

RAPPORT D'ÉTUDE
N°46533R01c

19/12/2005

**Evaluation des risques liés aux émissions
gazeuses des décharges :
propositions de seuils de captage**

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

Evaluation des risques liés aux émissions gazeuses des décharges : propositions de seuils de captage

Direction des Risques Chroniques

Client (ministère, industriel, collectivités locales) : MEDD, ADEME

Comité de suivi de l'étude

D. BELLENOUE (MEDD)

I. HEBE, O. KERGARAVAT (ADEME)

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

O. BOUR (INERIS)

C. COUTURIER, S. BERGER (SOLAGRO)

L. RIQUIER (RIQUIER ETUDES ENV.)

PREAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

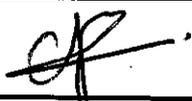
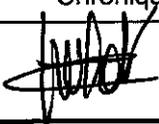
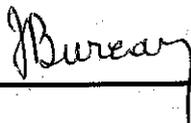
| | Rédaction | Vérification | Approbation |
|----------------|---|---|---|
| NOM | O. BOUR | C. HULOT | J. BUREAU |
| Qualité | Ingénieur à l'Unité Déchets et Sols Pollués Direction des Risques Chroniques | Ingénieur à l'Unité Déchets et Sols Pollués Direction des Risques Chroniques | Responsable de l'Unité Déchets et Sols Pollués de la Direction des Risques Chroniques |
| Visa |  |  |  |

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----------|
| 1. Introduction | 15 |
| 1.1 Objet | 15 |
| 1.2 Cadre de l'étude – Methodologie | 15 |
| 1.3 Collaborations | 16 |
| 2. Emissions gazeuses | 17 |
| 2.1 Emissions canalisées | 17 |
| 2.2 Emissions diffuses | 17 |
| 2.3 Retour d'expérience sur les émissions diffuses de méthane | 18 |
| 2.4 Emissions de COV | 19 |
| 2.5 Conclusion | 26 |
| 3. Reglementations, critères et préconisations liés à la réduction des nuisances | 29 |
| 3.1 Royaume-Uni | 29 |
| 3.2 Allemagne | 37 |
| 3.3 Autriche | 41 |
| 3.4 Suisse | 42 |
| 3.5 Belgique | 43 |
| 3.6 Italie | 43 |
| 3.7 Espagne | 43 |
| 3.8 Danemark | 44 |
| 3.9 Finlande | 46 |
| 3.10 Suède | 46 |
| 3.11 USA | 47 |
| 3.12 Québec / Canada | 52 |
| 3.13 Nouvelle-Zélande | 52 |
| 3.14 Récapitulatif des législations consultées | 58 |
| 4. Reglementations, critères et préconisations liés à la faisabilité technique du captage et du traitement du biogaz | 61 |
| 4.1 Limite de la technique de traitement standard (torchère) | 61 |
| 4.2 Autres techniques de traitement | 62 |
| 4.3 Calcul de la production de biogaz | 64 |
| 4.4 Critères liés à la réduction des risques et des nuisances | 66 |

| | |
|--|------------|
| 5. Evaluation des risques sanitaires (ERS) liés à un scénario de réaménagement de référence | 69 |
| 5.1 Préambule | 69 |
| 5.2 Définition d'un scénario | 69 |
| 5.3 Choix des substances | 72 |
| 5.4 Choix des concentration des substances retenues dans le biogaz | 72 |
| 5.5 Valeurs toxicologiques de référence | 76 |
| 5.6 Evaluation de l'exposition | 77 |
| 5.7 Evaluation des incertitudes | 85 |
| 5.8 Conclusion : valeur guides liées à la toxicité chronique | 87 |
| 5.9 Valeurs guides liées à l'atténuation naturelle | 87 |
| 6. Proposition d'une méthodologie | 89 |
| 6.1 Objectif de la méthodologie | 89 |
| 6.2 Critères de production totale | 89 |
| 6.3 Critères de production surfacique | 89 |
| 6.4 Propositions de valeurs seuils | 90 |
| 6.5 Autres critères | 91 |
| 6.6 Détermination des plages et des préconisations associées | 92 |
| 6.7 Sites à faible superficie | 95 |
| 6.8 Site à grande superficie (plus de 10 ha) | 97 |
| 6.9 Conclusion | 99 |
| 7. Conclusion générale | 101 |
| 8. Bibliographie | 103 |
| 9. Liste des annexes | 105 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : Taux de récupération proposé par le groupe de travail mis en place par l'ADEME (2002) | 18 |
| Tableau 2 : Avantages et inconvénients des diverses méthodes de mesure des émissions d'après Savanne D. et al., 1995 | 18 |
| Tableau 3 : Mesures réalisées par Afvalzorg sur la décharge de Braambergen de novembre 1999 à novembre 2000, en $m^3 CH_4.h^{-1}$ (Scharff H. & al., 2001) | 19 |
| Tableau 4 : Teneur en composés soufrés (Sources rapport InVS, Manuel GasSim) | 20 |
| Tableau 5 : Teneur en composés azotés (Source INERIS) | 21 |
| Tableau 6 : Alcools, aldéhydes, cétones et autres métabolites (Source InVS, INERIS, Golder Associates) | 21 |
| Tableau 7 : Flux surfacique maximal et teneur correspondante (rapport INERIS (1997)) | 22 |
| Tableau 8 : Fréquence des contrôles pour les différents types d'exploitation | 33 |
| Tableau 9 : Conversions des émissions surfaciques selon diverses unités | 35 |
| Tableau 10 : Textes de lois en Allemagne dans le domaine du stockage des déchets | 37 |
| Tableau 11 : Seuil d'émission liés aux concentration dans l'air | 39 |
| Tableau 12 : Synthèse de la réglementation (I) | 50 |
| Tableau 13 : Synthèse de la réglementation américaine (II) | 51 |
| Tableau 14 : Valeurs guides néo-zélandaises pour l'application d'une analyse de risque simplifiée ou détaillée aux stockages de déchets en zone sensible | 53 |
| Tableau 15 : Valeurs guides néo-zélandaises pour l'application d'une analyse de risque simplifiée ou détaillée aux stockages de déchets en zone non sensible | 54 |
| Tableau 16 : Données de référence pour l'évaluation Stade 1 (NZ) | 54 |
| Tableau 17 : Contrôle requis suivant la date de fermeture et la taille de la décharge (NZ) | 56 |
| Tableau 18 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation européenne (I) | 58 |
| Tableau 19 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation européenne (II) | 59 |
| Tableau 20 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation (III) | 60 |
| Tableau 21 : Comparatif sommaire des avantages et inconvénients des techniques sur différents critères | 63 |
| Tableau 22 : Concentrations rencontrées dans le biogaz sur des sites français (en mg/m^3) pour certains composés sélectionnés | 73 |
| Tableau 23 : Concentrations relevées dans la littérature concernant les substances retenues (en mg/m^3)(x) : références de l'étude INERIS (2002)) | 74 |
| Tableau 24 : Valeurs proposées de concentrations moyennes ou médianes majorantes (mention des coefficients de sécurité et d'incertitude) | 75 |
| Tableau 25 : VTR retenues pour les effets à seuils pour la voie inhalation et pour une exposition chronique | 77 |
| Tableau 26 : VTR retenues pour les effets sans seuil pour la voie inhalation | 77 |
| Tableau 27 : Porosité de matériaux selon leur texture (d'après Banton O. & Bangoy L.M, 1997) | 78 |
| Tableau 28 : Coefficients de diffusion dans l'air libre et coefficient de | 79 |
| Tableau 29 : Estimation des concentrations dans l'air déduite du flux total et du flux diffusif | 82 |
| Tableau 30 : VTR ($\mu g/m^3$) et Indice de risque (effets avec seuil) pour la concentration d'exposition annualisée | 83 |
| Tableau 31 : Excès de risque individuel (ERI) | 84 |
| Tableau 32 : Estimation de la borne supérieure sur la concentration probable et maximale, en considérant une approche raisonnablement majorante et une approche majorante maximaliste | 86 |
| Tableau 33 : Critères, sous critères et préconisations | 92 |
| Tableau 34 : Production théorique de méthane des différentes zones du site « C » | 97 |
| Tableau 35 : Production théorique de méthane de la zone nord du site « C » | 98 |

Tableau 36 : Evaluation de la réponse aux composés étudiés d'un matériel équipé d'un détecteur à photo ionisation (d'après note technique TN-106 de RAE) 112

Liste des figures

| | |
|---|----|
| <i>Figure 1 : Analyse des risques selon le document « Guidance on the Management of Landfill Gas »</i> | 31 |
| <i>Figure 2 : Schéma des étapes de l'analyse de risque</i> | 32 |
| <i>Figure 3 : Méthodologie de contrôle des émissions surfaciques</i> | 34 |
| <i>Figure 4 : Torchère à combustion interne</i> | 61 |
| <i>Figure 5 : Plages de fonctionnement des différentes techniques de traitement en fonction de la teneur en méthane dans les biogaz</i> | 63 |
| <i>Figure 6 : Courbe de production de biogaz pour une exploitation sur 10 ans</i> | 66 |
| <i>Figure 7 : Dégazage du biogaz sur un site réaménagé depuis 10 ans, présentant des tassements et zone humide centrale</i> | 70 |
| <i>Figure 8 : Stockage en remblai et surface unique concentrant les flux considérés (face supérieure) selon une approche majorante.</i> | 71 |
| <i>Figure 9 : Evaluation d'une valeur médiane majorante B</i> | 75 |
| <i>Figure 10 : Modèle « boîte » appliqué à la face supérieure du site</i> | 81 |
| <i>Figure 11 : Répartition des divers types de flux engendrés par le site considéré lors de la phase de décroissance du flux de biogaz après l'arrêt de l'exploitation</i> | 83 |
| <i>Figure 12 : Propositions de captage et de promotion de l'atténuation naturelle</i> | 93 |
| <i>Figure 13 : Logigramme pour la détermination des zones</i> | 94 |
| <i>Figure 14 : Aide à la décision dans le cas du site A de 4,5 ha (production théorique</i> | 95 |
| <i>Figure 15 : Aide à la décision appliquée dans le cas du site B en exploitation de 1,1 ha (production théorique de 7,5 – 12,5 m³/h de méthane et teneur en H₂S pouvant dépasser 500 ppm)</i> | 96 |
| <i>Figure 16 : Torchère de faible capacité de traitement mise en place sur le site « B »</i> | 96 |
| <i>Figure 17 : Installation de plus grande capacité de traitement mise en place sur le site « B »</i> | 97 |
| <i>Figure 18 : Aide à la décision appliquée au cas du site « C » ne disposant pas de captage.</i> | 98 |
| <i>Figure 19 : Aide à la décision appliquée au cas du site « D » disposant d'un réseau de captage et d'une nouvelle torchère</i> | 99 |

Résumé

L'évaluation des risques et des nuisances liées aux émissions gazeuses des décharges en fin de vie représente un des enjeux de la gestion environnementale des sites d'enfouissement de déchets comportant une fraction résiduelle de composés organiques.

Malgré la réglementation communautaire (directive 1999/31/CE), les pratiques européennes concernant l'évaluation et la réduction de ces risques sont relativement différentes. Ces risques (explosion – incendie – exposition à des composés gazeux) et nuisances associées (odeurs) sont fortement liés aux seuils de captage et aux techniques de traitement. Ils conditionnent l'utilisation puis la réutilisation des surfaces exploitées et de leur environnement. Le programme d'évaluation des risques et des nuisances liés aux émissions gazeuses des décharges mené par l'INERIS avec les soutiens du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD) et de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), comporte dans une première étape, un état de l'art des réglementations et des pratiques liées à l'évaluation des émissions gazeuses des décharges, et à leurs moyens de réduction. La réalisation de la première phase de cette étude comprend également l'évaluation des risques et des nuisances d'un scénario représentatif d'exposition concernant les sites fermés.

Dans une première étape, une revue de la réglementation européenne et mondiale concernant les sites fermés et les prescriptions en terme de captage et de traitement du biogaz résiduel a été réalisée. Celle-ci a été conduite sur dix pays représentatifs de la communauté européenne ainsi que sur 3 pays anglophones présentant des réglementations spécifiques (Etats Unis, Canada, Nouvelle Zélande). L'étude a été réalisée à partir de la consultation de la réglementation et des réponses transmises après l'envoi d'un questionnaire à 130 correspondants.

Cette revue a permis de noter l'émergence très récente d'une réglementation spécifique aux sites de stockage arrêtés dans certains pays anglophones, en particulier au Royaume Uni et en Nouvelle Zélande. A l'instigation de l'agence anglaise pour l'environnement (UK EPA), des études ont été conduites ces dernières années par des cabinets privés, débouchant sur la réalisation de 3 guides en 2002 et 2003. Ceux-ci traitent de la démarche d'analyse des risques, des méthodes de contrôle des émissions surfaciques, et des critères de fermeture définitive. Ils fournissent en particulier des flux indicatifs résiduels de méthane correspondant aux meilleures pratiques de captage : $0,05 \text{ m}^3/\text{h}/\text{ha}$ pour les couvertures définitives (étanches) et $5 \text{ m}^3/\text{h}/\text{ha}$ pour les couvertures provisoires.

Concernant l'exploitation plus générale du biogaz, la réglementation de l'Allemagne et celle de l'Autriche présentent notamment des seuils liés au pouvoir méthanogène résiduel des déchets stockés, en vue de préciser les performances de pré-traitement des déchets. Les autres réglementations des pays européens consultées reproduisent les directives européennes.

Des recherches récentes concernant les émissions diffuses des centres de stockage permettent également de quantifier les pouvoirs d'oxydation des couvertures, en particulier dans la frange superficielle aérobie. L'oxydation du méthane dans la couverture est étudiée au niveau international : les valeurs de taux d'oxydation sont collectées au sein d'un groupe de travail international (CLEAR working group).

Des travaux sont également engagés concernant la biodégradation des composés chlorés et des composés aromatiques, qui a été observée et mesurée. L'atténuation naturelle des émissions gazeuses constitue donc une voie de traitement possible. Comme toute réaction biologique celle-ci reste dépendante de facteurs environnementaux, en particulier de la température et de l'humidité du sol.

L'évaluation des risques liés à ces émissions constitue le deuxième volet de cette étude. Cette évaluation est réalisée à partir de la description des émissions résiduelles des décharges fermées. Les émissions de biogaz sont relativement bien connues et de nombreux modèles permettent d'évaluer la production à partir de la description des diverses fractions de déchets déposés ou simplement du tonnage stocké. L'importance des émissions résiduelles non captées et non traitées au niveau des sites de stockage est moins bien connue. La pratique commune consiste à affecter un coefficient de récupération du biogaz selon les différentes configurations possibles, ou à évaluer le débit des émissions diffuses en considérant le débit théorique calculé déduit du débit capté et traité. Deux approches sont ainsi possibles pour évaluer les émissions diffuses des couvertures de centre de stockage : l'estimation à partir d'hypothèses concernant la pression interne au site, permettant de déduire un flux convectif, ou l'estimation liée à la soustraction du débit capté et traité au débit total théorique.

