnage égal, que les incinérateurs de déchets dangereux. Ceci nous paraît inacceptable d'un point de vue de santé publique.

Seule la meilleure technique disponible devrait être tolérée et tous les incinérateurs nouveaux devraient répondre aux critères les plus stricts de la meilleure technologie disponible, tandis que tout devrait être mis en oeuvre pour que les anciens y répondent dans les meilleurs délais. Leurs cendres volantes devraient toujours subir un traitement par enfouissement contrôlé ou par une stabilisation, toujours dans une cellule d'étanchéité maximale, comme un déchet dangereux. Les cendres de grille devraient être placées dans des cellules isolées et enfouies selon les mêmes normes que les déchets solides municipaux. De plus, lorsque l'incinération s'avère indispensable, la récupération énergétique par cogénération ou autrement devrait être pratiquée d'emblée.

Dotée de contrôles stricts, l'incinération ne semble pas produire de dangers immédiats importants pour la santé publique, mais présentera toujours l'inconvénient d'augmenter la charge polluante globale et de détruire définitivement les matières ainsi traitées.

Cet inconvénient devient un avantage s'il s'agit d'un déchet dangereux organique non récupérable puisque l'incinération en réduit la charge polluante globale. La récupération d'énergie des déchets solides non récupérables est préférable au simple enfouissement puisque l'énergie n'aura pas à être produite à partir d'autres sources.

5.5.2 L'enfouissement

L'enfouissement représente un prix environnemental important pour les consommateurs et pour la société en général.

STRATÉGIE

Selon les procédures actuelles de gestion des déchets en cours dans notre société, tous les sites devraient répondre aux critères d'enfouissement de déchets dangereux. Un enfouissement sanitaire mal géré entraîne une contamination environnementale des sols, de l'eau et de l'air. Même l'imperméabilisation avec des géomembranes n'offre qu'une garantie limitée dans le temps.

Si l'on isolait et stabilisait tous les déchets dangereux et les déchets putrescibles, les critères d'enfouissement des déchets résiduels pourraient éventuellement être allégés, d'une perspective de santé publique. A ce jour, les dangers de l'enfouissement de ces déchets résiduels n'ont pas été évalués et ceci pourrait faire l'objet d'études spécifiques. Si tel était le cas, les économies de coûts de construction et d'entretien des lieux d'enfouissement sanitaire pourraient être réinvesties dans la récupération et les traitements de stabilisation. L'hypothèse mérite d'être soulevée car l'implantation de collecte de type sec/humide/dangereux pour une gestion intégrée réaliserait les conditions de contrôle du contenu des déchets à enfouir. Des critères d'enfouissement pour des contenus sélectifs devraient pouvoir permettre un entreposage sécuritaire, peu dispendieux pour l'enfouissement de déchets stables, en attendant l'ouverture des marchés.

Les bioessais standardisés, en plus des traditionnelles normes chimiques et biologiques, devraient être validés pour la caractérisation des effluents traités, car, ajoutés aux normes chimiques, nous croyons qu'ils évalueraient mieux le potentiel toxique réel sur le vivant.

5.6 Conclusion

Une métaphore illustre bien les effets attendus comparés de l'incinération et de l'enfouissement. Dans le premier cas on paie le coût environnemental surtout comptant et dans le second, totalement à crédit. De toute façon, la destruction définitive des matières nous prive à jamais de la réduction de production de matière vierge qu'entraînerait la récupération des matières récupérables. On ne devrait recourir qu'aux meilleures techniques d'élimination existantes et que pour les matériaux non récupérables autrement.

Les techniques de réduction des déchets permettent d'éliminer le moins de matières possible. Nous pouvons dire, de façon réaliste, qu'au Québec, l'implantation généralisée d'une collecte sélective de type sec/humide/dangereux et le recours exhaustif aux 3 R-V pourrait ne laisser que 30 % de l'ensemble des déchets à éliminer d'après le projet pilote de Guelph, ce qui

STRATÉGIE

réduirait d'autant les impacts potentiels de santé publique de l'élimination et du remplacement des matières détruites.

Lorsqu'une implantation d'équipement d'élimination s'avérera nécessaire, les décideurs devront en justifier la pertinence, en garantir l'innocuité et soumettre très tôt l'ensemble du projet à la concertation des communautés concernées. Ce sont les conditions pour minimiser les impacts psychosociaux trop souvent négligés de la gestion des déchets.

Conclusion et recommandations

RECOMMANDATIONS

La réduction des déchets à éliminer constituera toujours la meilleure option de contrôle des impacts de la gestion des déchets. Après les politiques de réduction à la source, la récupération constitue la seule méthode durable de diversion des déchets. Les modes de gestion actuels "tout à l'enfouissement" ou "tout à l'incinération" sont incompatibles avec les principes du développement durable et la protection de la santé publique à moyen et long termes.

Dans une perspective de santé publique, le tri à la source et une collecte sélective en trois volets (déchets secs, déchets humides et déchets dangereux) constituent la base d'une saine gestion des déchets solides municipaux. Les déchets domestiques dangereux devront généralement faire l'objet d'une collecte indépendante en raison des dangers liés à leur manutention. Cette collecte sec/humide/dangereux permet la récupération des matériaux secs valorisables et la récupération des déchets putrescibles et dangereux avant l'élimination de la fraction non récupérable. Ce modèle favorise la réduction du volume des déchets à éliminer de façon sécuritaire et, secondairement, entraîne une réduction de la pollution de l'industrie primaire par la réduction de la production des matériaux vierges que les matières récupérées remplaceraient. Il est donc doublement avantageux pour l'environnement et le milieu de vie de la population.

Enfin, pour atteindre les objectifs de réduction et de contrôle des impacts sur la santé de la gestion des déchets, il faudra soit contrôler les émissions des lieux d'enfouissement sanitaire à long terme dans des cellules scellées, soit isoler et stabiliser les déchets putrescibles et dangereux avant leur élimination. L'incinération selon les meilleures technologies pour certaines catégories de déchets non valorisables, avec récupération énergétique et gestion rigoureuse des cendres, constituera une alternative de gestion intéressante, surtout pour les déchets organiques non récupérables ou lorsque les autres techniques d'élimination sont limitées.

Le Comité de santé environnementale du Québec, après avoir analysé le dossier de la gestion des déchets de la perspective de la santé publique, dégage quelques pistes de solution soumises comme recommandations aux décideurs concernés.

D'abord une concertation sociale est indispensable. Il faut que les élus et les gouvernements qu'ils forment fassent consensus avec leurs partenaires et se dotent des outils pour orienter rapidement et efficacement la gestion de déchets vers la réduction de la production des déchets à la source. Ce train de mesures devrait en priorité viser à réduire la production de biens non recyclables, jetables, à usage unique, ou constitués de matières dangereuses.

RECOMMANDATIONS

Chaque palier gouvernemental est concerné à différents niveaux d'intervention. Le gouvernement fédéral a le pouvoir de créer des normes nationales pour bannir ou contrôler la production ou l'importation de certaines matières. Il peut légiférer en termes de normes nationales sur l'élimination ou encore pour limiter la production de biens à usage unique. Surtout il devra continuer ses interventions de promotion nationale, comme le Protocole sur les emballages.

Le gouvernement provincial contrôle la plupart des leviers importants quant à la gestion des déchets. Il doit continuer de concrétiser sa politique de gestion axée sur la réduction à la source, en réglementant par exemple l'usage du vrac, de la consigne et du réemploi pour certains secteurs d'activités et certains produits, ou en créant des incitatifs à la récupération. Il devrait étendre ou adapter les processus de concertation déjà prévus pour l'implantation d'équipements d'élimination à la surveillance des opérations et au suivi post-fermeture des sites. Dans une optique de protection de la santé publique, le gouvernement provincial pourrait adapter sa réglementation des normes et procédures d'élimination à la nature spécifique des matières à éliminer.

Les gouvernements municipaux assument déjà la responsabilité collective de la gestion des déchets solides. Ils sont les véritables gestionnaires des budgets alloués à la gestion des déchets et ont le véritable pouvoir sur la réduction de l'élimination. Chaque gouvernement municipal aurait le pouvoir d'implanter la stratégie de tri et de collecte sec/humide/dangereux que nous proposons ci-haut et une gestion intégrée axée sur la récupération par le recyclage et la valorisation.

