

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 (les déchets sont traités par gravité) sont très corrosifs et contiennent généralement la majeure partie de pollution des sites de surface ou de sous-sol, les lixiviats sont les déchets 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.

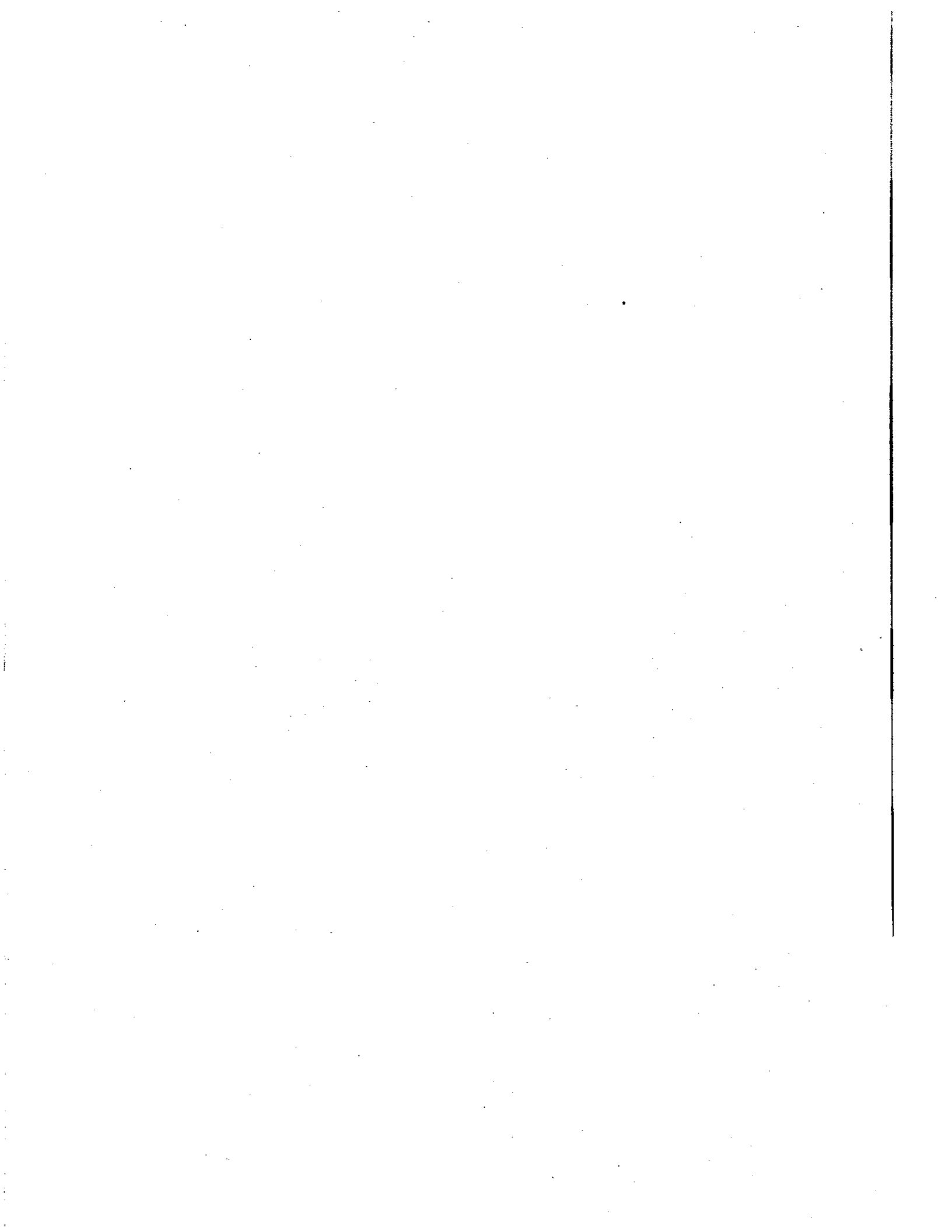
Bien qu'ils puissent être considérés comme les plus problématiques, les déchets industriels, les déchets biomédicaux et enfin les boues d'usine d'épuration ne seront couverts qu'accessoirement par le document.