Pour ce qui concerne l'évaluation quantitative des risques liés à ces émissions gazeuses, on dispose de peu de modèles applicables au cas des émissions de décharges couplant directement l'évaluation d'un flux variable de biogaz à l'évaluation de la concentration dans l'air. Les principaux éléments recueillis proviennent du développement du logiciel GasSim. Celui-ci permet une évaluation quantitative et multivoies des risques liés au stockage des déchets ménagers en couplant un modèle de production de biogaz à un module 2D de dispersion dans l'air. L'étude des équations de GasSim démontre que celui-ci propose de nombreux moyens de raffinement de l'estimation des émissions diffuses tout en conservant une approche majorante. On dispose néanmoins de peu d'informations concernant les paramètres d'entrée nécessaires au fonctionnement du logiciel telles que leur distribution de probabilité, dont l'appréciation est laissée à l'expertise de l'utilisateur. Or ces paramètres conditionnent le fonctionnement du modèle. La complexité du modèle, liée au grand nombre de paramètres, nécessitera probablement des études ultérieures en vue de stabiliser les plages des valeurs les plus probables de ceux-ci.

Le projet le plus commun de réhabilitation et de réaménagement d'un site de stockage en phase de post-exploitation est celui conduisant à un scénario de loisirs de type « zone verte ». La construction sur le lieu même d'un site de stockage présentant un potentiel résiduel d'émission est encore relativement marginale en France. Dans le but d'évaluer les risques liés à ce scénario de zone de loisirs, un scénario d'exposition semi-générique aux émanations gazeuses a été élaboré en vue de tester des hypothèses concernant des concentrations moyennes raisonnablement majorantes de composés organiques non méthaniques (COVNM) du biogaz susceptibles de générer des risques chroniques pour la voie inhalation. Cette étude a été réalisée à partir de la sélection de 6 composés : le chlorure de vinyle et le 1,2 dichloroéthane (représentant les composés chlorés), le benzène (représentant des composés aromatiques), l'hydrogène sulfuré (représentant des composés soufrés), ainsi que le formaldéhyde et l'acétaldéhyde (représentants des aldéhydes).

L'évaluation des risques sanitaires a été conduite en considérant un scénario type dans le but de fournir une estimation majorante pour la voie « inhalation » sur le site même de la décharge. Celle-ci démontre que dans le cas du scénario étudié, une production résiduelle inférieure à 50 m³/h de biogaz générée sur une surface de 1 ha ne conduit pas à des risques inacceptables pour les effets à seuil et sans seuil des 6 composés étudiés. Il demeure néanmoins que des nuisances olfactives pourront être ressenties dans le cas de la persistance de teneur moyenne de composés malodorants dans le biogaz (50 ppmv pour l'hydrogène sulfuré).

La combinaison des critères de faisabilité du captage, d'efficacité de l'atténuation naturelle, des seuils et bonnes pratiques a permis de proposer les valeurs guides 10 m³ CH₄/h et 50 m³ CH₄/h concernant les émissions de méthane. Celles-ci, combinées aux seuils complémentaires de flux surfaciques de 5 m³ CH₄/h/ha et de 10 m³ CH₄/h/ha permettent d'orienter la gestion des flux résiduels de biogaz vers le captage actif, passif, ou l'atténuation naturelle en couverture en fonction de l'importance et de la densité du flux de biogaz estimé.

Des éléments complémentaires concernant les teneurs en COVNM, l'étude de la faisabilité du captage et l'évaluation des risques sanitaires pour la voie inhalation sont également proposés dans le cas du dépassement des valeurs guides.

Une application de la méthodologie est présentée en considérant successivement des sites à faible et forte superficie. La préconisation du captage actif et/ou de sa poursuite sur le site doit tenir compte en outre des paramètres précédents de la vulnérabilité de l'environnement et de l'équipement déjà en place.

Sigles et Acronymes

ASTE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

AGHTM : Association Générale des Hygiénistes et des Techniciens Municipaux

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

COV : Composés Organiques Volatils

COVNM : Composés Organiques Volatils Non Méthaniques

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CSD : Centre de Stockages de Déchets

CSDU : Centre de Stockage de Déchets Ultimes

DIB : Déchet Industriel Banal

ERI : Excès de Risque Individuel

ERS : Evaluation du Risque Sanitaire

ERU : Excès de Risque Unitaire

InVS : Institut national de Veille Sanitaire

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

INERIS : Institut National de l'Environnement industriel et des RISques

IR : Indice de Risque

IRIS : Integrated Risk Information System, base de données toxicologiques de l'EPA (<http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>)

OM : Ordures ménagères

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PID : appareil de mesure à Détection par Photolonisation

RfC : Concentration de Référence telle que définie par l'EPA

US-EPA : Environmental Protection Agency – Agence nationale de protection de l'environnement, Etats-Unis

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

1. INTRODUCTION

1.1 OBJET

L'évaluation et la réduction des risques et des nuisances liées aux émissions gazeuses des décharges en phase d'exploitation et de post-exploitation représentent un des enjeux de la gestion environnementale des sites d'enfouissement de déchets comportant une fraction résiduelle de composés organiques. Les travaux de caractérisation et de modélisation de ces risques participent à la thématique de recherche menée par l'INERIS et par l'ADEME.

Malgré la réglementation communautaire (directive 1999/31/CE), les pratiques européennes concernant l'évaluation et la réduction de ces risques sont relativement différentes. Ces risques (explosion – incendie – exposition à des composés gazeux) et nuisances associées (odeurs) sont fortement liés aux seuils de captage et aux techniques de traitement. Ils conditionnent l'utilisation puis la réutilisation des surfaces exploitées et de leur environnement. Le programme d'évaluation des risques et des nuisances liés aux émissions gazeuses des décharges mené par l'INERIS avec les soutiens du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable (MEDD) et de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), comporte dans une première étape, un état de l'art des réglementations et des pratiques liées à l'évaluation des émissions gazeuses des décharges, et à leurs moyens de réduction.

La réalisation d'un état de l'art constitue la première phase de cette étude, qui comporte par ailleurs plusieurs volets liés à l'estimation des risques et des nuisances, à la réglementation applicable et aux techniques de captage et de traitement. Cette première phase constitue le programme des travaux proposés dans le cadre du partenariat INERIS-ADEME.

1.2 CADRE DE L'ETUDE – METHODOLOGIE

Les résultats présentés dans ce rapport proviennent de deux volets :

- une revue de données et de modèles applicables aux émissions et transferts de biogaz et de Composés Organiques Volatils Non Méthaniques (COVNM) vers l'environnement dans l'optique d'une évaluation des risques ;
- un état de l'art de la réglementation, des critères, préconisations et guides de bonnes pratiques liés à la réduction des nuisances et des dangers des décharges en vue de déterminer trois plages de production de biogaz. Le champ de cette opération est international et comprend outre les pays européens, les Etats Unis et le Canada.

Cet état de l'art a été également conduit par des entretiens avec les principaux organismes européens spécialisés et l'envoi d'un questionnaire à 130 correspondants internationaux (cf. annexe 3).

1.3 COLLABORATIONS

Les travaux concernant l'état de l'art des techniques, le volet réglementaire ainsi que la proposition de seuils de captage ont été conduits avec la collaboration de :

- SOLAGRO (C. Couturier et S. Berger) ;
- RIQUIER ETUDES ENVIRONNEMENT (L. Riquier).

2. EMISSIONS GAZEUSES

Ces émissions comprennent les émissions canalisées généralement éliminées par combustion ou valorisées ainsi que les émissions diffuses non contrôlées.

2.1 EMISSIONS CANALISÉES

Les émissions de biogaz canalisées et non traitées vers l'atmosphère proviennent des fuites du réseau de captage, des arrêts de fonctionnement de la torchère (très souvent, des bouchons de condensats ne permettent pas la mise en dépression) ainsi que de la qualité de la combustion opérée au sein de celle-ci.

Les nouvelles torchères permettent une destruction efficace de la quasi-totalité des COV (efficacité de l'ordre de 99%). Les principales émissions canalisées proviennent donc des fuites sur le réseau de captage ainsi que des arrêts de fonctionnement de l'installation.

Les fuites sur le réseau proviennent le plus souvent d'incidents qui ne sont pas représentatifs de la bonne marche des installations. De même, le taux de fonctionnement de la torchère dans les cas d'installations récentes bien gérées est généralement considéré comme proche de 95% - 97%. Ce taux de fonctionnement peut néanmoins fortement diminuer dans le cas d'un sur-dimensionnement ou sous-dimensionnement de l'installation de drainage et de traitement du biogaz.

Le taux d'émissions canalisées non traitées peut donc être estimé à environ 5% dans le cas d'une bonne marche de l'installation. Du fait de ce faible taux au regard de l'importance des émissions diffuses (en particulier pour les sites ne disposant pas d'une couverture peu perméable aux gaz), la contribution des émissions canalisées non traitées aux émissions gazeuses n'a donc pas été considérée par la suite.

2.2 EMISSIONS DIFFUSES

Les émissions diffuses constituent la grande majorité des émissions non traitées émises par les centres de stockage. En fonction du type de couverture et de l'avancement de la mise en place du dégazage, ces émissions sont plus ou moins réduites selon les configurations de site.

Des taux de collecte pour les différents types de couverture ont été proposés par le groupe de travail mis en place par l'ADEME dans le cadre de l'estimation des émissions des composés suivis au titre de la directive EPER, pour le cas des installations de stockage de déchets ménagers ou assimilés (cf. Tableau 1).

L'objectif généralement appliqué est un captage de 85% des émissions. Cet objectif ne peut donc être atteint que dans le cas des casiers disposant d'une couverture peu perméable ou d'une géomembrane.

Tableau 1 : Taux de récupération proposé par le groupe de travail mis en place par l'ADEME (2002)

| Type de zone | Taux de récupération (si captage) |
|--|-----------------------------------|
| Zone en exploitation | 35% |
| Zone disposant d'une couverture semi-perméable | 65% |
| Zone disposant d'une couverture peu perméable | 85% |
| Zone avec géomembrane | 90% |

2.3 RETOUR D'EXPÉRIENCE SUR LES ÉMISSIONS DIFFUSES DE MÉTHANE

Plusieurs programmes de recherche ont été menés afin de déterminer les méthodes les plus faciles et les plus fiables à mettre en œuvre pour estimer l'importance des émissions diffuses de méthane des décharges. Dans le cadre d'un programme de recherche mené par l'ADEME (Savanne *et al.*, 1995) et comportant des essais sur bancs en laboratoire ainsi que sur le terrain, plusieurs méthodes ont été testées.

Trois méthodes ont fourni des résultats présentant une bonne répétabilité. Ces méthodes sont décrites brièvement dans le Tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 : Avantages et inconvénients des diverses méthodes de mesure des émissions d'après Savanne D. *et al.*, 1995

| Méthode | Chambre | Traçage gazeux | Bilan de masse |
|---------------------------|--|---|---|
| Sensibilité | Bonne | Limité par le bruit de fond | Limité par le bruit de fond |
| Incertitudes | Très réduites (<20%) mais fonction de la stratégie d'échantillonnage | Faibles pour les densité de flux de 1,5 Nml/(min.m ²) et plus, très fortes en dessous | Faibles pour les densité de flux de 1,5 Nml/(min.m ²) et plus, très fortes en dessous |
| Facilité de mise en œuvre | Bonne | Emission de traceur devant être proche de celle de la source | Lié au montage/démontage d'un mât de 10 m |
| Nombre de mesure | Typiquement 30 – 50 mesures/ha si homogène | Réduit (même si hétérogène) | Très réduit (même si hétérogène) |

Les méthodes d'estimation par chambres à flux et par bilan de masse sont les plus utilisées pour le cas des décharges.

Les mesures ponctuelles par chambres nécessitent d'obtenir au préalable la répartition typique des discontinuités et singularités de la décharge de manière à optimiser le schéma d'échantillonnage qui doit être réalisé avec une densité spécifique à chacune des zones étudiées (Spokas K. *et al.*, (2003), Barry D.L. *et al*

(2002)). Une interprétation géostatistique ou par interpolation est nécessaire dans le but de connaître le flux total. Il faut remarquer que la distance de corrélation entre chacune des mesures de flux surfacique est le plus souvent très faible (inférieure à 10 m) du fait du caractère très ponctuel des hétérogénéités dans les zones à couverture peu perméable.

Parmi les méthodes de mesure récentes, la mesure par diode laser sur des trajets optiques (TDL) permet de fournir une mesure précise mais de résolution temporelle très faible. Des mesures prolongées seraient relativement coûteuses avec ce procédé.

Trois différentes techniques de mesure des émissions et l'évaluation théorique de la production de biogaz ont pu être comparées sur le site de la décharge de Braambergen (SCHARFF H. *et al.*, 2001), cf. Tableau 3. Ce site comprend une zone A couverte et une zone B sans couverture.

Tableau 3 : Mesures réalisées par Afvalzorg sur la décharge de Braambergen de novembre 1999 à novembre 2000, en $m^3 CH_4.h^{-1}$ (Scharff H. & al., 2001)

| Période de mesure | Méthode | Emission mesurée | Production modélisée | Flux capté mesuré |
|-------------------|----------------|------------------|---|-------------------|
| Nov. 1999 | TDL | 240 +/- 40 | 250 +/- 50 | 110 |
| Nov. 2000 | Chambre à flux | 224 +/- 100 | Pente de la zone B (2 ha, 2*38 mesures) | |
| Nov 2000 | Bilan de masse | 185 +/- 9 | 80% de la zone B (5,5 ha) | |
| Nov 2000 | TDL | 160 +/- 16 | Totalité de la zone B (7 ha) | |
| Nov 2000 | TDL | 240 +/- 24 | 380 +/- 80 | 245 |

Les résultats des mesures ont été interprétés en considérant un intervalle de confiance de 95%. Les résultats des mesures de flux réalisées par la méthode de la chambre à flux ont tendance à surestimer les valeurs d'après ces travaux mais l'interprétation des mesures ponctuelles de flux autre que statistique n'est pas précisée.

2.4 EMISSIONS DE COV

2.4.1 LES TYPES DE COV

Les substances accompagnant les principaux composants du biogaz sont :

- des acides gras volatils ;
- des composés azotés, soufrés ;
- des alcools, aldéhydes, cétones et acides organiques ;
- des composés aromatiques et des alcanes.

Les acides gras, composés oxygénés, azotés et soufrés sont produits par la marche normale de la fermentation de déchets ménagers. Les acides gras volatils se forment

durant la phase d'acidogénèse et sont présents essentiellement durant la première phase de dégradation des déchets. Les alcool, aldéhydes et cétones sont des métabolites intermédiaires qui sont utilisés lors de l'acétogénèse.

Les composés azotés sont hydrolysés et dégradés au cours de l'acidogénèse. Ils sont également plus présents dans les premiers stades de dégradation. Les composés soufrés, plus présents dans les premiers stades de la dégradation, sont représentés essentiellement par les mercaptans et l'hydrogène sulfuré.

Les autres composés (aromatiques, chlorés, ..) proviennent pour l'essentiel d'anciennes pratiques ainsi que des déchets dangereux dispersés dans les ordures ménagères.