Il est important de continuer à s'assurer que l'élimination ne puisse être une cause de contamination humaine. Les gouvernements préconisent à l'heure actuelle des interventions que nous encourageons et qui visent à :

- Contrôler sévèrement l'enfouissement par une refonte des règlements sur les déchets solides et dangereux qui définirait des normes en fonction de la nature des déchets à éliminer. Des techniques différentes pourraient être imposées pour l'enfouissement des déchets dangereux, putrescibles ou secs (préalablement bien définis) ou même pour des sous-catégories de chacun. Par contre, les normes d'émission devraient être les mêmes puisqu'aucune élimination ne devra polluer le milieu récepteur, en dehors du site proprement dit. Ces normes devraient inclure l'évaluation des impacts globaux sur le vivant, par l'utilisation de bioessais notamment.

RECOMMANDATIONS

- . Contrôler très sévèrement l'incinération en exigeant, pour toute nouvelle installation, les critères de la meilleure technologie disponible. La gestion des cendres de l'incinération serait intégrée aux règlements de l'enfouissement, les cendres volantes devant être enfouies comme un déchet dangereux et les cendres de grille isolément dans un LES spécifique.
- . Définir le suivi à long terme des sites d'élimination en réglementant les normes, procédures et responsabilités quant à la fermeture et au suivi post-fermeture des sites d'élimination.

Recommandations de santé publique

Dans tous les dossiers qui concernent l'élimination de déchets, plusieurs ministères, dont celui de la Santé et des Services sociaux et leurs organisations de santé publique, devront s'impliquer pour s'assurer :

- . Que la population concernée ait accès à l'information scientifique et à l'expertise pour l'interprétation des données pour les questions de santé publique.
- . Que tout nouveau projet d'élimination de déchets fasse systématiquement l'objet de consultation publique le plus tôt possible dans la conception même du projet, et soit soumis à une démarche formelle de concertation avant sa mise en oeuvre.
- . Que le choix des politiques locales d'opérationnalisation et de suivi de la gestion des déchets demeure de niveau public, notamment pour les questions de santé. L'exécution pourra bien sûr être confiée au privé par les municipalités qui le désirent.
- . Que les recherches sur le traitement et la récupération des déchets, surtout dangereux et putrescibles, continuent et s'intensifient, notamment par rapport aux impacts pour la santé de leurs différents traitements.

Différentes mesures devraient être prises rapidement pour faciliter l'implantation des activités de récupération qui présentent divers bénéfices pour la santé publique et le milieu de vie :

- . Produire une étude de faisabilité de l'implantation généralisée de la collecte sélective sec/humide/dangereux, qui estimerait des coûts-bénéfices économiques, sociaux,

RECOMMANDATIONS

sanitaires et les impacts sur le recours au réemploi, recyclage, valorisation et élimination qui en résulteraient.

- . Accélérer l'implantation des protocoles de réduction de l'élimination, tel le Protocole national sur les emballages ou la Politique de gestion intégrée des déchets solides de 1989 du MENVIQ ou adopter des règlements municipaux interdisant l'élimination de matières prédéterminées.
- . Accélérer la création de mesures incitatives au recyclage et à la valorisation, notamment pour le compostage des déchets humides (organiques et putrescibles).
- . Limiter l'implantation d'équipements d'incinération aux seules collectivités qui auraient préalablement pratiqué au maximum toutes les mesures de réemploi, recyclage et valorisation; autrement dit, ne permettre l'incinération que des déchets ne pouvant trouver une voie de récupération, ou pour lesquels l'incinération est un traitement d'élimination de choix.

Annexe 1

Liste des 47 catégories de matériaux et de leurs déchets types

- R : indique que la catégorie est recyclable
 E : indique que la catégorie est exploitable sous forme de matière ou d'énergie (valorisable)
 EMB : indique que la catégorie est associée au secteur de l'emballage

PAPIERS	
PJ	- Papier journal : journaux, encarts publicitaires dans les journaux, circulaires (papier non glacé), annuaires téléphoniques, livres de poche, (R,E)
PF	- Papier fin : papier à écrire, enveloppes, comptes, papier informatique (R,E)
PA	- Papier alimentaire : papier ciré d'emballage pour aliments (blanc ou brun), sacs de biscuits, sacs en papier pour le pain, enveloppes (non multicouches) pour aliments déshydratés, sacs contenant les céréales (E, EMB.)
PK	- Papier Kraft : sacs bruns en papier pour l'emballage et l'épicerie (R, E, EMB)
PG	- Papier glacé : revues, papier recouvert d'une pellicule glacée (E)
PD	- Autres papiers : essuie-tout, papier mouchoir, couches, serviettes hygiéniques, papier d'emballage à cigarettes, papier carbone, papier buvard (E)
PCP	- Carton plat : carton d'emballage (y compris les boîtes de livraison de nourriture), paquets de cigarettes en carton (R, E, EMB)
PCO	- Carton ondulé : boîtes de carton ondulé (R, E, EMB)
PCA	- Carton alimentaire : boîtes de lait, boîtes d'oeufs en carton, vaisselle en carton, boîtes de jus congelé, contenants en carton pour crème glacée (E, EMB)
PM	- Papier multicouches : (emballages fait de trois couches ou plus et dont chacune fait appel à un matériau différent : ex: papier plus plastique plus aluminium) sachets de soupes et de cristaux de saveur, contenants de jus type Oasis (E, EMB)
BOIS	
BO	- Bois brut : bois ou morceaux de bois n'ayant subi aucun traitement (E)
BD	- Autres bois : bois ayant subi un quelconque traitement (E)
VERRES	
VVL	- Verre à vin clair, bouteilles de vin et spiritueux transparents (R, E, EMB)
VVO	- Verre à vin de couleur, bouteilles de vin et spiritueux brunes ou vertes (R, E, EMB)
VAL	- Verre alimentaire clair, pots en verre transparent à usage alimentaire (mayonnaise, ketchup, jus, boissons gazeuses dont le contenant est non consigné) (R, E, EMB)
VAO	- Verre alimentaire de couleur, bouteilles ou pots en verre brun, vert ou bleu à usage alimentaire (R, E, EMB)
VBC	- Verre consignée pour boisson, bouteilles de bière et boisson gazeuse consignées (R, E, EMB)
VP	- Verre plat : vitre, miroir
VD	- Autres verres : miroir, vaisselle, flacons de parfum et produits de beauté
PLASTIQUES	
LAC	- Plastique alimentaire consigné : bouteille de boisson gazeuse en plastique consignées (R, E, EMB)
LF	- Pellicule de plastique : sacs de plastique, films d'emballage pour aliments, sacs de lait (E, EMB)
LC	- Contenants de plastique rigide : contenants alimentaires et non alimentaires (savon liquide, contenants de margarine, ...) (R, E, EMB)
LD	- Autres plastiques : jouets, tubes à pâtes dentifrice, filets en plastique (pour les oignons), foam, tubes en plastique, piscines, auvents, toiles de piscines (E)

MÉTAUX FERREUX	
FA FD	<ul style="list-style-type: none"> - Métal ferreux alimentaire : boîte de conserve (R, E, EMB) - Autres métaux ferreux : cannettes d'aérosol, pots de peintures vides, pots métalliques autres qu'alimentaire, articles ferreux
MÉTAUX NON FERREUX	
AC AN CU AD	<ul style="list-style-type: none"> - Aluminium consigné : cannettes de boisson gazeuse et de bière (R,E,EMB) - Aluminium non consigné : contenants non ferreux et non consignés (pouding), contenants non ferreux autres qu'alimentaire, aluminium en feuille - Cuivre : articles en cuivre - Autres métaux non ferreux : articles autres qu'en aluminium ou en cuivre
MATIÈRES PUTRESCIBLES	
MP MH MB	<ul style="list-style-type: none"> - Matière putrescible : nourriture, déchets de cuisine (E) - Herbes : gazon, herbes de toutes sortes (E) - Branches et feuilles : branches d'arbres (rebut d'émondage), plantes (E)
AUTRES DÉCHETS	
DD DC DT DPE DGE DMO	<ul style="list-style-type: none"> - Autres déchets non différenciés : litière pour animaux, céramique, gravats, porcelaine, articles composite non catégorisables, cendre, ampoules électriques, papier de construction, débris de construction - Articles en caoutchouc : pneus et autres - Textiles : articles en tissu et cuir - Petit électroménager : rasoirs, appareils électroménagers de petite taille - Gros électroménager : télévisions, laveuses, sècheuses, cuisinières - Mobilier : tables, chaises, meubles
DÉCHETS DOMESTIQUES DANGEREUX	
DH DR DF DP DM DCS DCL DB 2 DB 1	<ul style="list-style-type: none"> - Huile pour moteurs : huile provenant de la vidange de moteurs - Déchets avec radioactivité : détecteurs à fumée et articles présentant une certaine radioactivité - Ballasts de tubes fluorescents avec BPC - Pesticides : herbicides, fongicides, insecticides - Médicaments : médicaments de toutes sortes - Produits chimiques solides : soude caustique, chlore à piscine - Produits chimiques liquides : diluant à peinture, peinture - Batteries : accumulateurs avec liquide (acide) - Piles : accumulateurs secs (types A et AA, pastilles)