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

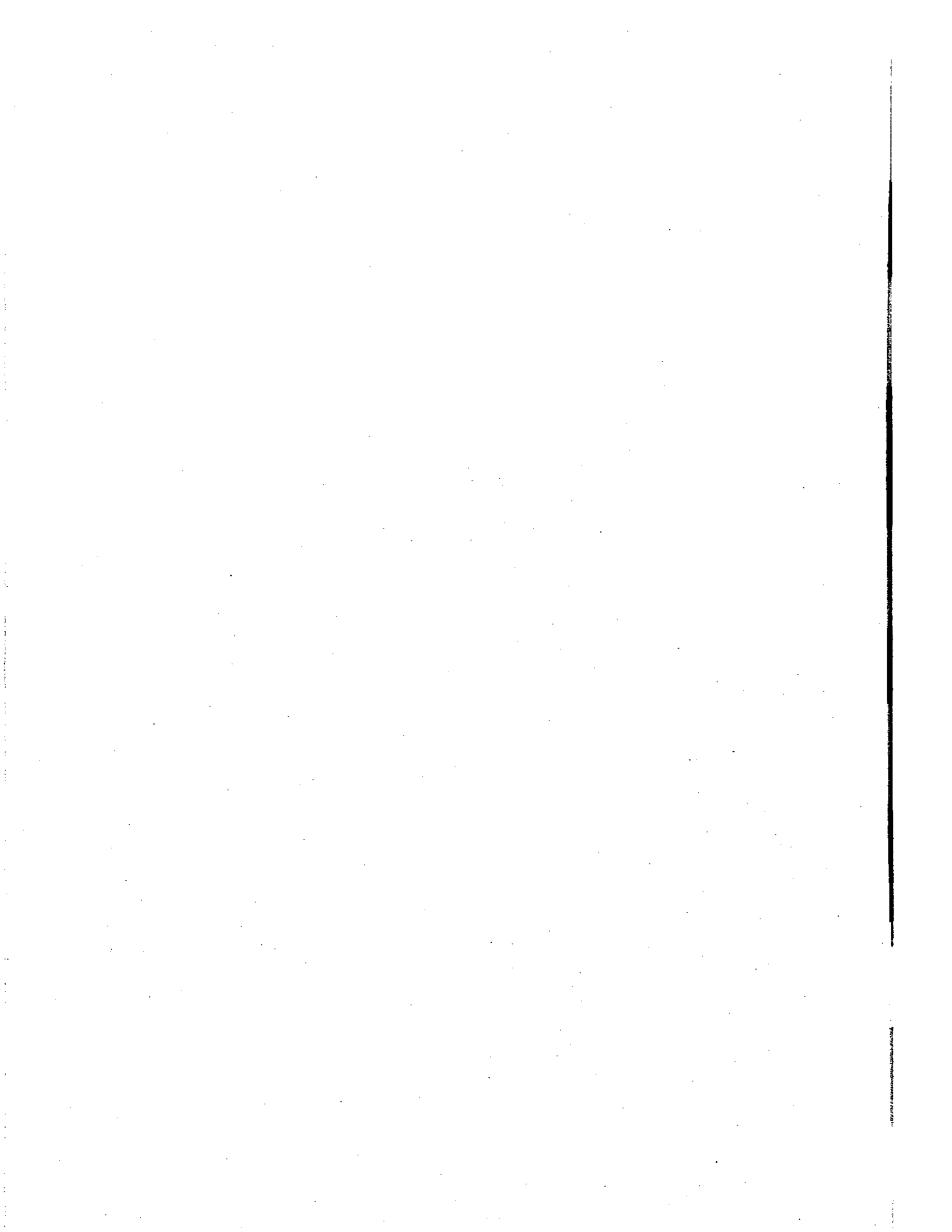
Bibliographie

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



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

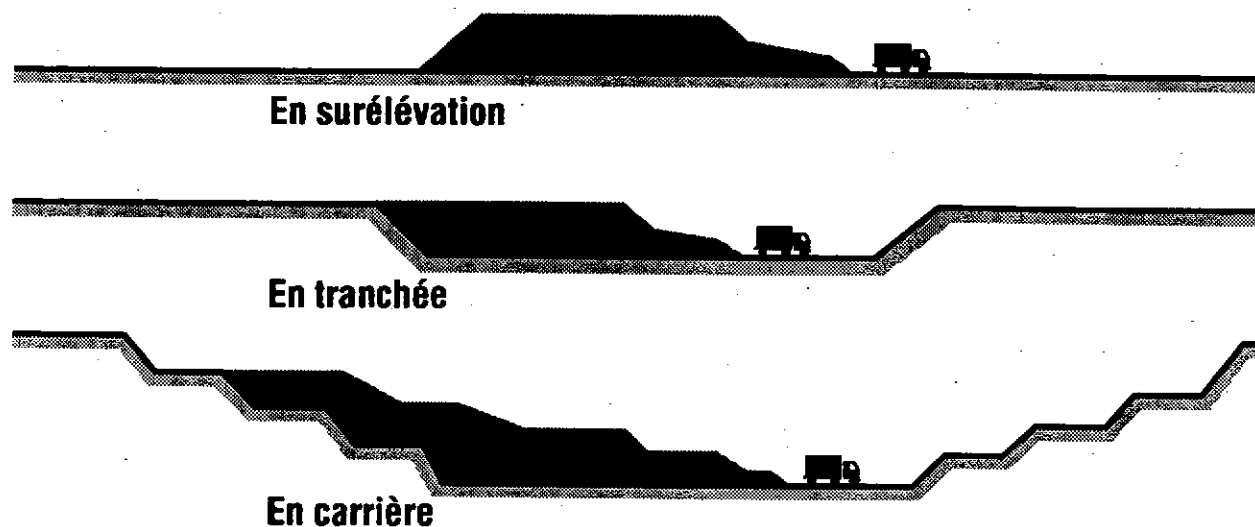
l'incapacité d'exercer une surveillance constante des lieux d'enfouissement sanitaire. La figure 3.2 illustre différentes méthodes d'enfouissement des déchets; l'enfouissement en carrière est utilisé pour quelques sites au Québec (4).

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



ENFOUISSEMENT