2.4.2 LES TENEURS MESURÉES *IN SITU*

De nombreuses études et publications ont réalisé une revue des données disponibles. Les valeurs des teneurs en COV du biogaz sont très dispersées, et ceci d'autant plus pour les composés liés à une source de type « déchets spéciaux ». L'étude réalisée par l'InVS (2004) a produit un inventaire relativement exhaustif des différents composés détectés dans le biogaz issu de décharges. Dans l'optique d'une modélisation du comportement de ceux-ci, seuls les composés les plus étudiés ont été repris dans les tableaux ci-dessous. Les données provenant des sites français ont été distinguées du fait de la pratique anglaise du « co-disposal » consistant au dépôt en mélange de déchets spéciaux et de déchets ménagers.

Il faut remarquer que la famille des composés soufrés est à considérer plus particulièrement car elle comporte l'hydrogène sulfuré qui est un des composés les plus souvent mis en cause dans le cadre de la problématique des nuisances. L'étude réalisée par l'InVS a mis également en évidence des ratios de danger relativement élevés (de l'ordre de 1) pour ce composé dans le cas de scénarios génériques d'exposition moyennement à fortement majorant.

Tableau 4 : Teneur en composés soufrés (Sources rapport InVS, Manuel GasSim)

| Composés | Références françaises* en mg/m ³ | Autres** en mg/m ³ |
|-------------------|--|----------------------------------|
| H ₂ S | <0,74 – 900 ^{1,2,3} | <2,8 - 215 ^{4,5,7} |
| Méthylmercaptan | <LD | 0,1 – 430 ^{4,5,6} |
| Ethylmercaptan | <LD | 0 – 120 ^{4,5,6} |
| Diméthylsulfure | 2,8 – 30 ² | 1,6 – 24 ^{4,6} |
| Diméthyldisulfure | 1,26 ³ | 0,02 – 40 ^{5,6} |

LD : limite de détection et/ou quantification

*[1] ADEME, 1995 (4 sites) ; [2] INERIS, 1996 (4 sites) ; [3] HOURS & al, 2000 (1 site)

**[4] US EPA, 1997 ; [5] Parker & al, 2002 ; [6] Rettenberger, Stegmann, 1996 ; [7] GASSIMLite (2003)

On dispose de peu de données sur les composés azotés. Il semblerait que ceux-ci soient préférentiellement présents sous forme dissoute au sein des lixiviats.

Tableau 5 : Teneur en composés azotés (Source INERIS)

| Composés | Références françaises en mg/m ³ |
|----------------|--|
| ammoniac | < LD – 1,6 ¹ |
| monoéthylamine | <LD – 0,38 ¹ |

LD : limite de détection et/ou quantification

[1] INERIS 1997 (2 sites)

Tableau 6 : Alcools, aldéhydes, cétones et autres métabolites (Source InVS, INERIS, Golder Associates)

| Composés | Références françaises* en mg/m ³ | Autres** en mg/m ³ |
|-----------------|---|-------------------------------|
| Ethanol | 2,6 – 68 ^{1,2} | 16 – 1450 ^{3,5} |
| Méthanol | 10,7 – 364 ¹ | 0,2 – 210 ^{4,5} |
| 1-propanol | | 4,1 – 630 ⁵ |
| 2-propanol | 0,7 ² | 1,2 – 134 ^{3,5} |
| 1-butanol | | 2,3 – 73 ⁵ |
| 2-butanol | 7,9 ² | 5,4 – 626 ^{4,5} |
| Acétone | 0,18 – 23,7 ^{1,2} | 0,27 – 18 ^{3,4,5} |
| Butanone | | 0,078 – 38 ⁵ |
| 2-butanone | 21,6 ² | 2 – 13,6 ⁴ |
| Formaldéhyde | 0,055 – 75 ^{1,2} | 2,9 ⁴ |
| Acétaldéhyde | 0,335 – 287 ^{1,2} | 0,2 – 2,6 ⁴ |
| Propionaldéhyde | 0,04 ² | |
| Butanal | 0,19 ¹ | |
| Pentanal | 0,27 ¹ | 0,8 ⁵ |
| Hexanal | | 4,04 ⁵ |
| Ester acétique | | 2,4 – 263 ⁵ |
| Ester butyrique | | <0,9 – 350 ⁵ |
| Butyl acétate | 2,5 ² | 60 ⁵ |
| Ethyl acétate | 5,8 ² | |
| Propyl Butyrate | | <0,1 – 100 ⁵ |
| Propyl acétate | 1,7 ² | <0,5 – 50 ⁵ |
| Acide acétique | 1,2 – 863 ^{1,2} | <0,06 – 3,4 ⁵ |
| Acide butyrique | | <0,02 – 6,8 ^{4,5} |

LD : limite de détection et/ou quantification

*[1] INERIS 1996 (2 sites) ; [2] HOURS & al 2000 (1 site)

**[3] US EPA, 1997 ; [4] Parker & al, 2002 ; [5] Rettenberger, Stegmann, 1996 ; [6] GASSIMLite (2003)

Comme l'indique le rapport InvS, les concentrations des composés organiques issus de la biodégradation de la matière organique fermentescible peuvent varier fortement selon les références utilisées. Cette variation s'observe également sur les concentrations de micropolluants anthropogéniques qui peuvent atteindre des teneurs de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines de mg/m³.

2.4.3 LES FLUX DE COV

Très peu de mesures de flux de COV ont été réalisées sur les sites de stockage de déchets ménagers. Outre le problème de l'identification des composés, les faibles teneurs rencontrées ne permettent pas toujours de disposer de valeurs concernant les flux mesurés. Les flux maximaux reportés sur deux sites (cf. Tableau 7) sont ainsi proches des limites de quantification des méthodes employées. Les émissions de gaz en trace proposés par le modèle GasSim proviennent a priori d'une validation sur un site (Green Valley Landfill (USA)).

Tableau 7 : Flux surfacique maximal et teneur correspondante (rapport INERIS (1997))

| Famille de composé | Flux maximal détecté* en mg/min/m ² | Teneur correspondante* en mg/m ³ |
|-----------------------------|---|--|
| Acides gras volatils | | |
| acide acétique | 0,008 | 860 |
| Composés azotés | | |
| ammoniac | 0,0008 | 1,6 |
| monoéthylamine | 0,0002 | 0,4 |
| Composés soufrés | | |
| hydrogène sulfuré | 0,006 | 14 |
| diméthylsulfure | 0,003 | 4 |
| Alcools | | |
| méthanol | 0,01 | 81 |
| éthanol | 0,008 | 64 |
| Aldéhydes | | |
| formaldéhyde | 0,01 | 17 |
| acétaldéhyde | 0,002 | 300 |
| acétone | 0,0001 | 0,3 |
| butanal | 0,00006 | 0,2 |
| pentanal | 0,0001 | 0,3 |
| Aromatiques | | |
| benzène | 0,03 | 38 |
| toluène | 0,04 | 62 |
| éthylbenzène | 0,005 | 66 |
| xylènes | 0,05 | 76 |

*: ces valeurs proviennent de mesures réalisées sur 2 sites de décharge, dont les débits mesurés de biogaz (2 à 3 zones/site) sont compris entre 9,6 ml/min/m² et 670 ml/min/m².

2.4.4 VARIATION DES FLUX LIÉES À LA PRÉSENCE D'UNE COUVERTURE

Les mesures de flux surfacique de méthane réalisées à l'INERIS avant et après la pose d'une couverture semi-perméable au dessus des déchets ont démontré une diminution des flux de l'ordre de 50% sur la zone couverte mais une augmentation d'environ 100% des flux sur les bords de la couverture. L'effet de bord est très significatif sur la périphérie de la couverture. Il est amplifié dans le cas de couverture peu perméable mise en place en l'absence de système de captage efficace.

Les flux mesurés en surface seront ainsi modulés par les caractéristiques de la couverture. La perméabilité de la couverture au biogaz dépend, entre autres paramètres, de sa saturation en eau et de sa perméabilité intrinsèque.

Des mesures de flux de biogaz réalisées sur plusieurs sites disposant de couvertures différentes ont permis de disposer d'un référentiel concernant les flux indicatifs susceptibles d'être émis par différent stade de couverture (Taramini & al, 2003). Les flux moyens de méthane de zones à couverture faiblement perméable sont généralement de l'ordre de 10 ml/min/m² alors que les zones à couverture temporaire perméable présenteront des flux moyens de méthane de l'ordre de 200 ml/min/m².

2.4.5 VARIATION DE L'INTENSITÉ DU FLUX AVEC L'ÂGE DES DÉCHETS

Des simulations ont été réalisées par Kjeldsen P. & Christensen T.H dans le but de mieux connaître les différentes voies de transfert des composés chimiques présents au sein des déchets. Ils concluent à l'émission majoritairement par la voie gazeuse des alcanes, chlorure de vinyle, dichlorométhane et dichlorodifluorométhane. Ceux-ci sont émis essentiellement dans les années suivant le dépôt.

La littérature ne fournit pas ou peu de données concernant la cinétique de production des COV lors de la maturation des déchets. Le modèle GasSim permet utiliser une décroissance exponentielle des COV au cours du temps. Les données de plusieurs décharges ont été analysés statistiquement en considérant l'évolution de la teneur totale en COV au cours du temps. Il apparaît une relativement forte dispersion des valeurs. Le temps de demi-vie indicatif des COV émis et déduit d'un intervalle de confiance de 95% est compris entre environ 2,5 ans et 5,7 ans, la valeur moyenne étant de 4,1 ans.

Le volume de COV produit est lié au volume de biogaz. Celui-ci est défini dans GasSim selon un modèle à trois fractions dont les cinétiques de dégradation sont ajustées pour tenir compte de l'humidité calculée ou proposée des déchets (selon trois classes : moins de 30% en vol/vol, de 30% vol/vol à 60% vol/vol, plus de 60% vol/vol d'humidité).

2.4.6 ESTIMATION DES FLUX DIFFUS CONVectifs

Une approche majorante consiste à considérer le flux résiduel diffus émis vers l'atmosphère comme celui résultant de la différence entre le flux produit estimé par un modèle de production et le flux collecté par un système de captage. Dans ce cas

le pourcentage de collecte peut également être déduit a priori de la typologie de la décharge.

En fonction des différents types de confinement des faces latérales et supérieures du massif de déchets, une proportion plus ou moins importante du biogaz peut migrer latéralement au sein du sous-sol. La pression engendrée par la production de biogaz au sein du massif de déchets génère un flux convectif de biogaz dirigé vers l'extérieur du massif.

GasSim réalise un ratio à partir de la proportion de zones couvertes et non couvertes et applique celui-ci au tonnage total des déchets pour déduire les émissions dans les zones non couvertes (en faisant ainsi l'hypothèse d'une épaisseur uniforme des déchets). Dans le cadre de l'évolution du modèle, le manuel de GasSim Lite prescrit d'utiliser le ratio de tonnage enfouis sur zone couverte ou non couverte pour éviter le biais de l'hypothèse d'épaisseur uniforme. Ce ratio est utilisé à l'échelle annuelle pour évaluer le pourcentage de déchets couverts.

Les zones non recouvertes sont supposées ne pas permettre la collecte des gaz (on suppose un faible taux de récupération). Cette approche est majorante et différente de celle proposée par l'approche ADEME où l'on propose une collecte avec un taux de récupération variable.

La répartition des flux résiduels non captés par le système de collecte entre les émissions latérales et les émissions surfaciques dépend de la conformation type de la décharge.

Le modèle GasSim utilise la perméabilité et l'épaisseur de la couche la plus imperméable de la surface et des cotés latéraux pour déduire la répartition entre les flux latéraux et ceux dirigés vers la face supérieure de la décharge. Dans le cas où le dépôt de déchets représente la couche la plus imperméable, l'épaisseur considérée est la moitié de l'épaisseur moyenne des déchets.

La répartition des flux gazeux est réalisée en supposant une pression motrice ΔP équivalente pour les flux à la surface de la décharge et les flux latéraux.

Soit Q_s les flux gazeux à la surface et Q_l les flux latéraux, on obtient :

$$Q_{res} = Q_s + Q_l = \text{débit résiduel non capté}$$

$$Q_s = k_s A_s \frac{\Delta P}{l_s} \text{ et } Q_l = k_l A_l \frac{\Delta P}{l_l}$$

Équation 1 : Répartition des flux latéraux et verticaux dans GasSim

$$\text{D'où } Q_s = \frac{Q_{res}}{1 + \left(\frac{k_l \cdot A_l}{L_l} \cdot \frac{L_s}{k_s \cdot A_s} \right)} \text{ et } Q_l = \frac{Q_{res}}{1 + \left(\frac{k_s \cdot A_s}{L_s} \cdot \frac{L_l}{k_l \cdot A_l} \right)}$$

Avec les paramètres :

k_s, k_l : les perméabilités effectives des couvertures respectivement supérieure et latérale [$m \cdot s^{-1}$]

A_s, A_l : les surfaces respectives concernées par les flux, dans la zone non saturée [m^2]

L_s, L_l : épaisseur du matériau dans la direction du flux [m]

L'approche britannique est affinée en considérant un pourcentage de fissures Δ_{fissure} au sein de la couverture, et une oxydation du méthane.

Le flux s'échappant est alors égal à la somme :

- du flux lié au transport réellement convectif au sein des fissures ;
- de l'éventuel apport dû au flux diffusif, si la capacité d'oxydation de la couverture affectée d'un coefficient d'efficacité est inférieure au flux résiduel total déduit du flux résiduel s'échappant par les fissures.

Cette approche permet de tenir compte du cas des décharges couvertes mais ne présentant pas d'étanchéité latérale. Dans le cas où une étanchéité latérale existe, le transport convectif existe plus particulièrement dans les zones en cours de réaménagement.

2.4.7 ESTIMATION DES FLUX DIFFUSIFS

Dans le cas où un système de captage est mis en place, les zones de mise en pression par la production de biogaz sont localisées et non représentatives de la surface totale du site de stockage. En fonction de la disposition des puits et de la localisation de la zone crépinée, un rayon d'action plus ou moins important et de l'ordre de 25 m est créé suite à la mise en dépression des puits. Les flux résiduels permis sont les flux de diffusion au travers de la couverture.

Le flux de diffusion au travers de la couverture, en condition stationnaire et en supposant une concentration atmosphérique nulle, peut être obtenu en intégrant la loi de Fick sur une épaisseur de couverture L :

Équation 2 : Flux diffusif, loi de Fick

$$J_d = -\varepsilon_a \cdot D \cdot \nabla C$$

Où : J_d : Flux diffusif [$\text{kg} \cdot \text{M}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]

ε_a : Teneur volumétrique en air [$\text{m}^3 \text{ air} \cdot \text{m}^{-3} \text{ de sol}$]

D : Coefficient de diffusion [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]

∇C Gradient de concentration [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-4}$]

∇C Le coefficient de diffusion D est déduit du coefficient de diffusion à l'air libre par un facteur τ . Le facteur τ relié à la tortuosité est le plus souvent défini par la relation de Millington et Quirk (1961) :

Équation 3 : Formule de Millington et Quirk

$$\tau = \eta^{4/3} S_g^{10/3} = \frac{\varepsilon_a^{7/3}}{\eta^2}$$

où η [-] est la porosité du milieu ;

S_g [-] la saturation du milieu en gaz.