Tiré de : LANGLET B. 1991. *La radioscopie des déchets urbains solides à Montréal*. Rapport soumis à la Ville de Montréal - Pagination multiple

Annexe 2

Provenance, composition, destination et modes d'élimination des déchets domestiques au Québec

**PROVENANCE, COMPOSITION, DESTINATION ET MODES D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS
DOMESTIQUES AU QUÉBEC, EN TONNES MÉTRIQUES (AOÛT 1987)**

TYPES DE DÉCHETS, DESTINATION ET MODES D'ÉLIMINATION	PROVENANCE DES DÉCHETS				TOTAL
	Résidences et municipalités	Commerces et institutions	Industries	Autres	

PAPIER / CARTON

• Déchets totaux générés	628 500	833 600	184 000	-	1 646 100
• Sous-total déchets retirés avant élimination	128 320	210 600	82 000	-	418 920
• Par incinération (1)	96 320	26 600	-	-	122 920
• Par récupération	30 000	184 000	82 000	-	296 000
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	502 180	623 000	102 000	-	1 227 180
• Lieux d'enfouissement (2)	478 180	612 300	102 000	-	1 192 480
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	24 000	10 700	N.D.	-	34 700

VERRE

• Déchets totaux générés	294 000	98 000	86 800	-	478 800 ⁽¹³⁾
• Sous-total déchets retirés avant élimination	39 820	3990	46 000	-	89 810
• Par incinération	36 820	3990	-	-	40 810
• Par récupération	3000	N.D.	46 000	-	49 000
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	254 180	94 010	40 800	-	388 990
• Lieux d'enfouissement	245 080	92 410	40 800	-	378 290
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	9100	1600	N.D.	-	10 700

MÉTAUX FERREUX

• Déchets totaux générés	160 600	438 800	85 200	-	684 600
• Sous-total déchets retirés avant élimination	61 900	390 100	N.D.	-	452 000
• Par incinération	18 900	2100	-	-	21 000
• Par récupération	43 000	388 000	N.D.	-	431 000 ⁽¹⁴⁾
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	98 700	48 700	85 200	-	233 600
• Lieux d'enfouissement	93 900	48 900	85 200	-	228 000
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	4800	800	N.D.	-	5600

MÉTAUX NON-FERREUX

• Déchets totaux générés	27 100	61 200	13 200	-	101 500
• Sous-total déchets retirés avant élimination	7710	37 050	N.D.	-	44 760
• Par incinération	3710	1050	-	-	4760
• Par récupération	4000	36 000	N.D.	-	40 000
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	19 390	24 150	13 200	-	56 740
• Lieux d'enfouissement	18 490	23 750	13 200	-	55 440
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	900	400	N.D.	-	1300

PLASTIQUES

• Déchets totaux générés	216 300	113 400	21 000	-	350 700 ⁽⁶⁾
• Sous-total déchets retirés avant élimination	34 860	4620	15 000	-	54 480
• Par incinération	34 860	4620	-	-	39 480
• Par récupération	-	-	15 000	-	15 000
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	181 440	106 780	6000	-	296 220
• Lieux d'enfouissement	172 840	106 880	6000	-	285 720
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	8600	1900	N.D.	-	10 500

PNEUS

• Déchets totaux générés	33 180	N.D.	8100	-	41 280
• Sous-total déchets retirés avant élimination	3845	N.D.	4210	-	8055
• Par incinération	N.D.	N.D.	-	-	N.D.
• Par récupération	3845	N.D.	4210	-	8055
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	29 335	N.D.	3890	-	33 225 ⁽⁶⁾
• Lieux d'enfouissement	29 335	N.D.	3890	-	33 225
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.

MATIÈRES PUTRESCIBLES

• Déchets totaux générés	811 100	295 400	152 400	100 000 ⁽⁷⁾	1 358 900
• Sous-total déchets retirés avant élimination	98 350	12 110	-	-	110 460
• Par incinération	98 350	12 110	-	-	110 460
• Par récupération	-	-	-	-	-
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	512 750	283 290	152 400	100 000	1 048 440
• Lieux d'enfouissement	488 250	278 390	152 400	100 000	1 019 040
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	-	N.D.
• Dépotoirs	24 500	4900	N.D.	-	29 400

NON CARACTÉRISÉS

• Déchets totaux générés	275 169	166 600	796 510 ⁽⁸⁾	800 000 ⁽⁹⁾	2 038 279
• Sous-total déchets retirés avant élimination	49 140	6930	N.D.	N.D.	56 070
• Par incinération	49 140	6930	-	-	56 070
• Par récupération	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	226 025	159 670	796 510	800 000	1 982 205
• Lieux d'enfouissement	213 925	159 670	796 510	N.D.	1 167 405
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	800 000	800 000
• Dépotoirs	12 100	2700	N.D.	-	14 800

TOTAL

• Déchets totaux générés	2 245 945	2 008 000	1 347 210	900 000	6 501 155
• Sous-total déchets retirés avant élimination	421 945	665 400	147 210	N.D.	1 234 555
• Par incinération	338 100	57 400	-	-	395 500
• Par récupération	83 845	608 000	147 210	N.D.	839 055 ⁽¹⁰⁾
• Sous-total déchets acheminés aux lieux d'élimination	1 824 000	1 342 600	1 200 000	900 000	5 266 600
• Lieux d'enfouissement	1 740 000	1 319 600	1 200 000	100 000	4 359 600
• Dépôts de matériaux secs	N.D.	N.D.	N.D.	800 000	800 000
• Dépotoirs	84 000	23 000	N.D.	N.D.	107 000

Source: Roche et Ass., 1985, Handbook of solid waste (1977) et MENVIO, 1988

N.D. : Non disponible

PROVENANCE, COMPOSITION, DESTINATION ET MODES D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS DOMESTIQUES AU QUÉBEC, EN TONNES MÉTRIQUES (AOÛT 1987)

NOTES EXPLICATIVES DU TABLEAU

- (1) Incinérateurs de la Communauté Urbaine de Québec (C.U.Q.), de la ville de Montréal et de la Régie intermunicipale de gestion des déchets de la rive sud de Québec (R.I.G.D.R.S.Q.).
- (2) Lieux d'enfouissement sanitaire (L.E.S.), dépôts en tranchée (D.E.T.) et dépôts en milieu nordique.
- (3) Plus de la moitié de ce verre est constitué de verre plat dont le marché pour le recyclage est beaucoup moins intéressant que le verre de contenant.
- (4) Dont 275 000 tonnes de ferraille automobile.
- (5) Dont seulement 45 % est composé de plastiques rigides, le reste étant constitué de films plastiques plus difficiles à recycler.
- (6) 80 % de ces pneus usagés sont dirigés vers des lieux d'entreposage autorisés et clandestins.
- (7) Boues de systèmes de traitement des eaux usées.
- (8) Il sera nécessaire de réaliser les études nécessaires pour tenter de ventiler cette importante partie des déchets industriels, dont une partie est certainement constituée de matières récupérables.
- (9) Déchets de démolition, de construction et d'excavation qu'il faudra étudier pour pouvoir ventiler les parties éventuellement récupérables.
- (10) Soit 12,9 % des déchets générés.