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)
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 liées 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.

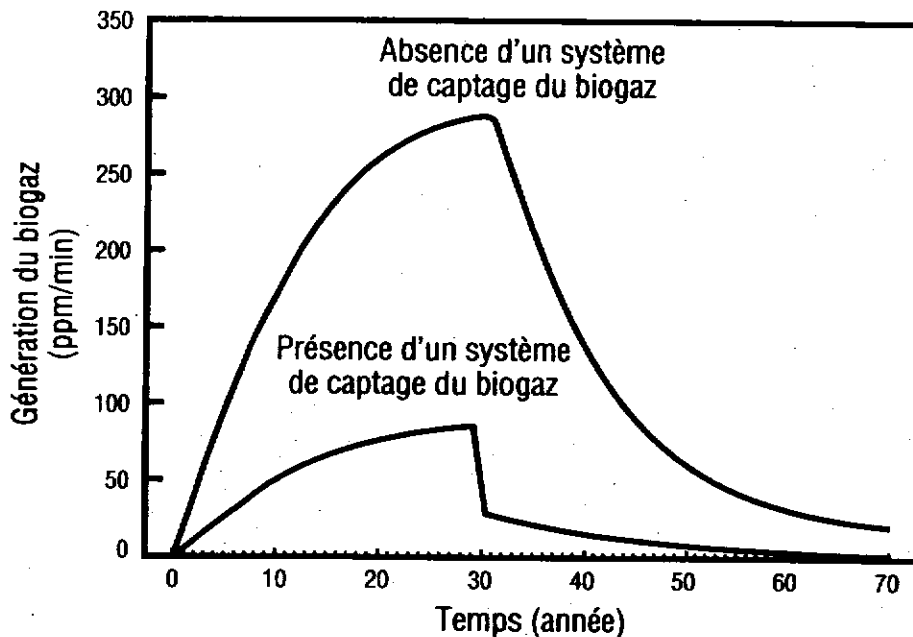
Lailas (17) et Pauss (18) ont décrit en détails les processus physiques, chimiques et biologiques de décomposition des déchets organiques enfouis. Ces trois processus sont interdépendants (17-18). La décomposition physique résulte de la dislocation des constituants des déchets (dégradation physique, 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.