L'intégration du flux sur l'épaisseur de la couverture et la surface de la décharge fournit le débit $Q_d C_a$

$$Q_d C_a = \varepsilon_a \cdot A \cdot D \cdot \frac{C_a}{L}$$

Équation 4 : Equation du flux diffusif volumique au dessus de la couverture de surface A

$$\text{Soit } Q_d = \frac{\varepsilon_a^{\frac{10}{3}} \cdot D_0 \cdot A}{\eta^2 \cdot L}$$

Des auteurs ont proposé un facteur d'amélioration des valeurs des coefficients de diffusion effectifs utilisables dans les modèles (Thoma G.J. *et al.*) à partir de comparaison entre des valeurs de diffusivité mesurées en laboratoire et des estimations à partir de la loi de Millington et Quirk (1961). Ces mesures ayant été réalisées sur de très fines couches de sol et sans compaction, il est probable que celles-ci ne soit pas représentatives des conditions réelles existant *in situ*.

2.4.8 ESTIMATION DE LA TENEUR EN COV DU BIOGAZ À PARTIR DU LIXIVIAT

Dans le cas où l'on ne dispose pas d'information sur les concentrations dans la phase gazeuses de l'espèce chimique j ($C_{a,j}$), celles-ci peuvent être estimées à partir des teneurs en phases liquides du lixiviat par la loi de Henry

$$C_{a,j} = H_j C_{w,j}$$

où : H_j : constante adimensionnelle de Henry pour l'espèce j [-]

$C_{w,j}$: concentration dans l'eau de l'espèce j [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]

Cette information est néanmoins très partielle car certains polluants peuvent exister préférentiellement sous la forme gazeuse ou liquide dans certaines zones de la décharge. Lors de la migration du lixiviat au sein de la décharge, sa teneur en solvant peut être affectée par les mélanges et dilutions ainsi que par la biodégradation de ses constituants.

2.5 CONCLUSION

L'estimation des flux de COV provenant des émissions diffuses peut être réalisée au moyen de plusieurs méthodes.

La mesure sur site permet de fournir une bonne estimation des émissions dans le cas où l'on procède à un échantillonnage différencié des différentes parties du site dans le but de fournir des sous échantillons les plus représentatifs des diverses zones.

S'il existe de nombreux modèles permettant d'évaluer la production de biogaz, le seul modèle spécifique applicable aux centres de stockage qui permet de réaliser une évaluation quantitative des risques est le modèle GasSim. La spécificité de ce modèle est de proposer une approche quantitative statistique (par la méthode du

tirage aléatoire de Monte Carlo) basée sur un nombre minimal de simulations réalisées parmi des choix possibles de paramètres, ceux-ci étant représentés par des distributions statistiques choisies par l'utilisateur.

Les points les plus intéressants explicités ci-dessus proviennent des choix laissés à l'utilisateur de manière à définir au mieux la répartition du flux de biogaz produit selon certaines caractéristiques de la couverture et du confinement du site, permettant ainsi d'éviter une approche excessivement majorante selon une voie d'exposition.

La principale difficulté provient du choix des paramètres (concernant en particulier la description des fractions de déchets) ainsi que de la vérification de certaines hypothèses (en particulier du fait que le biogaz provenant de la zone couverte ne peut rejoindre la zone non couverte).

La principale difficulté d'utilisation de GasSim provient des hypothèses majorantes suivantes :

- le gaz est collecté sur la zone couverte selon le taux de fonctionnement annuel des installations de traitement du biogaz, un défaut de fonctionnement ou un dimensionnement inadéquat pouvant amener à des émissions importantes ;
- le gaz n'est pas collecté sur la zone non couverte.

Le choix de la zone couverte induit ainsi un pourcentage de collecte. L'erreur maximale potentielle est néanmoins assez réduite en regard de l'estimation faite des concentrations en COVNM sans réalisation des mesures (§ 5.7)

3. REGLEMENTATIONS, CRITÈRES ET PRÉCONISATIONS LIÉS À LA RÉDUCTION DES NUISANCES

3.1 ROYAUME-UNI

3.1.1 CONTEXTE

L'exploitation des décharges est réglementée au Royaume-Uni par les textes suivants :

- décharges fermées ayant eu un permis d'exploiter => Waste Management Licensing Regulations (1994) ;
- décharges fermées n'ayant pas eu un permis d'exploiter => Section 57, Environment Act 1995 (loi sur les sols pollués) ;
- décharges en exploitation =>
 - Pollution and Prevention and Control Act, 1999 ;
 - Pollution and Prevention and Control Regulations, 2000, en application de la Directive IPPC Prévention et Contrôle intégrés des pollutions ;
 - Landfill Regulations, 2002 en application de la Directive Décharges.

L'application des lois en cours et la délivrance des permis d'exploitation sont gérées par l'Environment Agency.

A la suite de l'application de la Landfill Regulations, l'Environment Agency a réalisé ou mis à jour plusieurs guides techniques destinés aux exploitants et aux professionnels du secteur afin de définir une approche structurée à l'exploitation des décharges, notamment la gestion du gaz et des lixiviats ainsi que l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé. Ces guides ont fait l'objet d'une consultation des professionnels du secteur.

Trois guides principaux ont un intérêt pour l'étude :

- Guidance on the Management of Landfill Gas (Consultation Novembre 2002) ;
- Guidance for Monitoring Landfill Gas Surface Emissions (Consultation Mars 2003) ;
- Guidance on Landfill Completion (consultation Mars 2003).

L'Environment Agency a étudié et évalué les réponses à la consultation des professionnels. Les remarques ont toutefois fait l'objet d'un retour sur les principaux points de questionnement.

Ces guides concernent les décharges ayant un permis d'exploitation (Licence PPC et Waste management Licensing). Pour les décharges fermées n'ayant pas de permis d'exploitation et soumises à la loi sur les sols pollués, l'approche est quasiment identique.

3.1.2 GUIDE SUR LA GESTION DU GAZ

Le guide de gestion du gaz, « Guidance on the Management of Landfill Gas » est une mise à jour du Waste Management Paper 27 et définit la réglementation applicable et la stratégie d'évaluation des risques.

L'approche conceptuelle anglaise est basée sur un objectif de résultats suite à une analyse des risques. En effet, la prise de décision pour la résolution d'un problème de pollution est réalisée en 4 étapes :

- stade 1 : Description des risques : première indication du niveau de risques, estimation qualitative et quantitative grossière. La quantité de méthane produit est estimée à partir du ratio : $10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t}$ déchets biodégradables/an. Une indication de seuil simplifié, $> 50 - 100 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$, est donnée pour lequel la mise en place d'une torchère ou d'une unité de valorisation pourra être requise ;
- stade 2 : Evaluation simple des risques : estimation quantitative à partir de certains paramètres du site et des ratios généraux appliqués à des modèles classiques ;
- stade 3 : Evaluation complexe des risques : estimation quantitative à partir de paramètres du site appliqués à des modèles mathématiques complexes (logiciel GasSim) ;
- stade 4 : Vérification de l'incidence de la décision prise en fonction des tests réalisés sur la décharge (itération).

La démarche adoptée pour chaque évaluation des risques se déroule suivant plusieurs étapes distinctes, présentées dans les Figure 1 et Figure 2 ci-après.

Un rapport annuel est réalisé par les exploitants pour l'Environment Agency qui décidera des démarches à suivre :

- nature des déchets et estimation du volume de gaz produit,
- description du milieu récepteur,
- sélection de paliers environnementaux (par exemple : Niveau d'évaluation environnementale (EAL développés par l'Agence), nuisances olfactives),
- description du système de collecte et d'élimination du gaz,
- exploitation et contrôle du système d'élimination du gaz,
- identification des lieux/points d'émissions atmosphériques (gaz et produits de combustion),
- analyse des priorités et évaluations initiales des impacts potentiels,
- quantification des émissions et de la dispersion,
- recommandations par rapport au niveau de risque.

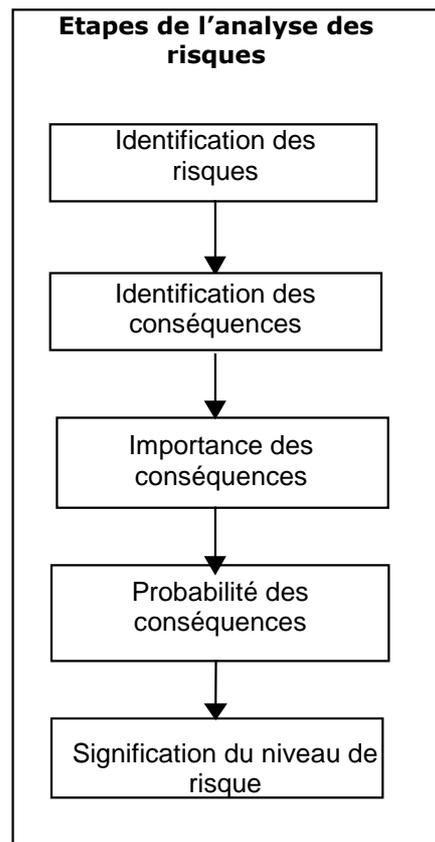


Figure 1 : Analyse des risques selon le document « *Guidance on the Management of Landfill Gas* »

Pour l'évaluation toxique et écotoxique des gaz émis par les décharges, le niveau du risque est déterminé à partir de paramètres, repères de références issus de la réglementation et/ou des administrations concernées :

- The Air Quality standards Regulation 1989 : transcription en droit anglais des Directives européennes (80/779/EEC, 85/203/EEC et 85/210/EEC), donne les seuils sur le SO₂, particules en suspension, NO₂ et dioxyde de plomb),
- The Air Quality regulations 2000,
- The Air Quality Limit Value Regulations 2001,
- Autres standards : EAL (Environmental Assessment Levels) et EQS (Environmental Quality Standards), explosion (1% v/v méthane et 1,5% v/v CO₂), asphyxie.

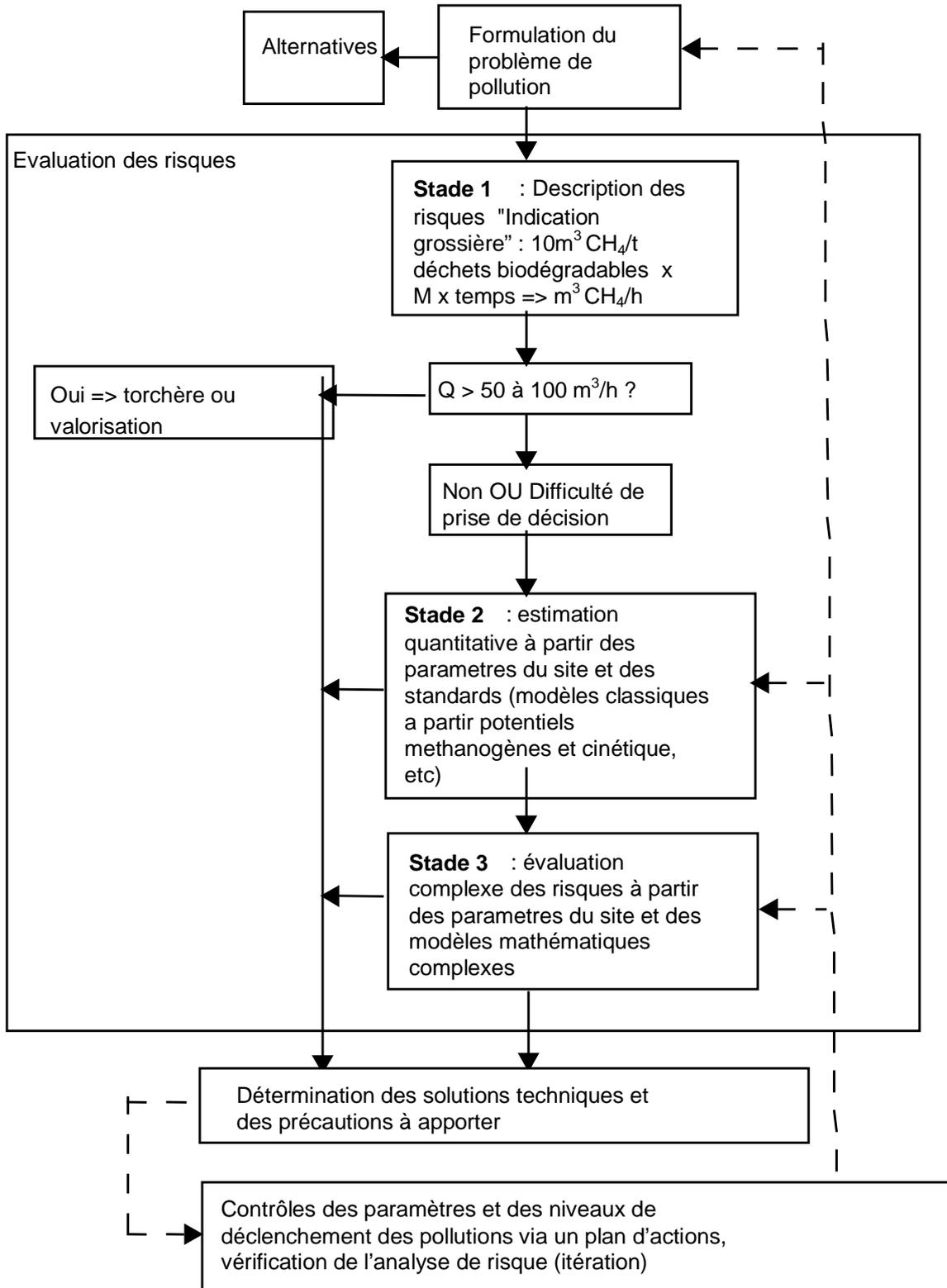


Figure 2 : Schéma des étapes de l'analyse de risque

Les meilleures pratiques pour la gestion du gaz de décharges (BAT)) données par l'Environment Agency sont les suivantes :

- Confinement, étanchéité, talus pour éviter les migrations dans la masse de déchets et les émissions surfaciques,
- Mise en place d'un système de collecte/captage du gaz pour atteindre une efficacité annuelle de captage de 85%,
- Mise en place d'un système de destruction ou de valorisation, traitement si nécessaire pour ne pas dépasser les seuils limites d'émissions,
- Fréquence de contrôle des différents paramètres d'exploitation et de post-exploitation.

Tableau 8 : Fréquence des contrôles pour les différents types d'exploitation

| Paramètres/points/lieux à contrôler | Fréquence pour une décharge en exploitation | Fréquence pour une décharge en post exploitation |
|--|---|--|
| Emissions surfaciques | Annuelle | Annuelle |
| Sondages externes à la décharge | Mensuelle | Bi-annuelle |
| Sondages dans la décharge | Mensuelle | Bi-annuelle |
| Puits de captage | Bi-mensuelle | Bi-annuelle |
| Canalisations de collecte du gaz (composants traces) | Annuelle | Annuelle |
| Torchères | Annuelle | Annuelle |
| Equipement de valorisation | Annuelle | Annuelle |

3.1.3 GUIDE SUR LES ÉMISSIONS SURFACIQUES

Un des paramètres standards est celui des émissions surfaciques de méthane. Celui-ci a été déterminé par l'Environment Agency dans un guide sur la gestion des émissions surfaciques sur les décharges ou les casiers couverts. Ce guide, « Guidance for Monitoring Landfill Gas Surface Emissions » a pour objectif l'élaboration d'une méthode pour le contrôle des émissions surfaciques.