Annexe 3

Paramètres hydrogéologiques d'infiltration des sols

LA POROSITÉ

Les eaux d'infiltration, une fois traversées la masse de déchets d'un L.E.S., pénètrent dans le sol sous-jacent et le sous-sol où elles peuvent s'emmagasiner. Certains sols sont en mesure de contenir de grandes quantités d'eau alors que d'autres en sont incapables. La capacité de contenir ou non une bonne quantité d'eau est régie par la porosité du terrain, qu'on définit comme étant le pourcentage de volume des vides d'une formation meuble ou d'une roche cohérente par rapport à son volume total (Landry et Mercier, 1992). Les vides peuvent être remplis par des liquides ou des gaz. La porosité d'un matériau est liée à la dimension, la forme et à la distribution des vides ou interstices (Todd, 1980). Le tableau suivant présente les limites des valeurs de porosité pour différents matériaux.

Valeurs limites de porosité pour différents matériaux

Formation meubles	Porosité (%)
Gravier	25 - 40
Sable	25 - 50
Silt	35 - 50
Argile	40 - 70
Roches cohérentes	Porosité (%)
Basalte fracturé	5 - 50
Calcaire karstifié	5 - 50
Grès	5 - 30
Calcaire, dolomie	0 - 20
Shale	0 - 10
Roche cristalline fracturée	0 - 10
Roche cristalline saine	0 - 5

D'après : LANDRY, B., MERCIER, M. 1992. *Notions de géologie*. 3^e édition, Modulo, Outremont : 565.

La quantité d'eau qui peut être emmagasinée dans un sol dépend de sa porosité de même que de son contenu en matière organique et en argile. Cependant, le degré de facilité avec lequel l'eau retenue dans un matériel poreux peut y circuler est défini par un autre paramètre hydrogéologique, soit la perméabilité.

LA PERMÉABILITÉ

La notion de perméabilité sert à définir la conductibilité hydraulique d'un matériau, soit sa capacité à se laisser traverser par l'eau. L'analyse du débit d'eau au travers d'un matériel géologique est généralement définie par la loi de Darcy. La capacité d'infiltration des eaux dans le sol est reliée à sa perméabilité. Une formation de dépôts meubles ou de substratum rocheux est perméable dans la mesure où l'eau peut les pénétrer et y circuler sous l'effet de la pesanteur ou d'un gradient de pression. L'effet de gravité accentue la percolation vers les nappes d'eaux souterraines. Les formations imperméables, quoique de porosité élevée, la laissant circuler très lentement. Elles constituent une des limites au mouvement de l'eau de percolation. Les risques de contamination des eaux souterraines sont considérablement diminués lorsque le L.E.S. repose sur une épaisse couche de matériel imperméable. Malgré sa grande porosité, l'argile est imperméable étant donné la faible distance séparant ses pores.

Le sable, le gravier et les roches fracturées comme le calcaire et la dolomie sont reconnus comme les matériaux les plus perméables. Ces matériaux perméables permettent un mouvement plus rapide de l'eau ayant percolé dans les couches de déchets et peuvent amener une contamination subséquente des eaux souterraines.

Le tableau suivant résume les valeurs de perméabilité pour différents matériaux.

Valeurs du coefficient de perméabilité pour différents matériaux

Formation	Matériau	Coefficient de perméabilité (m/s)	Caractère de perméabilité
Dépôt meuble	argile	10^{-9} à 10^{-11}	imperméable
	sable uniforme	10^{-3} à 10^{-7}	très bon
	gravier	10^{-4} à 10^{-2}	excellent
Roche compacte	grès	10^{-4} à 10^{-5}	bon
	schistes	10^{-6} à 10^{-7}	moyen
	calcaires	10^{-6} à 10^{-7}	moyen

Source : CHAMPOUX, A., TOUTANT, C. 1988. *Éléments d'hydrogéologie*. Édition Le Griffon d'argile. Ste-Foy : 262.

Annexe 4

Les traitements des effluents de lieux d'enfouissement sanitaire

Les traitements biologiques

Les traitements biologiques sont classifiés comme aérobie ou anaérobie, selon que le processus requiert ou non un apport en oxygène. Dans les processus aérobie, la matière organique est surtout transformée en CO_2 , en eau et en produits biologiques (boues) par les microorganismes qui utilisent l'oxygène dissous dans le lixiviat. Les principaux traitements biologiques aérobie qu'on retrouve sont :

Les étangs aérés :

Le principe de base de cette méthode est de fournir un temps de rétention hydraulique du lixiviat suffisamment long pour favoriser une forte croissance bactérienne et créer un équilibre dynamique entre les populations de bactéries à l'intérieur de l'étang et celles perdues dans la décharge. Ainsi, la présence constante de bactéries permet la dégradation de la matière organique. La forme et la profondeur de l'étang aéré doivent faire en sorte qu'un mélange adéquat, à l'aide d'aérateurs et de la turbulence générée, assurent la présence d'une quantité suffisante d'oxygène dissous dans le système.

Les étangs facultatifs :

Le terme facultatif signifie ici que la dégradation de la matière organique s'effectue de manière aérobie et anaérobie. Contrairement aux étangs aérés, ce type d'étangs ne possède pas de mécanisme d'aération mécanique.

Ces étangs ont des profondeurs limitées (0,7 à 1,5 mètres). Étant donné la présence d'oxygène causée par la ré-aération dans les couches supérieures, des conditions aérobie y sont créées pour la dégradation de la matière organique. Dans les couches plus profondes, où la lumière et l'oxygène ne peuvent se diffuser, la décomposition se fait de manière anaérobie.

Les filtres biologiques :

Un filtre biologique est constitué d'un réservoir rempli de gravier ou d'un matériel synthétique. Le lixiviat est pompé sur le dessus du filtre puis aspergé sur la surface du matériel filtrant. Le passage de l'eau usée se fait sous l'effet de la gravité, coulant d'une particule du matériel filtrant à une autre particule, de manière à ce que le lit filtrant ne soit jamais complètement submergé et permette ainsi le passage de l'air. Les conditions aérobie favorisent l'adsorption des substances organiques à la surface du matériel filtrant en même temps qu'un développement riche en bactéries capables de les métaboliser.

Dans les procédés anaérobie, les microorganismes décomposent la matière organique sans avoir recours à l'oxygène. La matière organique est transformée essentiellement en CO_2 et en méthane, ainsi qu'une faible partie en boues. Le principal traitement biologique anaérobie qu'on retrouve est l'étang anaérobie.

Les étangs anaérobies :

La profondeur des étangs anaérobies varie généralement de 3 à 6 mètres (Tchobanoglous et Schroeder, 1987). Le procédé d'épuration s'effectue à l'aide de processus de sédimentation, de floculation et de précipitation qui préviennent l'aération du liquide et produisent des composés réduits (CH_4 , H_2S , NH_3 ,...). Les composés organiques azotés sont hydrolysés en ammoniac. Les décharges liquides d'étangs anaérobies contiennent des concentrations ammoniacales plus élevées que le lixiviat non traité et devraient faire l'objet d'un traitement physico-chimique ultérieur.

Les paramètres suivants caractérisent généralement un lixiviat traité uniquement par des méthodes biologiques (Ehrig, 1989) :

- 1- la présence de métaux lourds;
- 2- les composés organiques halogénés (réduction de seulement 10 %);
- 3- les composés organiques réfractaires;
- 4- une demande chimique en oxygène (DCO) élevée;
- 5- une concentration ammoniacale de l'ordre de 20 à 50 mg/L.

Les traitements physico-chimiques

Les différentes méthodes physico-chimiques sont basées sur l'application de forces physiques et de réactions chimiques pour amener un changement dans la qualité de l'eau. Après la dégradation naturelle dans le site, ou celle provoquée par les traitements biologiques, le lixiviat contient toujours une variété de substances spécifiques qui demandent un traitement supplémentaire dans le but de satisfaire les normes de rejet.

En général, les méthodes physico-chimiques sont employées pour le pré-traitement ou post-traitement du lixiviat en complément aux méthodes biologiques. Les méthodes physico-chimiques sont spécialement requises pour le traitement de lixiviat émanant de vieux sites. Les principaux traitements physico-chimiques qu'on retrouve sont :

- la coagulation, la floculation et la sédimentation;
- l'adsorption sur charbon activé;
- l'adsorption sur mousse de tourbe;
- le dégazage de l'ammoniac.

Source : TCHOBANOGLIOUS, G., SCHROEDER, E.D. 1987. *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company. Amsterdam : 768.
EHRIG, H.J. 1989. *Physicochemical treatment*. Dans : Sanitary landfilling : process, technology and environmental impact, Academic Press, pp. 285-295.