ENFOUISSEMENT

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 de 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	Térogène 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.

ENFOUISSEMENT

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.*

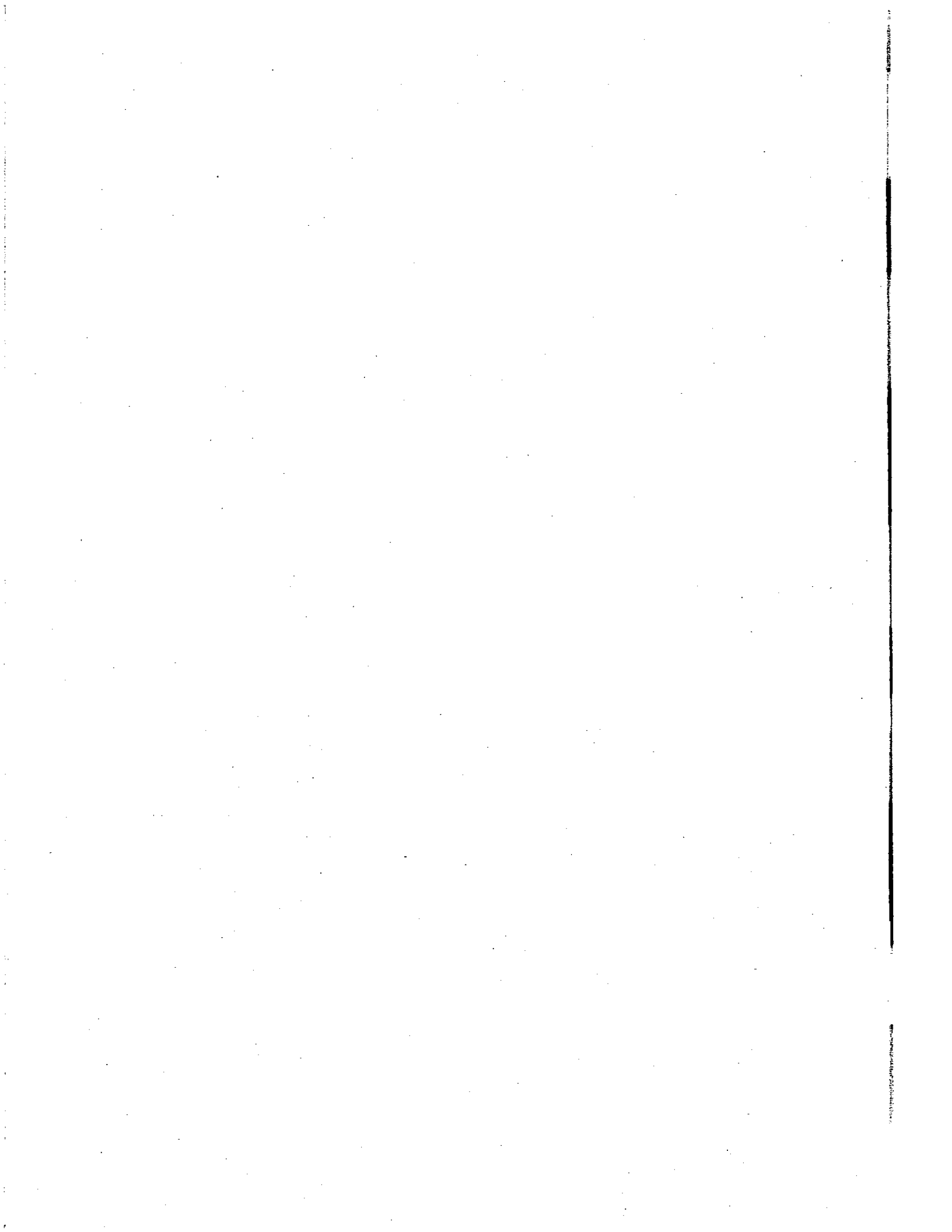
Les études en évaluation du risque pour la santé concluent que des excès de problèmes de santé (notamment le cancer) pourraient survenir, mais souffrent pour la très grande majorité d'une incertitude quant à la caractérisation de l'exposition réelle des populations et de la relation dose-réponse des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