La méthode de contrôle des émissions surfaciques est itérative (cf. Figure 3 et Tableau 9 : les principaux points d'émissions visibles sont identifiés (fissures, absence de végétation...) et rectifiés prioritairement, les défauts secondaires font l'objet de mesures sur l'ensemble du site.

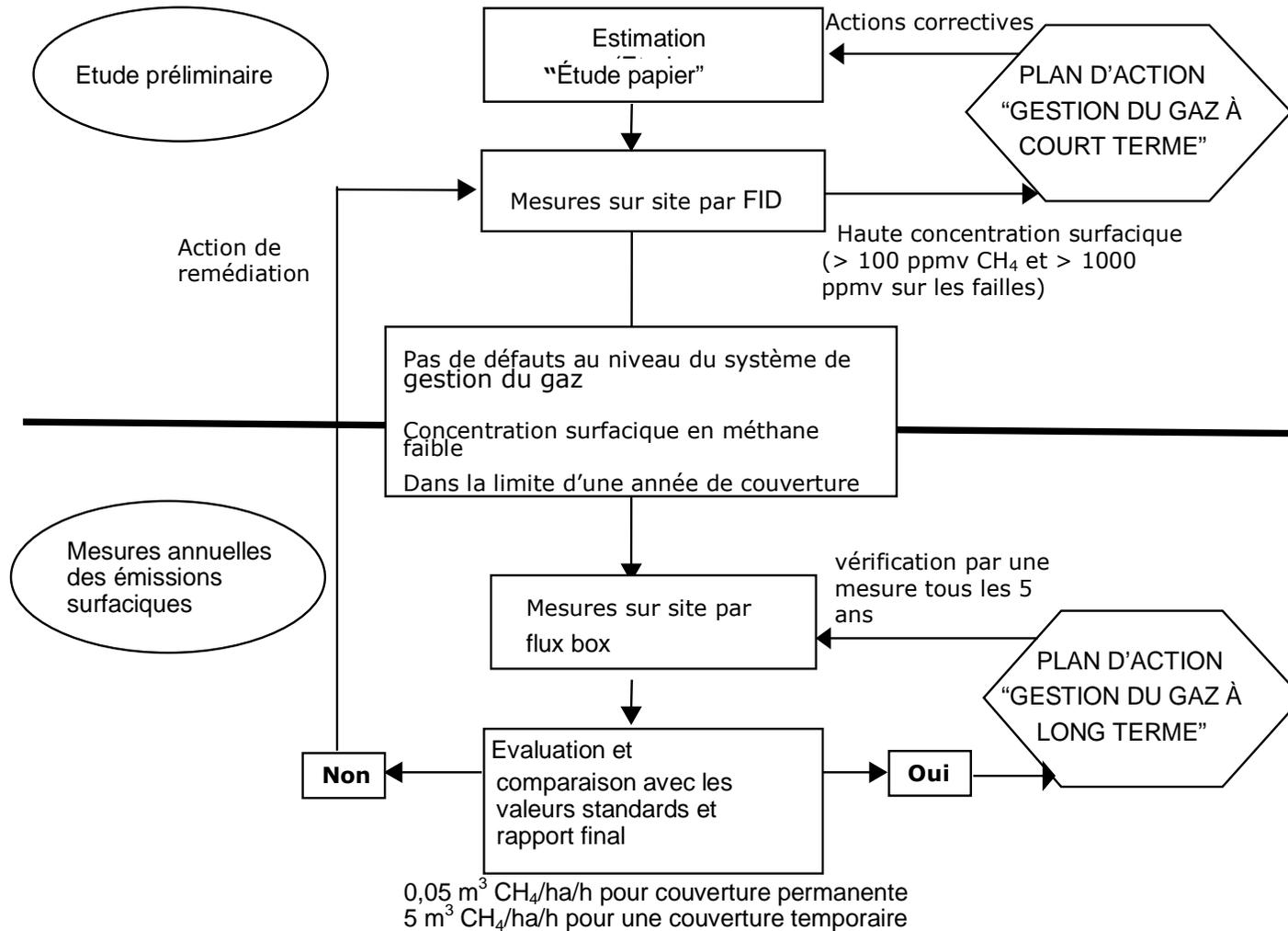


Figure 3 : Méthodologie de contrôle des émissions surfaciques

Ce guide indique des émissions surfaciques standards accessibles avec les meilleures techniques disponibles (voir ci-dessous) définie par l'Environment Agency (EA) :

- Pour les couvertures permanentes (décharges fermées) : émission standard de 0,001 mg/m²/s CH₄ (0,05 m³ CH₄/h/ha) ;
- Pour les couvertures temporaires (décharge en activité avec des casiers fermés temporairement pour une période minimale de 3 mois) : émission standard de 0,1 mg/m²/s CH₄ (5 m³ CH₄/h/ha).

Une surveillance annuelle est conseillée par 2 mesures : une première mesure (étude « papier » et détection FID sur la surface de la décharge). Si la concentration en méthane mesurée est supérieure à 100 ppmv et supérieure à 1000 ppmv sur les fissures, une deuxième mesure doit être réalisée avec la « flux box » (plage de détection : 0,00005 à 5 mg/m²/s) pour la réalisation d'une cartographie des émissions puis la vérification des valeurs et la réalisation d'actions correctives si les seuils sont dépassés.

Tableau 9 : Conversions des émissions surfaciques selon diverses unités

| mg CH ₄ /m ² /s | Nm ³ CH ₄ /h/ha | Gaz de décharge à 50% CH ₄ Nm ³ /h/ha |
|---------------------------------------|---------------------------------------|---|
| 0,1 | 5 | 10 |
| 0,001 | 0,05 | 0,1 |

Par comparaison, le guide précise que la mise en place d'un équipement de valorisation est réalisable à partir de 250 m³ biogaz/h et une torchère à partir de 100 m³ biogaz/h.

Les émissions surfaciques standards de l'Environment Agency sont issues d'un projet R&D. Ce projet a consisté en la mesure par « flux box » d'émissions surfaciques sur une sélection de décharges britanniques. Ces valeurs représentent les données obtenues pour des décharges bien gérées selon les meilleures pratiques. Ces valeurs ne correspondent pas à des seuils de risques pour la santé humaine ou pour l'environnement. Le critère méthane a été choisi pour sa facilité à être mesuré et géré et son caractère gaz à effet de serre. Le projet a montré une très nette différence entre les sites mal gérés et les sites réalisant les bonnes pratiques en matière d'émissions. Ce projet est inclus dans le programme de gestion du gaz de décharge qui impose à chaque site de grande taille l'évaluation annuelle des émissions et la réalisation d'une étude de risque permettant d'évaluer les risques à l'exposition de différents composés traces potentiellement plus dangereux que le méthane.

3.1.4 GUIDE SUR LA FERMETURE DÉFINITIVE DES DÉCHARGES

Ce guide définit les caractéristiques d'une décharge en fin de vie, sous Waste Management Licensing et PPC Permit, dans l'objectif de rompre le permis d'exploitation. Ce guide remplace le Waste Management Paper 26A et peut s'appliquer aux décharges sans autorisation d'exploiter.

L'approche par analyse de risques a été choisie par l'Environment Agency comme étant celle mobilisant le moins de ressources. Ce guide est destiné aux exploitants afin qu'ils déterminent si leur décharge en fin de vie pose un risque pour l'environnement. Il donne la définition des critères de fermeture définitive.

Le terme de fermeture définitive est défini comme étant le point où une décharge est physiquement, chimiquement et biologiquement stable à un tel degré que le contenu stable du site ne pose en aucun cas de risque pour l'environnement.

A ce stade, la post-exploitation (gestion et contrôle des lixiviats et du gaz) n'est plus nécessaire.

La décision de classer une décharge à ce niveau est prise à l'issue d'une analyse de risques (sources, récepteurs, chemins de pollution) sur le même modèle que celle décrite dans le Guide de la gestion du gaz en 4 stades (analyses simple à complexe, suivi d'une vérification par test et itération).

3.1.5 RÉSUMÉ DES RETOURS DE L'ENVIRONNEMENT AGENCY AUX RÉPONSES DES DIFFÉRENTES CONSULTATIONS

L'agence a pris en compte le surcoût d'exploitation engendré par ce plan de gestion du gaz pour les professionnels des déchets (en discussion).

Le guide a été amendé pour clarifier l'objectif d'efficacité de la collecte au niveau réglementaire et pour prendre en compte les marges d'erreur sur l'estimation de cette efficacité.

Le texte a été amendé pour fournir des informations complémentaires par rapport au rôle de l'Agence concernant les sites sans permis (unlicensed). La fréquence des mesures en flux box pour les émissions surfaciques a été également modifiée : il s'agira d'effectuer des mesures tous les 5 ans et non tous les ans.

L'agence a détaillé le soutien technique et opérationnel qu'elle pourra apporter.

3.2 ALLEMAGNE

3.2.1 CONTEXTE GÉNÉRAL DE LA RÉGLEMENTATION DANS LE DOMAINE DU STOCKAGE DE DÉCHETS

Le Tableau 10 ci-dessous reprend les principaux textes réglementaires dans le domaine du stockage de déchets en Allemagne avec leur date de parution (dans le cas d'un texte unique) et la présentation de leur contenu.

Tableau 10 : Textes de lois en Allemagne dans le domaine du stockage des déchets

| Kreislaufwirtschafts- /Abfallgesetz <i>(texte de lois concernant les déchets)</i> | §2(1) Allg. Anforderungen <i>(exigences générales)</i> |
|--|---|
| TA Abfall <i>(instruction technique sur les déchets)</i> | Verwaltungsvorschrift : Abfallentsorgungspläne, Abfallentsorgungsanlagen, Zuordnung der Abfälle <i>(Règlement administratif : Plans d'élimination des déchets, installation d'élimination des déchets et répartition)</i> |
| TA Siedlungsabfall (TASi)b (14.05.1993) <i>(Instruction techniques sur les déchets ménagers)</i> | Verwaltungsvorschrift: Bauweise der Deponie, Art der Abfälle <i>(Règlement administratif : structures des centres de stockage et classification des déchets)</i> |
| EG-Deponierichtlinie (16.07.1999) <i>(Lignes directrices européennes concernant les centres de stockage)</i> | Vorgabe der EG <i>(Instruction européenne)</i> |
| Deponieverordnung (DepVO) (29.07.2002) <i>(Décret ou ordonnance concernant les centres de stockage)</i> | Umsetzung der EG-Deponierichtlinie gemeinsam mit der AbfAbiVO <i>(Transposition de l'ordonnance européenne sur les centres de stockage en commun avec la réglementation concernant les déchets)</i> |
| Abfallablagerungsverordnung (AbfAbiVO) (01.03.2001) <i>(Décret ou ordonnance concernant les déchets)</i> | Technische, betriebliche und organisatorische Anforderungen für die Deponierung von Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können <i>(Exigences techniques concernant l'exploitation des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés)</i> |
| LAGA-Richtlinien <i>(Groupe de travail des états fédérés)</i> | Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall <i>(Notification concernant les déchets par les états fédérés)</i> |
| Bundesimmissionsschutz-verordnung (30. BImSchV) ;TA Luft 24.07.2002 <i>(Décret ou ordonnance du bureau fédéral sur les émissions)</i> | Qualität und Reinigung der Deponiegase <i>(Qualité et traitement des biogaz des centres de stockage)</i> |

3.2.2 RÉGLEMENTATION EXISTANTE CONCERNANT LES VALEURS SEUILS DANS LE DOMAINE DU STOCKAGE

Actuellement, il n'existe pas dans la réglementation allemande de valeurs seuils telles que recherchées, concernant les biogaz issus du stockage de déchets organiques (ce qui a d'ailleurs été confirmé dans les résultats du questionnaire).

3.2.3 RECOMMANDATIONS ET ÉLÉMENTS DE LA RÉGLEMENTATION CONCERNANT LES BIOGAZ ISSUS DES CENTRES DE STOCKAGE

Depuis plusieurs années, des documents rédigés à la demande d'un groupement de spécialistes ont permis d'établir des règles de l'art dans le domaine des biogaz (GUV : Gesetzliche unfallversicherung), notamment au niveau de la santé des travailleurs incluant des préconisations pour certains équipements.

Le GUV 17.4 et le R 127 ont été mis en place en octobre 1993 (suite à une première édition de 1991) pour être remodelés en février 2001. Ils concernent principalement la sécurité et la santé du personnel sur les sites de stockage de déchets.

Quelques éléments de ces textes ont été repris et présentés ci-dessous :

- le seuil de pré-alarme est de 0,5% de CH₄ dans l'air d'une enceinte,
- le seuil de pré-alarme est de 10 ml/m³ de H₂S dans l'air d'une enceinte,
- le seuil maximal est de 0,5% de CO₂ dans l'air d'une enceinte,
- le seuil minimal en O₂ dans l'air est de 20% dans l'air d'une enceinte,
- la vitesse minimum de l'air est de 0,5 m/s dans un espace à ventiler ;
- utilisation d'analyseurs en continu de CH₄ et O₂ avec arrêt automatique de l'installation dans des conditions critiques (pré-alarme : CH₄ = 30 % et O₂ = 3% et alarme : CH₄ = 25 % et O₂ = 6%).

Le GUV 17.4A, mis en place en avril 2001, donne un exemple de classification en zones explosives sur les décharges. Il n'apporte cependant aucun élément concernant les seuils de méthane et n'est donc pas présenté dans cet ouvrage.

On note toutefois que la partie interne de la tuyauterie collectrice des biogaz peut être définie comme une zone à risques d'explosion.

La réglementation (Tasi : Technischen Anleitung Siedlungsabfall, instructions techniques concernant les déchets des communes, 14/05/1993) concerne plus particulièrement la réglementation des décharges et leur classification en fonction des déchets reçus. Un certain nombre de critères concernant le réseau de biogaz sont évoqués dans l'annexe « C » (notamment le diamètre minimum des tuyauteries drainantes et de collecte, les pentes minimum à respecter, les dépressions minimales à maintenir dans le réseau de collecte).

La réglementation sur les vieilles décharges (DepVO : Deponie Verordnung) avec la transposition de la réglementation européenne (ratifiée et parue à Bonn le 29 juillet 2002), reprend en fonction du type de déchets stockés, les techniques à mettre en place (notamment l'obligation ou non d'une mise en place d'un réseau de drainage des biogaz en surface des sites).

3.2.4 RÉGLEMENTATION EXISTANTE DANS LE DOMAINE DU PRÉ-TRAITEMENT (MBA) OU AUTRES.

Dans les cinq dernières années de nombreux efforts ont été effectués pour développer les techniques de pré-traitement, dans le but de limiter les tonnages dans les décharges au profit de leur recyclage, mais aussi pour que le tonnage résiduel stocké tende plus rapidement vers une certaine stabilité (diminution de l'impact des sites de stockage sur l'environnement).

Les résultats des différentes mesures et l'extrapolation théorique sur le long terme ont permis de définir réglementairement des limites à l'émission des unités de pré-traitement mais aussi de fixer des seuils sur le traitement lui-même et les valeurs d'acceptabilité des sites amenés à stocker les déchets (avec en parallèle la définition des équipements).

Quelques éléments (liste non exhaustive) de la réglementation sont présentés ci-dessous.