Annexe 5
Documents promotionnels du
projet pilote de la
ville de Guelph (Ontario)

Household Hazardous Wastes Everyone's Problem

Household Hazardous Wastes are defined as any discarded material from the home that threatens our well-being when they are disposed of improperly. These wastes may be toxic (poisonous to humans or animals), flammable (easily ignited), corrosive (highly acidic or caustic), reactive (susceptible to violent reactions) or dangerous (sharp items that may cause cuts or infections).

Not only do these wastes create problems when they reach the landfill, but they will also seriously affect the quality of compost and recovered recyclable materials.

The following items should be separated from your waste and should never be put out for collection with either your recyclable, compostable, or regular garbage:

- Paint, Motor Oil, Light Bulbs
- Toxic Household Cleaners
- Pesticides and Herbicides
- Batteries
- Aerosol cans

PLEASE remember that some of your waste will be mechanically and *manually* sorted and the above materials may seriously injure workers handling your waste, in addition to creating environmental problems.

Please take these potentially dangerous wastes to the HOUSEHOLD HAZARDOUS WASTE DEPOT located at the Eastview Sanitary Landfill Site, 186 Eastview Road. The Depot is open Tuesday to Friday from 10 a.m. to 6 p.m. and Saturday from 8:30 a.m. to 4 p.m.

For further information please call the Recycling Program at 837-5604.

Wet/Dry Recycling is an innovative approach to waste management. It requires the separate collection and processing of Wet (compostable and non-compostable) and Dry (recyclable and non-recyclable) fractions of the waste stream.

Wet materials will be sorted: compostables will be composted at a central facility and the finished compost used in parks, gardens and for other uses such as agriculture.

Dry materials will be sorted: recyclable materials will be removed and processed. The non-compostable, non-recyclable garbage will then be taken to the landfill. *The important point is that the waste requiring disposal will be reduced by about 60%.*

A pilot project is now being carried out to monitor the participation rates, the quality of the compost, the quality of the Dry (recyclable) materials recovered and other aspects of the program. Six hundred Guelph homes have been using the Wet/Dry system for almost three years now, and the results so far are encouraging. Virtually 99% of all homes in the area are participating fully in the program, and most people are very enthusiastic about it.

Results in one pilot area suggest that the Wet/Dry system will enable us to compost 96% of the organic waste, and recycle 94% of all recyclable materials in the residential waste stream. These results also suggest that we should be able to compost or recycle about 60% of the total residential waste generated.

When commercial waste and some industrial waste is brought into the program, the potential for diversion of garbage from the landfill is impressive, with more than 50% of all waste being recovered for composting or recycling.

Many thanks to all pilot area participants for making the pilot project a success!



Wet/Dry Recycling: A New Approach To Waste Management

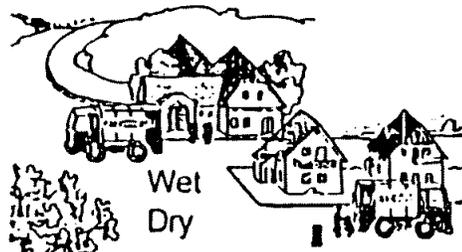


The City of Guelph
Recycling Program 837-5604

Guelph's Wet/Dry Recycling Program

In response to the growing need for alternative methods of garbage disposal, a new system of waste recycling is being tested by the City of Guelph. This new system, "Wet/Dry", requires the separate collection and processing of compostable (wet) and recyclable (dry) fractions of the waste stream.

It is hoped that the city-wide program will be in place in the near future and that all types of properties (residential, institutional, and commercial/industrial) will be included in the full-scale separation program. Before implementing the full-scale program however, a number of variations of the Wet/Dry separation system must be tested including both three-stream and two-stream separation. To provide some understanding of Wet/Dry, and for simplicities sake, only the two stream method of separation will be discussed.



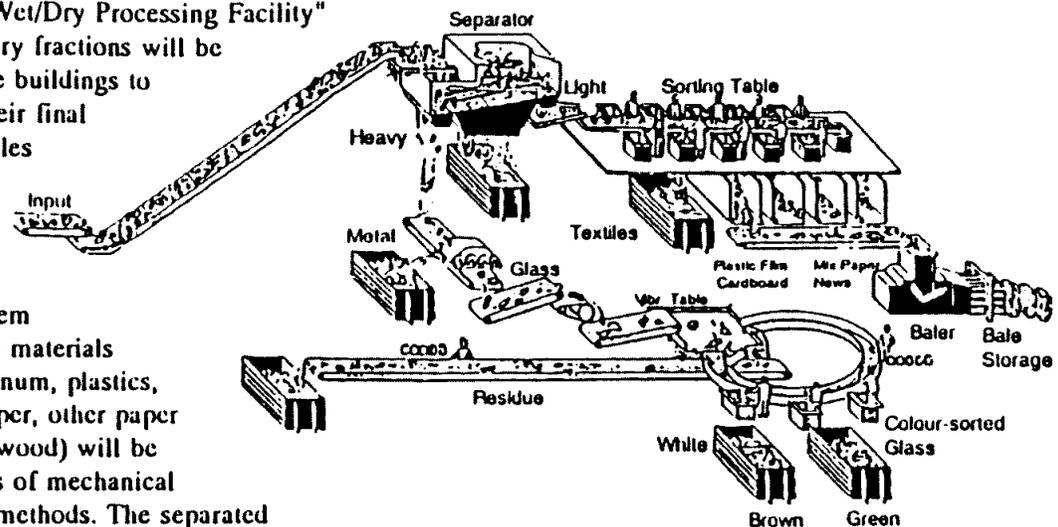
To understand how the Wet/Dry (two stream) system works, it is helpful to focus on the home. Within each household, the family will separate all their waste into two streams: 1) Wet and 2) Dry. The "wet" stream includes such materials as food scraps, grass clippings, leaves and any other organic or wet material. "Dry" refers to the remainder of the waste, excluding Household Hazardous Wastes. Dry waste includes everything that is dry and is composed of both recyclable and non-recyclable material, that is not soiled with wet waste.

The separated waste will be collected from the curb on a weekly basis. Once collected it will be transported to the "Wet/Dry Processing Facility" where the wet and dry fractions will be deposited in separate buildings to be processed into their final products: compostables and recyclables.

The dry fraction will be placed on a conveyor belt system where the individual materials (eg. glass, tin, aluminum, plastics, plastic film, newspaper, other paper grades, textiles and wood) will be separated by a series of mechanical and manual sorting methods. The separated materials will be further processed and transported to the markets where they will be reused or recycled.

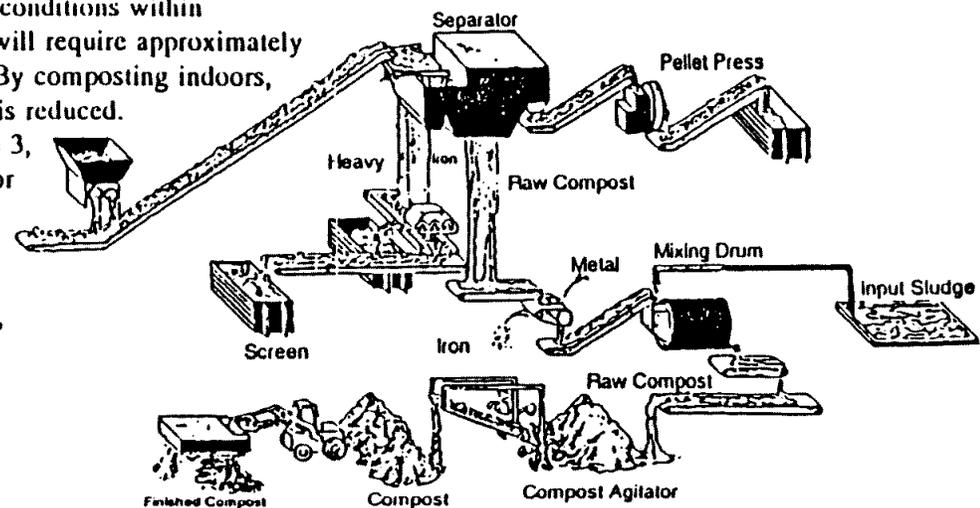
The wet compostable fraction will be debagged and screened to remove non-compostables and any contaminants which may cause problems in the finished compost. The composting process is divided into three independent stages: 1) processing 2) composting and 3) curing. Stages 1 and 2 will take place in carefully controlled conditions within enclosed buildings. Stage 2 will require approximately 10 weeks composting time. By composting indoors, any possible odour problem is reduced. Curing of the compost, stage 3, will be carried out on outdoor curing pads for approximately 4 months. Once the compost process is complete, the finished compost will be distributed and used for horticultural, agricultural and similar purposes.

Dry Waste Sorting Plant



Residues resulting from both the wet and the dry process lines that are neither compostable nor recyclable will be disposed of in a landfill.

Wet Waste Sorting Plant



Townhouse Development

HOW TO SORT YOUR WASTE

WET WASTE

Put all compostable or dirty waste in Green Bags.

FOOD SCRAPS

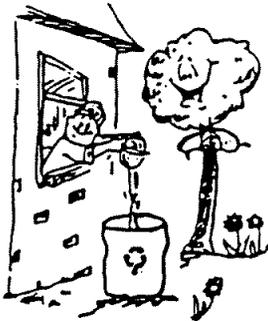
Bread
Cheese
Coffee filters
Cooking oils
Fruit and peels
Grease from food
Meat scraps
Tea Bags
Vegetables & peels

YARD WASTE

Brush
Grass clippings
Houseplants
Leaves
Weeds

OTHER WET WASTE

Ashes
Baby wipes
Cigarette butts
Condoms
Cotton balls
Disposable diapers
Dryer lint
Floor sweepings
Hair
Kitty litter
Paper towels & napkins
Pet droppings
Sanitary napkins
Tampons
Tissues
Vacuum bag contents



DRY WASTE

Put all clean recyclable and non-recyclable waste in Blue Bags. Please rinse all dirty food packaging.

PAPER

Boxes
Cardboard
Cereal boxes & liners
Magazines and flyers
Office paper
Newspaper
Pizza boxes
All other paper and boxes

GLASS

Drinking glasses
Glass bottles (rinsed)
Glass jars (rinsed)

METAL

Aluminum foil (rinsed)
Food & pop cans (rinsed)
All other metal

PLASTIC

Plastic bags (clean)
Plastic containers (rinsed)
Plastic wrap (rinsed)
Styrofoam (rinsed)
Toys

OTHER DRY WASTE

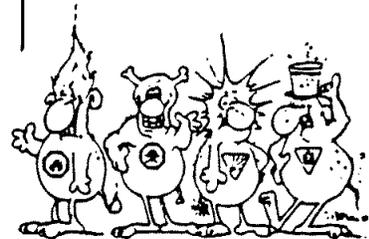
Clothing
Dish cloths
Dishes
Disposable razors
Drinking boxes (empty)
Fibreglass insulation
Frozen juice containers
Leather
Lids from bottles & jars
Make-up
Milk bags (rinsed)
Milk cartons (rinsed)
Pens
Rubber gloves
Shoes
Tape (scotch etc)
Wood

DANGEROUS WASTES

The following things should never be put out with your garbage for collection. Please take them to the Dangerous Waste Depot, or call the City at 837-5604 for help.

Aerosol spray cans
Ant traps
Antifreeze
Batteries
Bleach
Brake fluid
Chemicals
Gasoline
Herbicides
Household cleaners
Insecticides
Lightbulbs
Medicines
Motor oil
Nail polish & remover
Oil filters
Paint
Paint thinners
Solvents
Syringes
Turpentine

DANGEROUS WASTE DEPOT



Located at the Water Pollution Control Plant,
544 Wellington Street
West, just west of the
Hanlon Parkway.

Open 8:00 am - 4:00 pm
Monday - Saturday

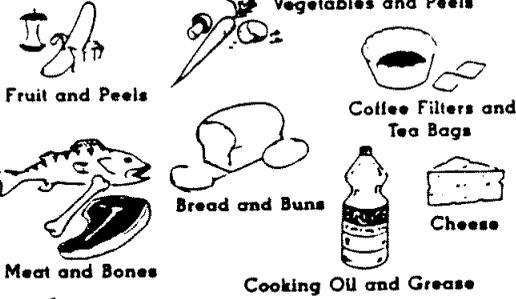
QUESTIONS? CALL THE RECYCLING PROGRAM AT 837-5604

Put only these things in

GREEN BAGS



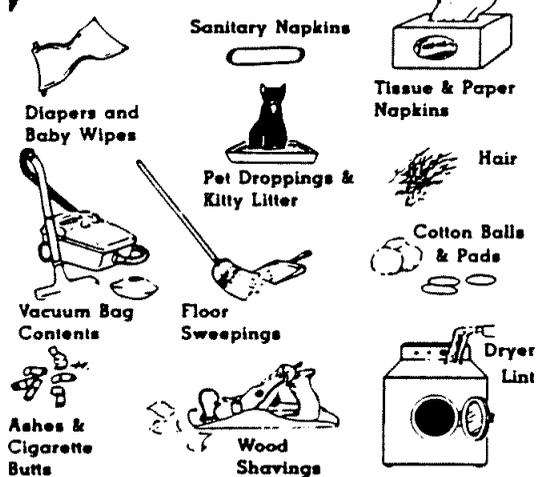
✓ FOOD SCRAPS



✓ YARD WASTE



✓ OTHER WET WASTE



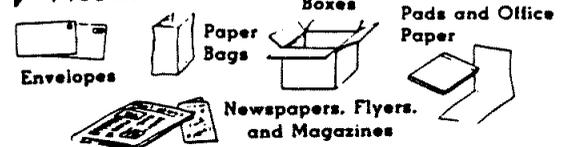
Put everything else except for hazardous household waste in

BLUE BAGS

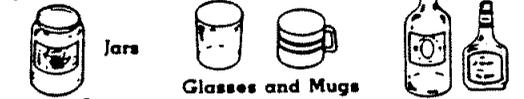


Please rinse any dirty food containers and wraps.

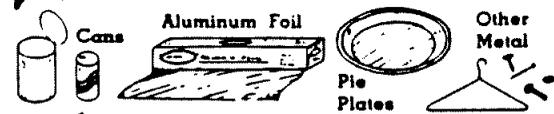
✓ All PAPER



✓ All GLASS



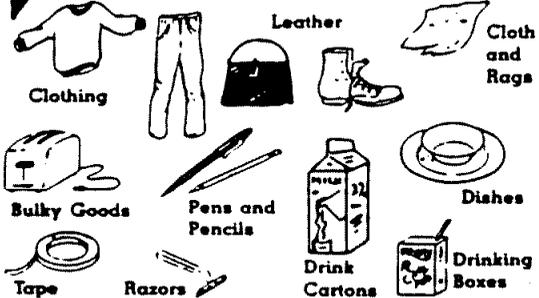
✓ All METAL



✓ All PLASTIC



✓ All OTHER DRY WASTE



DANGEROUS WASTES

Do not put these things in your Green or Blue Bags. Please take them to the Dangerous Waste Depot at 544 Wellington Street W. Or call the City for help.



TOXIC

All Batteries



CORROSIVE



All Aerosol Spray Cans



REACTIVE



Paint and Paint Thinners



FLAMMABLE



Smoke Detectors



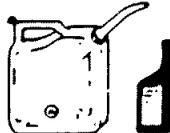
Nail Polish and Remover



Strong Household Cleaners



Syringes



Gas Oil



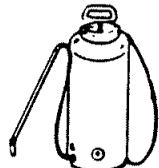
Anti-Freeze



Medicines



Bleach



Pesticides

QUESTIONS? CALL 837-5604



Welcome to Guelph's Wet/Dry Recycling Program!

You are now part of one of the first pilot projects of this kind in North America. You can be proud of the fact that you are taking an environmentally conscious step towards solving the garbage crisis we all face.

Wet/Dry Recycling will enable you to recycle about 50 percent of the waste you produce. *That is more than three times as much as the current Blue Box program!* And it's just as easy. It involves a few slight changes to your usual waste collection routine but makes all the difference to the environment.

Keep this guide handy because it will contain all you need to know about Wet/Dry Recycling. If you have any additional questions, call the Recycling Program at 837-5604.

Please remember that your Green and Blue Bins belong at your house. *If you go on holidays or move away, you must leave the Bins behind.* You can keep the bins inside or outside, whichever is most convenient for you. The bins are designed to be dog-proof, kid-proof and winter-proof. Of course, if any damage occurs, let us know and we will replace it for you.