Une ordonnance nationale (AbfAbIV : AbfallablagerungsVerordnung et le 30. BImSchV, Bundesimmissionsschutz verordnung) a été mise en place le 20/02/01 par le ministre fédéral de l'environnement, composés des articles suivants :

- sur le stockage de déchets issus du pré traitement (article 1 : AbfAbIV) : dans ce texte, la mise en place d'un réseau de dégazage est préconisée pour ce type de cas, dont le but est en autre de permettre le contrôle des gaz ;
- sur les installations de pré-traitement (article 6, second Part, article 2 : 30, BImSchV) , dans laquelle les valeurs de seuils d'émission suivantes sont à respecter :

Tableau 11 : Seuil d'émission liés aux concentration dans l'air

| Nature des polluants | Critères |
|--|--|
| Poussières totales | Moyenne journalière de 10 mg/m ³ d'air Sur 30 minutes : 30 mg/m ³ d'air |
| Substances organiques (exprimées en carbone total) | Moyenne journalière de 20 mg/m ³ d'air Sur 30 minutes : 40 mg/m ³ d'air |

Des valeurs moyenne sur un mois (rapportée à la tonne de déchets traités) à ne pas dépasser existent également :

- NO : 100 mg/tonne ;
- substances organiques (exprimées en carbone) = 55 mg/tonne ;
- La valeur seuil à ne pas dépasser concernant les nuisances olfactives est de 500 GE/ m³ d'air ;
- La valeur seuil à ne pas dépasser durant le temps de prélèvement nécessaire à la mesure des dioxines et furanes est de 0,1 ng / m³ d'air.

A l'issue du pré-traitement pour pouvoir être stockés, les tests sur les résidus doivent respecter en autre les valeurs suivantes (éléments pris de la liste complète de paramètres, située en annexe 2 de l'article 1, AbfAbIV) :

- TOC solide <18 % ;
- AT4 : 5mg O₂/g DryMaterial (DM) ou GB21: 20 NI /kg DM ;
- TOC Eluat : 250 mg/l ;
- Valeur thermique : 6000 kj/kg.

Les valeurs obtenues, suite aux mesures effectuées sur quatre échantillons, ne doivent pas être supérieures à un des paramètres suivants (en annexe 4 de l'article 1, AbfAbIV)

- TOC solide <21 % ;
- AT4 : 10 mg O₂/g DM ;
- GB21 : 30 NI /kg DM ;
- TOC Eluat : 300 mg/l ;
- Valeur thermique : 7000 kj/kg.

A titre d'information, des résultats (Deponiekonzeptionen für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle) de mesures sur site sont présentés ci-dessous. Ils montrent les écarts obtenus sur les émissions résiduelles de biogaz par kilogramme de déchets bruts (substances humides) entre des sites classiques recevant de déchets ménagers et d'autres recevant des déchets issus d'un pré traitement :

- Décharges de déchets ménagers avec un bon réseau de dégazage : 50 à 80 NI/kg ;
- Décharges de déchets ménagers avec un mauvais réseau de dégazage > 150 NI/kg ;
- Décharge de déchets issus d'un pré traitement : de 5,8 à 9 NI/kg.

Un article paru en août 2001 dans le journal VKS-news du professeur Rettenberger et H.Gröber fait état de certains chiffres qui ont pu être vérifiés par expérimentation, retour d'expérience et validés par les organismes spécialisés, entre autre :

- sous la fourchette d'émission d'un site de 4 à 6 litres de biogaz /m²/h peu de nuisances olfactives sont observées et peu de problèmes de replantation sont rencontrés ;
- au dessus de ces valeurs d'émissions la mise en place d'un réseau de dégazage actif est à prévoir ;
- l'efficacité d'un réseau de dégazage passif sur un site est reconnue quand les valeurs de concentration en surface restent inférieures à 100 ppm.

Une valeur de correspondance avec l'émission surfacique de biogaz a été donnée (VDI tagung 1987, Prof Rettenberger) suite aux résultats du suivi spécifique d'un site, pour 70 ppm de méthane : 4 l /m²/h de biogaz.

Une autre source de documentation permet de donner une valeur de correspondance supplémentaire pour en apprécier les écarts : 100 ppm (FID) => 0,2 mg /m².s d'émission de méthane : 2 l/m²/h de biogaz.

Le manque de réglementation sollicite actuellement des discussions entre les différents organismes concernés, scientifiques et autres professionnels spécialisés dans le domaine, notamment dans le dernier colloque en Sardaigne (Sardinia 2003), où le professeur Stegmann fait état sur le sujet.

Dans l'article "Discussion of criteria for the period after completion of landfill aftercare", le seuil d'émission surfacique ne devant pas être dépassé, est proposé entre 0,5 et 1,0 l CH₄ /m²h.

Ces éléments proposés ont été déterminés au regard des valeurs de potentiels d'oxydation de surface dont la fourchette a été établie par le prof. Figeroa (1998) entre 0,34 et 5,6 l CH₄ /m²/h.

Cet écart conséquent entre les valeurs hautes et basses s'explique par les différences entre les sites et périodes de l'année, rencontrées pour les nombreux paramètres et influant sur le phénomène d'oxydation, notamment la température, l'humidité, la nature du sol.

3.3 AUTRICHE

3.3.1 RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES CONCERNANT LES VALEURS SEUILS DANS LE DOMAINE DU STOCKAGE

Il n'existe pas dans la réglementation autrichienne de valeurs seuils telles que recherchées, concernant les biogaz issus du stockage de déchets organiques d'après le résultat du questionnaire.

3.3.2 RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES DANS LE DOMAINE DU STOCKAGE CONCERNANT LES BIOGAZ

Cependant depuis plusieurs années, une réglementation nationale a été mise en place pour les centres de stockage de déchets organiques, et plus récemment une réglementation sur la décontamination des sites pollués. Celles-ci présentent des données techniques concernant les biogaz ;

- texte général pour la réglementation des décharges établie en 1996 (BG1. Nr 164/1996 ST0049) : le dégazage actif et le traitement des biogaz pour les sites stockant des déchets dont la composition aurait un TOC > 5% de leur masse est prévu ;
- texte pour la réglementation des sites pollués (ALSAG BGBl. I Nr.155/2002) : une augmentation de 29 € est prévue dans ce texte, sur le coût de la tonne de déchets traités dans un site de stockage non équipé d'un réseau de captage et d'une unité de traitement.

3.3.3 RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES (REF : BMLFUW RICHTLINIE FÜR MBA, WIEN FÉVRIER 2001, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT) DANS LE DOMAINE PLUS PARTICULIER DU PRÉ-TRAITEMENT (MBA) OU AUTRES

A l'issu du pré-traitement, les tests sur la production de gaz des résidus doivent apporter des résultats inférieurs à :

- AT4 : 7 mg O₂/g DM
- GB21 (Gas Evolution): 20 NI /kg DM ou GS21 : 20 NI /kg DM (Gas Gen. Sum)

Concernant les seuils à l'émission dans l'air à respecter dans le procédé de prétraitement, ils suivent ceux listés précédemment dans la réglementation allemande à l'exception de :

- la valeur moyenne sur un mois (rapportée à la tonne de déchets traités) à ne pas dépasser pour les substances organiques (exprimées en carbone total) est de 100 mg/Mg

et en rajoutant :

- la valeur seuil pour l'ammoniac est de 20 mg/m³ d'air

3.4 SUISSE

3.4.1 RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES CONCERNANT LES VALEURS SEUILS

Ordonnance sur les sites pollués rédigée le 26/08/1998 et modifiée le 28/03/2000 (814.680) :

« un site pollué nécessite un assainissement du point de vue de la protection des personnes contre la pollution atmosphérique si l'air interstitiel dépasse la valeur de concentration mentionnée à l'annexe 2 (10 000 ml/m³ pour le CH₄), et si les émissions dégagées par le site atteignent des endroits dans lesquels des personnes peuvent se trouver régulièrement pendant un certain temps. ».

3.4.2 RÉGLEMENTATIONS EXISTANTES DANS LE DOMAINE DU STOCKAGE CONCERNANT LES BIOGAZ

Ordonnance sur le traitement des déchets rédigée le 10/12/1990 et modifiée le 28/03/2000 (814.600) :

« les décharges contrôlées pour résidus stabilisés et les compartiments pour résidus stabilisés stockés en décharges contrôlées bioactives disposeront d'installations telles que collecteurs ou siphons disposés le long des conduites de drainage, qui devront permettre que les effluents gazeux puissent être captés si nécessaire».

3.5 BELGIQUE

Il n'existe pas dans la réglementation belge de valeurs seuils telles que recherchées, concernant les émissions de biogaz issus du stockage de déchets organiques.

On note la transposition de la directive 1999/31/CE au travers des décrets « déchets et permis d'environnement » en ce qui concerne le région wallonne (le 24 avril 1999).

Un arrêté wallon (C- 2003/27135) spécifique aux centres d'enfouissement techniques a été rédigé le 27 février 2003, complétant la transposition de la directive européenne en traduisant les exigences strictes de l'union en matière de gestion de déchets.

Dans ce document, on note globalement des exigences techniques plus précises et plus strictes sur la partie traitement de biogaz (température de flamme à 1200°C, coefficient de surcapacité de l'unité traitement de 1,3 par rapport au calcul théorique, unité de traitement de secours en cas d'arrêt de l'unité principale, mesures en continu de plusieurs paramètres sur l'unité de traitement...).

3.6 ITALIE

Le décret législatif du 5 février 1997 définit le système de gestion intégré des déchets. Le décret législatif du 13 janvier 2003, en application de la Directive Décharge 1999/31/CE, porte sur la gestion des décharges. L'annexe 1, paragraphe 2.5, « Contrôle des Gaz » énonce les grands principes de gestion du gaz.

Les permis d'exploitation sont délivrés par les régions (Province). Le suivi de la réglementation est assuré par les structures régionales de l'agence de l'Environnement APAT.

Il n'existe pas de réglementation spécifique concernant les valeurs seuils recherchées.

3.7 ESPAGNE

Le décret Ley 10/1998 définit le système de gestion des déchets. Le décret royal 1481/2001, en application de la Directive Décharge 1999/31/CE, porte sur la gestion des décharges. L'annexe 1, paragraphe 4, « Contrôle des Gaz » énonce les grands principes de gestion du gaz.

Il n'existe pas de réglementation spécifique concernant les valeurs seuils recherchées.

3.8 DANEMARK

3.8.1 CONTEXTE

La réglementation existante (Statutory order on Landfills (29/6/2001)) concerne plus particulièrement le captage et le traitement par les installations existantes. Il n'existe pas a priori de critères concernant les émissions résiduelles provenant des décharges fermées ou en post-exploitation.

La réglementation indique que dans le cas de déchets en mélange de plusieurs types, l'exploitant doit suivre la quantité de biogaz produite par les déchets biodégradables. Les résultats doivent être consignés dans le rapport annuel d'exploitation. Le permis d'exploiter fournit également les mesures appropriées à l'exploitation sans risque environnemental du biogaz, soit la destruction en torchère ou l'utilisation pour la production d'électricité ou de chaleur.

Dans les cas où de faibles quantités de biogaz sont produites, l'autorité compétente peut stipuler les conditions dans lesquelles le biogaz doit être traité dans des lits de compost ou d'autres types de traitements.

3.8.2 GUIDE CONCERNANT LES RISQUES D'EXPLOSION

Un guide récent a été préparé concernant les investigations et l'estimation des risques liés aux gaz émis par les décharges. Le rapport Danois (Metode til risikovurdering af gasproducerende lossepladser, Miljøprojekt n°648 2001) présente la démarche utilisée pour mettre au point la méthode d'évaluation des risques d'explosion par diagramme de sécurité.

L'objet principal est le développement d'un outil permettant d'évaluer les risques d'explosion au sein de constructions localisées à proximité des décharges.

Le projet a débuté en recensant les cas d'explosion et de migration de gaz de décharge auprès de plus de 70 partenaires et agences environnementales internationales. Cette première phase démontra que l'on possédait seulement peu d'information sur quelques cas, les données fournies ne permettant pas d'élucider les causes des accidents.

Le choix a alors été pris de considérer la méthode des diagrammes de sécurité, celle-ci permettant de visualiser des séquences complexes d'évaluation de risque.

Pour les décharges à production de gaz, cette méthode peut être utilisée pour systématiser les facteurs qui influent sur le cours des événements pouvant entraîner un accident. La méthode peut en plus être utilisée pour une analyse semi-quantitative pour savoir si le niveau de sécurité d'une décharge donnée est acceptable.

Dans cette méthode chaque séquence d'événements amenant à une explosion est systématiquement analysée et évaluée. Les séquences d'événements sont divisées en 3 types : les événements initiaux, les barrières et les événements résultants. Les barrières sont décrites comme des événements ou facteurs susceptibles de réduire ou prévenir la séquence d'événements amenant à un accident. Les accidents résultants sont l'explosion de gaz, les feux ou l'asphyxie.

L'évaluation des risques est conduite en déroulant la séquence des événements, chacun événement et barrière étant évalué et recevant des points en fonction de la

probabilité de chaque évènement. En final, le risque de l'évènement résultant est évalué en comptabilisant les points de chaque séquence d'évènements. L'évaluation du risque est réalisée en comparant le nombre de points total à des niveaux de sécurité établis pour chaque type d'accident. La méthode a été testée sur plusieurs cas de décharge.

La conception des diagrammes de sécurité et l'attribution de points aux différentes mesures dans le présent projet suivent pour l'essentiel le Miljøprojekt N° 112/11/ (Projet environnemental) de Miljøstyrelsen (la Direction Générale de la Protection de l'Environnement).

Il a été élaboré des diagrammes de sécurité pour les scénarii d'accidents suivants :

- incendie/explosion dans un bâtiment sur la décharge ;
- incendie/explosion dans un bâtiment en dehors de la décharge ;
- incendie en relation avec des travaux d'excavation dans la décharge.

Les différents aspects de la migration d'air interstitiel du sol comprenant du méthane dans les maisons sont décrits. Le rapport décrit en particulier la migration par pression. Si, dans cet air interstitiel il y a des gaz de décharge cela signifie que l'infiltration de gaz de décharge se fait par advection.

Les facteurs suivants sont répertoriés et déterminent la migration de l'air et du biogaz vers l'habitation :

- différence de pression entre intérieur/extérieur ;
- changements de pression atmosphérique ;
- fissures dans la dalle de béton de la maison ;
- présence de barrière d'étanchéité sous la couverture de surface ;
- distance jusqu'au niveau de la nappe phréatique ;
- perméabilité et porosité du sol.

Le flux du biogaz vers l'habitation dépend de la conformation de la décharge et de la surpression. En outre de la surpression dans la décharge, des changements dans le niveau de la nappe phréatique peuvent induire un effet de pompe, entraînant un changement de la pression de l'air interstitiel et un transport convectif.

Des reconnaissances antérieures sur le site de la décharge de Skellingsted (décharge en remblai sous la surface du terrain) ont mis en évidence que la migration du gaz de cette décharge a pu être mesurée jusqu'à environ 50 m de la décharge. Dans cette décharge on a mesuré des surpressions comprises entre 0,1 hPa et 35 hPa. La composition géologique autour de la décharge est principalement du sable moyen à grossier. En réalisant le calcul en 1D selon la loi de Darcy pour une surpression moyenne de 10 hPa, les auteurs remarques que la distance de détection de la migration sur le site de la décharge de Skellingsted (50 m) correspond à un flux de méthane d'environ 0,05 m³/m²/h. Ce calcul suppose que la surface du sol est « fermée » par une couverture permanente ou que la

couche supérieure du sol est d'une qualité sensiblement moins perméable que les couches inférieures.