Wet and Dry collection is every Wednesday. Please have your bins at the curb by 7:00 a.m.

ACCEPTABLE WET (COMPOST) MATERIAL



Place in Green Bin

✓ FOOD SCRAPS

- vegetable and fruit peelings
- meat and bones
- fats and cooking oils
- egg shells
- dairy products
- coffee grounds, filters and tea bags
- all food leftovers

✓ YARD WASTE

- brush
- grass clippings and leaves (use separate marked bags if necessary)

✓ SANITARY NAPKINS

✓ DISPOSABLE DIAPERS

✓ ASHES/COALS

✓ CONTENTS OF VACUUM CLEANER BAGS

ACCEPTABLE DRY (NON-COMPOST) MATERIAL



Place in Blue Bin

✓ ALL DRY NON-CONTAMINATED MATERIAL ONLY

Questions? . . .

Call the Recycling Program at 837-5604

The above material may be bagged for disposal



Household Hazardous Wastes Everyone's Problem

The following items should be separated from your waste and never be put out for collection in either the Green or Blue container:

- Paint
- Motor Oil
- Toxic household cleaners
- Pesticides and herbicides
- Light bulbs
- Batteries
- Pharmaceuticals
- Hypodermic needles

PLEASE remember that your waste will be mechanically and *manually* sorted and the above materials may seriously injure individuals handling your waste.

Please take these potentially dangerous wastes to the HOUSEHOLD HAZARDOUS WASTE DEPOT located at the Water Pollution Control Plant at 544 Wellington Street just west of the Hanlon Parkway. The Depot is open Monday to Friday from 8 a.m. to 4 p.m. and Saturdays by special arrangement (just telephone 837-5627).

If you are physically unable to dispose of these items correctly, please call the Recycling Program at 837-5604 and we will help you out.

How to make your Dry material recyclable:

You will improve the quality of the recyclable materials if you follow these simple instructions:

- ✓ Rinse out all containers, plastic and foil packaging and place in the Blue Bin.
- ✓ Separate multi-material packages into single items, for example:
 - remove foil from plastic juice containers
 - remove labels from metal cans
 - remove lids from jars
- ✓ Buy food in recyclable containers only. Avoid non-recyclable items such as drinking boxes, cartons and styrofoam containers.

How to make your Wet waste into quality compost:

- ✓ Place only food and yard waste in Green Bin.
- ✓ Rinse soiled packaging and add to Dry materials in Blue Bin (eg. rinse out milk bags).
- ✓ Collect used oil and fat in a used cardboard container rather than a can or jar which can be recycled.
- ✓ Use cloth diapers so disposables don't have to go into the compost.
- ✓ Mark bags containing leaves and grass **ONLY** with flagging tape.

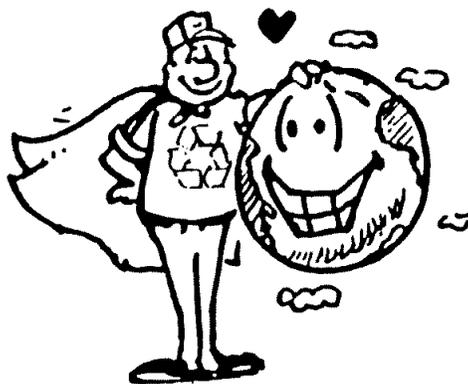
Wet/Dry Recycling is an innovative approach to waste management. It requires the separate collection and processing of Wet (compostable) and Dry (recyclable and non-recyclable) fractions of the waste stream.

Wet materials will be composted at a central facility. The finished compost will be used throughout the City in parks and gardens.

Dry materials will be sorted: recyclable materials will be removed and processed. The remainder will be landfilled or incinerated. ***The important point is that the waste requiring disposal will be significantly reduced.***

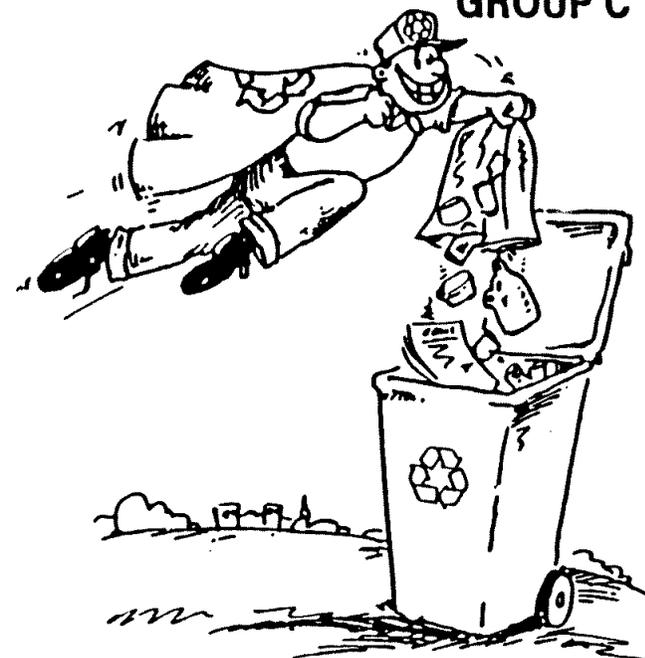
During the pilot project, the City will be monitoring the participation rates and quality of materials collected. This will mean that you may occasionally see a person taking a look inside your bins. It's nothing personal, it just has to be done to monitor the progress of the project.

Thank you for your participation in our project. You are providing us with the information needed to implement a full-scale city-wide Wet/Dry Recycling Program.



THE WET/DRY RECYCLING GUIDE

GROUP C



Annexe 6

Normes québécoises concernant les émissions d'incinération et le rejet des effluents de lieux d'enfouissement sanitaire

SECTION III

NORMES D'AIR AMBIANT

6. Normes de qualité de l'atmosphère : Les normes de qualité de l'atmosphère pour l'ensemble du territoire du Québec sont les suivantes :

<i>nature des contaminants</i>	<i>valeur moyenne</i>	<i>durée</i>
particules en suspension	0-150 µg/m ³ 0-70 µg/m ³	moyenne sur 24 heures moyenne géométrique annuelle
retombées de poussières	0-0.5 tonnes/km ²	moyenne sur 30 jours
anhydride sulfureux (SO ₂)	0-0.50 ppm*	moyenne sur 1 heure
	0-1310 µg/Nm ³	moyenne sur 24 heures
	0-0.11 ppm*	moyenne annuelle
	(0-288 µg/Nm ³) 0-0.02 ppm* (0-52 µg/Nm ³)	
monoxyde de carbone (CO)	0.30 ppm*	moyenne sur 1 heure
	(0-34 mg/Nm ³)	
	0-13 ppm* (0-15 mg/nm ³)	moyenne sur 8 heures
ozone (O ₃)	0-0.08 ppm* (0-157 µg/Nm ³)	moyenne sur 1 heure
hydrogène sulfure (H ₂ S)	0-10 ppb** (0-14 µg/Nm ³)	moyenne sur 1 heure
	0-8 ppb** 0-11 µg/Nm ³)	moyenne sur 2 heures

<i>nature des contaminants</i>	<i>valeur moyenne</i>	<i>durée</i>
dioxyde d'azote (NO ₂)	0-0.22 ppm* (0-414 µg/Nm ³)	moyenne sur 1 heure
	0-0.11 ppm* (0-207 µg/Nm ³)	moyenne sur 24 heures
	0-0.055 ppm* (0-103 µg/Nm ³)	moyenne annuelle
plomb (Pb)	0-2 µg/m ³	moyenne géométrique annuelle
* ppm: parties par million en volume ** ppb: parties par milliard en volume		

SECTION XIX INCINÉRATEURS

67. Émissions: Un incinérateur autre qu'un incinérateur de déchets dangereux, au sens du Règlement sur les décrets dangereux (adopté par le décret 1000-85 du 29 mai 1985), ne peut émettre dans l'atmosphère:

a) plus de matières particulaires que ce qui est prévu au tableau suivant

<i>catégorie d'incinérateur</i>	<i>capacité de l'incinérateur</i>	<i>norme</i>
incinérateurs existants	≤ 1 tonne/heure	150 g / 100 kg de déchets chargés
	> 1 tonne/heure	[270 mg/Nm ³ de gaz]
nouveaux incinérateurs autres que pour déchets pathologiques	≤ 1 tonne/heure	100 g/100 kg de déchets chargés
	> 1 tonne/heure	800 g / 1 de déchets chargés et 180 mg / Nm ³ de gaz
nouveaux incinérateurs de déchets pathologiques	toute capacité	100 g / 100 kg de déchets chargés
tout four crématoire	toute capacité	100 g / 100 kg de charge

b) un contenu de matières imbrûlées, dans les matières particulaires supérieures à 5 micromètres, excédant 10% de la norme établie au tableau du paragraphe a) du présent article, telles que recueillies dans le dispositif d'échantillonnage.

c) des matières particulaires visibles individuellement au point d'émission.

d) des gaz qui contiennent de l'acide chlorhydrique dont la concentration excède 500 parties par million (volume).

Les normes de concentration fixées au premier alinéa sont exprimées sur une base sèche, aux conditions normalisées, et corrigées à 50% d'excès d'air.

30. Eaux de lixiviation: L'exploitation d'un lieu d'enfouissement sanitaire ne doit pas rejeter dans le réseau hydrographique de surface ou dans un réseau d'égout pluvial, des eaux de lixiviation contenant des contaminants au-delà des normes prescrites ci-dessous.

a) composés phénoliques: 0,02 milligramme par litre;

b) cyanures totaux (exprimés en HCN): 0,1 milligramme par litre;

c) sulfures totaux (exprimés en HS): 2 milligrammes par litre;

d) cadmium (Cd): 0,1 milligramme par litre;

e) chrome (Cr): 0,5 milligramme par litre;

f) cuivre (Cu): 1 milligramme par litre;

g) nickel (Ni): 1 milligramme par litre;

h) zinc (Zn): 1 milligramme par litre;

i) plomb (Pb): 0,1 milligramme par litre;

j) mercure (Hg): 0,001 milligramme par litre;

k) fer (Fe): 17 milligrammes par litre;

l) chlorures (exprimés en Cl): 1 500 milligrammes par litre;

m) sulfates (exprimés en SO₄): 1 500 milligrammes par litre;

n) huiles et graisses: 15 milligrammes par litre;

o) bactéries coliformes totales: 2 400 par 100 millilitres;

p) bactéries coliformes d'origine fécale: 200 par 100 millilitres;

q) demande biochimique en oxygène 5 jours (DBO₅): 40 milligrammes par litre.

r) demande chimique en oxygène: 100 milligrammes par litre;

s) odeurs: ne doivent causer aucun des effets visés au deuxième alinéa *in fine* de l'article 20 de la Loi.

Les normes prévues aux paragraphes q et r du premier alinéa ne s'appliquent pas dans le cas où les eaux de lixiviation sont traitées dans un poste de traitement visé aux articles 31 et 31.1.

ANNEXE III

TABLEAU DES CONCENTRATIONS MAXIMALES D'UN RÉSIDU LIQUIDE OU D'UN LIXIVIAT DE RÉSIDU SOLIDE* (a. 1)

Contaminants	Normes	
	résidus liquides mg/l**	lixiviats de résidu solide mg/l**
Classe 1		
Arsenic total	1.0	5.0
Cadmium total	2.0	2.0
Chromic total	5.0	5.0
Cuivre total	5.0	10
Mercure total	0.05	0.2
Nickel total	5.0	10
Plomb total	2.0	5.0
Sélénium total	1.0	1.0
Zinc total	10	10
Sulfures totaux	5.0	—
Fluorures totaux	8.0	150
Cyanures oxidables par chloration	2.0	—
Composés phénoliques	1.0	2.0
Huiles et graisses minérales totales	30	30
Biphényles polychlorés totaux***	0.3	0.01
Hydrocarbures halogénés totaux***	1.0	1.0
Hydrocarbures monocycliques aromatiques totaux***	1.0	1.0
Classe 2		
Hydrocarbures polycycliques aromatiques totaux***	1.0	0.01
Chlorodibenzo-dioxine totaux****	2.5 × 10 ⁻⁴	2.5 × 10 ⁻⁴
Chlorodibenzo furane totaux****	2.5 × 10 ⁻⁴	2.5 × 10 ⁻⁴
Autres contaminants inorganiques	10	10
Autres contaminants organiques***	1.0	1.0
Métaux totaux (incluant seulement As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	10	10

* Les contaminants énumérés ci-dessus sont échantillonnés et analysés suivant la méthodologie prévue dans « *Procédure d'évaluation des caractéristiques de déchets solides et de boues pompables* », publié par le ministère de l'Environnement du Québec en 1985.

** Milligramme (mg) de contaminants par litre (l) de déchets liquides ou lixiviats

*** Les normes pour chaque catégorie de contaminants sont la somme de toutes les valeurs quantifiables plus élevées que 0.01 mg/l, excepté pour le lixiviat des résidus solides pour les BPC et les HPA où la valeur quantifiable sera 10 % de la norme du total.

**** Des résidus contaminés par ces composés sont des déchets contaminés pour lesquels la charge maximale acceptable est nulle. La norme pour chaque famille de dioxines et de furanes, c'est-à-dire les tetra, penta, hexa, hepta et octochlores, est de 1 500 picogrammes/litre

Note: Les composés énumérés dans la classe 2 s'appliquent à compter de la date fixée par proclamation du gouvernement

P 9267
Ex.2

E-2602

Bélanger, Marcel et al.

AUTEUR

Mieux vivre avec nos déchets: la
gestion des déchets solides municipi-

P 9267
Ex.2

Négociations OLP-Israël

Le 24, peut-être

Washington (Reuter) — Les pourparlers de paix israélo-arabes reprendront sans doute le 24 janvier à Washington pas encore les Etats-Unis n'aient pas encore émis d'invitations officielles, ont déclaré hier des responsables américains et des diplomates du Proche-Orient.

Un délégué jordanien a déclaré que le roi Hussein rencontrerait le président Bill Clinton le 21 janvier, lors d'une visite privée que le souverain jordanien effectuera à Washington pour subir des examens médicaux.

Les pourparlers mettront d'abord en présence, à huis clos, les chefs des délégations syrienne, libanaise, jordanienne, palestinienne, israélienne, égyptienne et saoudienne.

Si ces entretiens elles-mêmes pour les délégations de leur département officielles au dix jours plus tard, ces délégations se sont réunies la semaine dernière pour la dernière fois.

Ciampi tire sa

Rome (Reuter) — Le président du conseil italien Carlo Azeglio Ciampi a offert hier la démission de son gouvernement ainsi la tenue d'élections anticipées.

Oscar Luigi Scalfaro, a toutefoix déclaré que le palais du Quirinal a réservé sa décision d'accepter ou non le départ du chef du gouvernement, nommé en avril dernier.

Cette formule lui laisse la possibilité de continuer à gérer les affaires courantes jusqu'à la date du scrutin, qui aura probablement lieu fin mars. Cette formule du Conseil de continuer à gérer les affaires courantes jusqu'à la date du scrutin, qui aura probablement lieu fin mars. Carlo Ciampi a présenté sa démission à l'issue d'un débat parlementaire de deux jours intensif. Celle-ci a toutefoix déclaré que le palais du Quirinal a réservé sa décision d'accepter ou non le départ du chef du gouvernement, nommé en avril dernier.

«Je ne peux que prendre note de la profonde division du Conseil de continuer à gérer les affaires courantes jusqu'à la date du scrutin, qui aura probablement lieu fin mars. Carlo Ciampi a présenté sa démission à l'issue d'un débat parlementaire de deux jours intensif. Celle-ci a toutefoix déclaré que le palais du Quirinal a réservé sa décision d'accepter ou non le départ du chef du gouvernement, nommé en avril dernier.»

aliste
en cas
ministre
semblement
Chirac.
card recue
Edouard Bal
Harris réalisé
7 janvier. En
61% à M. Bal
leader socialiste

STARD

musulmane a décidé pour protester contre... Selon le proviseur... Ben Lardi, 17... pendant les cours... pendant le 20 décembre... «injuste», l'élève... à un compromis. Mais... à un compromis (...)-et a... de cet effort (...)-et a... La jeune fille... pour porter à la place... pour ailleurs crée.

ENT BURUNDAIS

du Burundi a élu... du Burundi et de... de l'agriculture et de... de l'agriculture et de... de l'agriculture et de...