Il faut remarquer que cette hypothèse est rarement complètement vérifiée ce qui explique que l'on choisit le plus souvent un milieu homogène pour modéliser la migration latérale en 2D.

Concernant l'inflammation du mélange de biogaz et d'air dans un lieu confiné (habitation), l'inflammation peut être due à de multiples sources. La méthode part donc du principe qu'il existe toujours des sources d'inflammation lorsqu'il s'agit des bâtiments d'habitation permanente.

3.9 FINLANDE

Les principaux textes de référence sont :

- Guide for closing landfills. Finnish Environment Institute (2001). Environmental Guide 89. Helsinki 2001, 107 pages,
- Council decision (861/1997 and 1049/1999) Landfilling of waste.

La réglementation impose selon les cas le captage et le traitement du biogaz. Les traitements biologiques peuvent être proposés. Concernant les émissions résiduelles les critères comprennent le flux surfacique de méthane, la concentration de méthane, la puissance générée, les nuisances (odeurs), les risques d'explosion et les dommages à la végétation. Les documents disponibles sont en finnois. Des travaux relatant l'application réussie de traitement biologique (oxydation) du biogaz sont disponibles. Ce type de traitement a été appliqué si la production de biogaz est plus faible que 50 m³/ha/h et aussi dans le cas où une couverture étanche aurait été posée.

3.10 SUÈDE

Les principaux textes sont représentés par :

- Landfill ordinance (2001.512),
- Waste ordinance (2001.1063).

La réglementation environnementale est centrée sur le nouveau code de l'environnement qui a été adopté en 1998 et mis en application le premier janvier 1999. Les textes concernant les déchets datent de 2001 et sont pour l'essentiel la transcription de la directive européenne 1999/31/EC.

La réglementation concerne le captage et le traitement du biogaz. L'exploitant peut proposer des traitements alternatifs à la destruction en torchère. Il existe des critères pour les déchets prétraités et pour les procédures post-exploitation mais non pour les décharges fermées. Concernant la post-exploitation, l'administration peut forcer l'exploitant à prendre des mesures si des émissions de biogaz sont observées.

3.11 USA

3.11.1 CONTEXTE ET HISTORIQUE

Depuis 1965, le « Clean Air Act » réglemente au niveau fédéral les émissions atmosphériques. Dès 1976, une loi est promulguée par l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (US Environmental Protection Agency (EPA) pour la gestion des déchets ménagers, la RCRA, Resource Conservation and Recovery Act.

Cette loi a fait l'objet de plusieurs amendements.

En 1991, de nouveaux critères sont définis pour la gestion des décharges (40 CFR Part 258) de capacité de plus de 20 t/j. Les décharges de capacité inférieure à 20 t/j ne sont pas soumises à ces critères.

Les conditions de gestion des décharges recevant ou ayant reçu des déchets en 1993 sont les suivantes : collecte des lixiviats, contrôle des eaux souterraines, actions à engager lors de l'arrêt de l'exploitation, après l'exploitation, mise en place de couverture étanche et le contrôle de la migration du gaz (voir Critères détaillés plus loin). Les contrôles des concentrations de méthane sont réalisés quatre fois par an dans les locaux sur sites (seuil limite : 25% de la LIE, soit 12 500 ppm) et aux limites de la décharge (seuil limite : LIE, soit 50 000 ppm).

Dès 1993, une loi est proposée sur la gestion du gaz de décharge afin de faire évoluer les objectifs, et passer de la gestion des risques d'explosion à celui des lié aux émissions toxiques, principalement les COVNM. Celle-ci concerne les décharges accueillant des déchets depuis 1987 et de plus de 100.000 tonnes de capacité. Le contrôle des COVNM doit être estimé (voir estimations ci-dessous) chaque année et ne pas dépasser 150 t/an. L'application de ces deux critères entraînait la mise en place d'un réseau de collecte de gaz sur la totalité des décharges de plus de 100.000 tonnes (Source : Proceedings SWANA 1993). Cette loi n'a pas été appliquée avec ces critères.

Aujourd'hui la réglementation, Standards of Performance for New Stationary Sources (NSPS) et National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants (NESHAP) date de l'amendement de 1996, et visent les décharges de capacité de plus de 2,5 Millions de tonnes. Celles-ci sont soumises à une demande d'autorisation d'exploiter et doivent :

- établir un rapport annuel de la capacité de la décharge,
- installer des systèmes de collecte et d'élimination du gaz (moteur, turbine, chaudière, torchère),
- estimer chaque année les émissions de COVNM (voir système de calculs ci-dessous) et les maintenir en dessous de 50 t/an avec l'amélioration du système de collecte si besoin.

Le contrôle du système de collecte et de traitement est réalisé sur :

- l'efficacité (« well-designed and well-operated ») : 98% des COVNM contenus dans le gaz de décharge doivent être éliminé, correspondant à l'émission de 20 ppm de COVNM dans l'atmosphère,
- le contrôle des émissions surfaciques de méthane : elles doivent être maintenues en dessous de 500 ppm, indicateur d'un système de collecte du gaz efficace.

3.11.2 SYSTÈME D'ESTIMATION DE LA CONCENTRATION EN COVNM

Le contrôle des COVNM est réalisé par une estimation du débit annuel, qui doit être inférieur à 50 t/an. La première estimation est réalisée selon la procédure stade 1, puis si le seuil est dépassé, les deux autres procédures sont utilisées.

- stade 1 : estimation calculée à partir de constantes (production spécifique de gaz et concentration en hexane) et de la masse de déchets, année par année,
- stade 2 : débit établi à partir d'échantillonnage et analyse,
- stade 3 : débit établi à partir de constantes propres au site et d'analyses de la concentration.

Dans le cas d'un dépassement de ce seuil, des travaux sont à réaliser dans l'année pour passer en dessous, par la mise en place ou l'amélioration du réseau de collecte.

3.11.3 PARTICULARITÉS DE L'ETAT DE CALIFORNIE

Depuis 1996, cette réglementation fédérale a été appliquée dans chaque état américain.

La réglementation de l'Etat de Californie (California Code of Regulations, CCR Title 27) impose un contrôle de la concentration en méthane sur les bords de la décharge avec un seuil de concentration de 5% maximum entraînant parfois des décharges de 1 million de tonnes de déchets à installer un réseau de captage.

De plus, deux critères diffèrent légèrement de la loi fédérale :

- le seuil minimal de « décharge de grande capacité » est de 2,5 Millions de tonnes de déchets bruts enfouis correspondant à 1 Million de tonnes de déchets biodégradables enfouis,
- la concentration surfacique de méthane ne doit pas dépasser 500 ppm.

3.11.4 PARTICULARITÉS DU COUNTY DE SAN LUIS OBISPO

Les décharges de plus de 500 kt d'OM après juillet 1995, doivent vérifier la concentration en méthane sur la surface de la décharge chaque année. Le seuil limite est aussi de 500 ppm. En revanche la quantité de COVNM doit être estimée chaque année et le seuil limite est de 15 t/an. Si le seuil est dépassé, la collecte du gaz doit être réalisée et l'efficacité de traitement doit être de 90%.

3.11.5 DÉTAILS DE LA RCRA

3.11.5.1 CADRE DE L'APPLICATION

Décharges concernées :

- décharges ayant reçu des ordures ménagères en ou après Octobre 1993.

Décharges non concernées :

- décharges ayant reçu des OM avant Octobre 1991,
- décharges de capacité inférieure à 20t/j.

Décharges concernées par la mise en place d'une couverture finale uniquement :

- décharges arrêtées entre octobre 1991 et octobre 1993.

3.11.5.2 CRITÈRES LIÉS À L'EXPLOITATION ET AU BIOGAZ

Les critères suivants sont appliqués :

- interdiction de recevoir des déchets spéciaux ;
- mise en place d'une couche de terre après chaque enfouissement (éviter envol, odeurs, moustiques, mouches...) ;
- l'exploitant est responsable des animaux vecteurs (moustiques, mouches...) ;
- risque d'explosivité : contrôle de la concentration surfacique en méthane tous les 3 mois, (2 500 ppm) ;
- brûlage des déchets interdit ;
- récupération des lixiviats et condensats.

Tableau 12 : Synthèse de la réglementation (I)

| 1991 : EPA RCRA 40 CFR 257 & 258 | |
|--|--|
| "Criteria for solid waste Disposal facilities" et "Guide for owners/Operators" | |
| Décharges ayant reçu des OM en Octobre 1993 et après | |
| < 20 t/j | > 20 t/j |
| Aucune obligation | <p>Contrôle des émissions de méthane tous les 3 mois</p> <p>25% de la LIE dans les locaux sur site (12 500 ppm)</p> <p>LIE (50 000 ppm) aux limites de la décharge</p> <p>Collecte et traitement des lixiviats</p> <p>Couverture après fermeture</p> |
| 1996 : EPA NSPS 40 CFR 51, 52, 60, 62, 63 | |
| "Standards of Performance for new Stationary Sources" et "Guidelines for control of Existing Sources : Municipal Solid Wastes" | |
| Décharges actives et 15 ans après la fermeture - | |
| < 2,5 Mt enfouis | > 2,5 Mt enfouis |
| Rapport annuel aux autorités : capacité de la décharge | Rapport annuel aux autorités : capacité de la décharge |
| Aucune obligation sur le gaz mais conseillé de réduire les émissions : | Obligation de mise en place d'un système de collecte |
| Par la mise en place d'un réseau de collecte | Gestion du gaz de décharge |
| | collecte des casiers actifs > 5 ans et casiers fermés > 2 ans |

Tableau 13 : Synthèse de la réglementation américaine (II)

| 1996 : EPA NSPS 40 CFR 51, 52, 60, 62, 63 | |
|--|---|
| "Standards of Performance for new Stationary Sources" et "Guidelines for control of Existing Sources : Municipal Solid Wastes" | |
| Décharges actives et 15 ans après la fermeture - | |
| < 2,5 Mt enfouis | > 2,5 Mt enfouis |
| Par la mise en place d'une unité de destruction du gaz | <p>"well-designed and well-operated" : réduction de 98% des COVNM ou émissions maximales de 20 ppm</p> <p>contrôle mensuel de la production de chaque puits</p> <p>contrôle 4 fois par an des émissions surfaciques de méthane et doivent être maintenu en dessous de 500 ppm (valeur indiquant un réseau de captage efficace)</p> <p>contrôle mensuel des paramètres : T < 55°C, N₂ < 20%, O₂ < 5%, pression négative du réseau</p> <p>Mise en place d'un système de destruction du gaz</p> <p>moteur, turbines, chaudière</p> <p>torchère : contrôle de la présence de la flamme</p> |
| COVNM calculés < 50 t/an | COVNM calculés > 50 t/an |
| Estimation annuelle pendant 5 ans | Echantillonnage et Analyse (stade 2) |
| | Estimation à partir du débit de CH ₄ et la concentration COVNM (analyse) (stade 3) |
| < 50 t/an pendant 5 ans | > 50 t/an après stade 3 |
| Estimation tous les 5 ans | <p>Etablir les travaux dans l'année pour passer en dessous du seuil</p> <p>Mise en place d'une amélioration du réseau de collecte</p> |

3.12 QUÉBEC / CANADA

Les émissions de biogaz ne sont pas réglementées au Québec et le règlement sur les matières dangereuses, en vigueur depuis décembre 1997, en traite peu. En revanche, le gouvernement a fait du captage et du traitement des biogaz une condition de l'autorisation de l'agrandissement du LES (CET) de Lachenaie en 1996.

Si aucune réglementation précise n'a été trouvée sur la gestion du gaz de décharge, il apparaît que les agrandissements de décharges font l'objet d'une étude d'impact en ce qui concerne les biogaz et les nuisances odorantes pour les productions et les émissions résiduelles.

Par ailleurs, la réhabilitation des anciennes décharges fait l'objet d'études. Un guide technique (Guidance Document on Management of Methane Gas Adjacent to Landfills, province de l'Alberta) donne des seuils limites en méthane dans les constructions sur et à proximité d'une décharge. Les exploitants doivent régulièrement contrôler les concentrations en méthane sur le périmètre autour de la décharge : 12 500 ppm pour des constructions sur site (valeur reprise de l'US EPA) et 12 500 ppm dans l'air dans les bâtiments ou près de la décharge (Québec).

3.13 NOUVELLE-ZÉLANDE

3.13.1 CONTEXTE

Le ministère néo-zélandais de l'Environnement a réalisé plusieurs guides sur la gestion des décharges :

- « Landfill Guidelines », 2000: guide technique complet sur la gestion des décharges (ouvrage vendu) ;
- « Guide for the Management of Closing landfills in New Zealand », 2001 : guide technique destiné à assister les exploitants dans la gestion des décharges fermées ou en cours de fermeture (disponible sur internet) ;
- « Risk assessment for small closed landfill », 2002 : guide méthodologique pour la réalisation d'analyse de risques sur les décharges fermées de capacité inférieure à 15.000 m³ (disponible sur internet).

3.13.1.1 GUIDE DE GESTION DES FERMETURES DE DÉCHARGES

« Guide for the Management of Closing landfills in New Zealand » décrit la législation applicable, la description des risques ainsi que les pratiques à suivre pour limiter les risques et les effets sur l'environnement.

Il est applicable à toutes les décharges néozélandaises fermées ou allant fermer dans les deux années suivantes.

Une étude de risques est requise ou non suivant la date de fermeture, la qualité des déchets, le volume de la décharge et la situation (zone sensible ou non).

La réalisation d'une analyse de risques pour des décharges fermées situées en zone « sensible » est prescrite (cf Tableau 14).

Tableau 14 : Valeurs guides néo-zélandaises pour l'application d'une analyse de risque simplifiée ou détaillée aux stockages de déchets en zone sensible

| Années depuis la fermeture | > 85% d'OM | < 85% d'OM |
|---|--|------------------------------|
| Décharges < 15.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |
| > 40 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |
| Décharges 15.000 – 100.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| > 40 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |
| Décharges > 100.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| > 40 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |

La nécessité de la réalisation d'une analyse de risques pour des décharges fermées situées en zone « non sensible » est différente (cf. Tableau 15).

L'évaluation des risques est réalisée sur le modèle anglo-américain en 3 stades et sur les données de référence de l'Environment Agency (UK) et de l'EPA (US) :

- stade 1 : estimation générale à partir de données de références (voir Tableau 16 ci-dessous) ;
- stade 2 : évaluation avec les paramètres du site à partir de modèle mathématiques simples ;
- stade 3 : évaluation avec les paramètres du site à partir de modèle mathématiques complexes.

Tableau 15 : Valeurs guides néo-zélandaises pour l'application d'une analyse de risque simplifiée ou détaillée aux stockages de déchets en zone non sensible

| Années depuis la fermeture | > 85% d'OM | < 85% d'OM |
|---|--|--|
| Décharges < 15.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Pas d'analyse de risques | Analyse de risques initiale (simplifiée) |
| > 40 | Pas d'analyse de risques | Analyse de risques initiale (simplifiée) |
| Décharges 15.000 – 100.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |
| > 40 | Pas d'analyse de risques | Analyse de risques initiale (simplifiée) |
| Décharges > 100.000 m ³ | | |
| < 15 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| 15-40 | Analyse de risques détaillée | Analyse de risques détaillée |
| > 40 | Analyse de risques initiale (simplifiée) | Analyse de risques détaillée |

Tableau 16 : Données de référence pour l'évaluation Stade 1 (NZ)

| Source | Gaz | Données de référence | Point d'application |
|--|------------------|----------------------|------------------------|
| NZ OHS Workplace Exposure standards (1994) | CO ₂ | 15 min, 30 000 ppm | Exposition au gaz |
| | | 8 h, 5 000 ppm | Exposition au gaz |
| | H ₂ S | 15 min, 15 ppm | Exposition au gaz |
| | | 8 h, 10 ppm | Exposition au gaz |
| UK DOE waste management paper 27 (1991) | CO ₂ | 0,5% | Limites de la décharge |
| | CH ₄ | 1% | Limites de la décharge |
| USEPA 1991 plusieurs états | CH ₄ | 1,25% à 5% | Limites de la décharge |
| | CH ₄ | 1,25% | Locaux sur décharge |

Aucun outil n'est donné pour les analyses de risques plus complexes (stade 2 et 3). Excepté pour les décharges de petites tailles ($< 15.000 \text{ m}^3$) « Risk Assessment for Small Closed Landfill », aucun guide sur l'évaluation des risques n'est proposé.

Différentes actions sont à mettre en place suivant les conclusions de l'analyse de risques :

- évaluation à approfondir : beaucoup de données sont manquantes pour assurer une analyse de risques transparente et raisonnable ;
- aucune action : les risques sont considérés comme acceptables ;
- actions/remèdes : contrôle des sources et/ou des voies d'exposition pour réduire les risques les plus importants : captage et traitement des lixiviats, talus contre la migration des gaz ou venting, mise en place ou amélioration de la couverture ;
- Réalisation d'un plan de gestion.

Le guide donne les principales actions à réaliser lors de la fermeture d'un site et pour la post-exploitation. Celle-ci est de 30 années après la fermeture (permis d'exploiter).

Pour la gestion du gaz, les fréquences et le type de contrôle sont donnés suivant la taille et la date de fermeture de la décharge.

Tableau 17 : Contrôle requis suivant la date de fermeture et la taille de la décharge (NZ)

| Années depuis la fermeture | < 15 000 m ³ | 15 000 - 100 000 m ³ | > 100 000 m ³ |
|----------------------------|---|--|---|
| 0 - 5 | Annuel : Inspection visuelle Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m | Six mois : Inspection visuelle Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m Contrôle dans la masse de déchets (3 m de profondeur) | Trois mois : Inspection visuelle Contrôle en surface Contrôle dans la masse de déchets (3 m de profondeur) Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m |
| 5 - 15 | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques | Annuel : Inspection visuelle Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m | Six mois : Inspection visuelle Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m Contrôle dans la masse de déchets (3 m de profondeur) |
| 15 - 40 | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques | Six mois : Inspection visuelle Contrôle dans les locaux sur le site et dans un rayon de 250 m |
| > 40 | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques | Aucun contrôle requis sauf pour site à risques |

Les indicateurs de l'inspection visuelle sont :

- absence de végétation ou végétation jaunie ;
- fissures ;
- odeurs.

Contrôle en surface :

- mesures surfaciques de concentration de méthane par un FID (Flame Ionisation Detector) ;
- contrôle au niveau des entrées/sorties, vannes et canalisations.

Contrôle dans la masse de déchets :

Ce contrôle permet d'identifier la migration des gaz.

- La concentration en méthane, CO₂ et O₂ est déterminée ainsi que la pression atmosphérique et dans la masse de déchets. Elle est réalisée à l'intérieur de la masse de déchets à 3 m de profondeur au moins.

- Sur les décharges fermées, cet échantillonnage est réalisé sur les points stratégiques sur une canalisation PVC introduite dans la masse de façon permanente.

Contrôle dans les locaux :

La concentration des gaz (méthane et CO₂) est déterminée par un analyseur portable dans les locaux situés à l'intérieur d'un rayon de 250 m autour de la décharge

- Si la concentration en méthane est supérieure à 1% dans l'air et/ou la concentration en CO₂ est supérieure à 1,5% dans l'air, les locaux doivent être évacués et les sources d'ignition coupées ;
- Si la concentration en méthane est supérieure 10% de la LIE, soit 0,5% dans l'air, d'autres contrôles doivent être réalisés.

Dans le cas de décharges fermées équipées d'un captage de gaz, cas rare actuellement en Nouvelle-zélande, mais qui va devenir commun, le contrôle du système de collecte et de traitement est aussi requis.

Enfin le guide donne en annexe une grille d'évaluation du niveau des risques pour le public et la santé sur différentes décharges classées en fonction de la qualité du milieu récepteur, des eaux de surface, de la taille et des années de fermeture.

Cette grille est spécifique aux caractéristiques de l'île.

3.13.2 GUIDE D'ANALYSES DES RISQUES POUR LES PETITES DÉCHARGES

« Risk assessment for small closed landfill » décrit la méthode à suivre pour l'évaluation des risques sur des décharges de petite capacité (<15.000 m³).

La méthode consiste à déterminer le niveau de risque par rapport à la contamination des eaux souterraines, des eaux de surface, à l'accumulation du gaz, à l'exposition à des polluants.

Pour l'évaluation des risques liés à la production de gaz, la probabilité et l'importance de ces risques sont fonction :

- de la source : la taille de la décharge, le type et l'âge des déchets enfouis, la mobilité du gaz ;
- de la gestion des émissions : collecte des lixiviats et du biogaz (présence ou non de puits et de canalisations), caractéristiques de la couverture (perméabilité) et de la gestion des eaux de ruissellement ;
- des voies de transfert des pollutions : pluviométrie, caractéristiques (étanchéité) du milieu récepteur ;
- des récepteurs : type de personnes potentiellement exposées aux risques (exploitant, agriculture, promenade, écoles, industries, commerces, résidence).

A chaque paramètre est attribué un chiffre. La multiplication de la totalité des chiffres donne un total qui indique l'importance du risque (Faible, Moyen et Haut).

3.14 RÉCAPITULATIF DES LEGISLATIONS CONSULTÉES

3.14.1 RÉGLEMENTATION EUROPÉENNE

Tableau 18 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation européenne (I)

| Pays | Type d'informations | Année | Organisme de références | Informations |
|------|--|-------|------------------------------|---|
| UK | Guide technique sur la gestion du gaz de décharges | 2002 | Environment Agency | Analyse des risques (approche croissante 1 à 3) seuil indicatif, 50 -100 m ³ CH ₄ /h à partir duquel il pourra être envisagé la mise en place d'une torchère ou d'une unité de valorisation |
| | Guide technique sur les émissions surfaciques | 2003 | Environment Agency | Seuils surfaciques réalisables avec les meilleures pratiques : => 0,001 mg CH ₄ /m ² /s (0,05 m ³ CH ₄ /h/ha) pour les couvertures permanentes => 0,1 mg CH ₄ /m ² /s (5 m ³ CH ₄ /h/ha) pour les couvertures temporaires |
| DE | Réglementation concernant : - la sécurité et la santé du personnel - le pré-traitement et les seuils d'acceptabilité | 2001 | Ministère de l'environnement | Seuil de 5 000 ppmv de CH ₄ dans l'air d'une enceinte Seuil d'acceptation de 18% de TOC pour le stockage de déchets prétraités |
| AT | Réglementation des décharges établies | 1996 | Ministère de l'environnement | Dégazage actif et traitement du biogaz pour les sites stockant des déchets dont le TOC > 5% en masse |

Les approches les plus intéressantes sont données par les guides anglais et danois.

Les guides anglais donnent d'une part les seuils d'émissions surfaciques à respecter et d'autre part une méthode d'évaluation des risques :

- Les émissions surfaciques données correspondent à celles des décharges gérées par les meilleures pratiques ;
- L'évaluation des risques proposée est une analyse en 3 stades successifs. Les solutions sont validées par des mesures itératives (voir diagrammes Figure 1, Figure 2).

Le guide danois fournit des valeurs de flux à ne pas dépasser afin d'éviter un transport convectif au delà d'une certaine distance.

Tableau 19 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation européenne (II)

| Pays | Type d'informations | Année | Organisme de références | Informations |
|------|--|--------------|-----------------------------------|---|
| SW | Ordonnance sur les sites pollués | 2000 | Office fédéral de l'environnement | Assainissement nécessaire si l'air interstitiel dépasse la valeur de 1% V/V de CH ₄ et si les émissions atteignent des zones fréquentées |
| BE | Arrêté Wallon (1999/31/CE) | 2003 | Office Wallon des déchets | Transposition 1999/31/CE |
| DN | Ordonnance (29/6/2001) et guide | 2001 | Danish EPA | Guide concernant les risques d'explosion liés aux constructions à proximité des décharges. |
| FI | Décision du conseil (861/1997 et 1049/1999) Guide pour la fermeture des décharges | 1999 2001 | Finnish Env. Institute | Traitement biologique possible si la production de biogaz est plus faible que 50 m ³ /h. |
| SE | Ordonnance sur les déchets (2001.1036) et les décharges (2001.512) | 2001 | Swedish EPA | Transposition 1999/31/CE |
| IT | Décret législatif 13/01/03 (1999/31/CE) | 2003 | Ministro dell'ambiente | Transposition 1999/31/CE |
| ES | Décret Royal 1481 du 27/12/01 | 2001 | Ministerio del Medio Ambiente | Transposition 1999/31/CE |

3.14.2 AUTRES RÉGLEMENTATIONS

Tableau 20 : Récapitulatif des informations fournies par la réglementation (III)

| Pays | Type d'informations | Année | Organisme de références | Informations |
|------|--|-------|----------------------------------|---|
| USA | Réglementation RCRA, NSPS, NESHAP | 1996 | EPA | Application de critères pour les décharges de capacité > à 2,5 Mt déchets - 50 t/an COVNM (analyse de risque : 1 à 3) - 500 ppm de méthane surfacique 12 500 ppm dans les locaux sur site 50 000 ppm aux limites de la décharge |
| CA | Guide pour la gestion du gaz lors de construction adjacente à une décharge | 1999 | Alberta Environmental Protection | Contrôle de la concentration en méthane, seuil limite de 12 500 ppm dans les constructions sur site et dans l'air autour de la décharge Pas de réglementation sur la gestion du gaz de décharge |
| NZ | Guide pour la gestion des fermetures de décharges | 2001 | Ministry of Environment | Meilleures pratiques applicables aux décharges fermées pour limiter les risques |
| | Guide d'analyse des risques pour les petites décharges fermées | 2002 | | Méthode d'évaluation du niveau de risque pour décharge de moins de 15 000 m ³ |

Les guides néo-zélandais donnent une méthode d'évaluation des risques pour les petites décharges inférieures à 15 000 m³ en analysant l'intensité de chaque paramètre polluant (cf. annexe 2).

4. REGLEMENTATIONS, CRITÈRES ET PRÉCONISATIONS LIÉS À LA LA FAISABILITÉ TECHNIQUE DU CAPTAGE ET DU TRAITEMENT DU BIOGAZ

4.1 LIMITE DE LA TECHNIQUE DE TRAITEMENT STANDARD (TORCHÈRE)

Un autre élément important avant de déterminer les seuils, est de connaître les possibilités pratiques de traitement par la technique la plus couramment utilisée, type torchère à combustion interne (cette dernière offrant de bons rendements de destruction, en référence aux mesures effectuées sur différents types d'installation (cf. INERIS (2002)).

Dans l'article "Discussion of criteria for the after completion of landfill aftercare", la plage de débit, indépendamment de la surface du site, est donnée entre 50 et 70 m³/h de biogaz (à 50% CH₄ et 50% de CO₂) pour pouvoir être traité par une unité de combustion standard de qualité.

En effet les installations « standards » de très petites capacités (type torchère à combustion interne) ont généralement des débits maximum proches de 100 m³/h à 150 m³/h de biogaz à 50% de CH₄, soit avec une plage de réglage de débits comprise en 5 et 10 (cas standard étant plus proche de 5), un débit minimum nécessaire au fonctionnement de l'installation pouvant varier de 20 à 30 m³/h de biogaz à 50% de CH₄ en fonction de la technologie de brûlage.

Malgré cette plage de réglage initialement donnée pour un fonctionnement continu et stable de l'unité, il est souhaitable d'un point vue pratique que le débit et la teneur en méthane du biogaz capté fassent correspondre une énergie suffisante, d'où les valeurs de débits précédemment énoncées de 50 et 70 m³/h de biogaz à 50 % de CH₄).



Figure 4 : Torchère à combustion interne

Il faut noter que certains fabricants spécialisés offrent des gammes de produits plus larges dans leur catalogue, avec des installations de traitement de biogaz de 40 m³/h (débit minimum supposé pour le fonctionnement de 8 m³/h à 50% de CH₄).

L'énergie fournie par le biogaz lui-même est le critère de base pour le fonctionnement de l'unité de traitement par combustion, ainsi si le biogaz est moins riche du fait d'une moins bonne qualité en méthane (< 50 % de CH₄), il faudra compenser avec la quantité (débit) pour fournir suffisamment de combustible (et inversement si le biogaz est trop riche).

Cependant la limite technique pour le fonctionnement correct d'une installation de combustion interne standard est donnée pour un biogaz avec une proportion minimum en CH₄ comprise entre 25 et 30 %.

La consultation des listes de références de quelques prestataires européens a permis d'évaluer à environ 20% le nombre de très petites installations (<= 150 m³/h de biogaz à 50% de CH₄, sur le volume général d'installations de petites capacités (inférieur <= à 250/300 m³/h de biogaz à 50% de CH₄).

On notera un cas en Suisse où l'exploitant d'une décharge a dû changer la capacité de son unité de traitement pour arriver à une torchère de 20 à 100 m³/h de biogaz à 50% de CH₄, sachant qu'en dessous du seuil de cette installation, rien ne lui sera exigé.

En France, on note des situations où les exploitants ont dû prendre l'initiative de mettre en place l'unité de pompage et de traitement de leur biogaz en anticipant la date imposée par la réglementation, de manière à limiter les nuisances olfactives sur leur site (et ce, pour des débits de biogaz de l'ordre de 30 m³/h à 50% de CH₄, avec des teneurs en H₂S proches de 500 ppmv).

4.2 AUTRES TECHNIQUES DE TRAITEMENT

En dessous des teneurs en méthane nécessaires à une bonne combustion, précédemment évoquées, d'autres solutions techniques peuvent être proposées (appoint avec un autre combustible, oxydation sans flamme ; catalytique ou non catalytique, installation technique intégrant un ou plusieurs biofiltres..).

Les unités déjà mises en place pour le traitement de biogaz à faibles débits, correspondent par exemple à une gamme de débits de 10 à 12 m³/h à 50% de CH₄ (ou 20 m³/h à 30% de CH₄, 100 m³/h à 5% de CH₄).

Toutes ces techniques offrent des rendements de destruction qui permettent de se placer en dessous des seuils réglementaires de la TA-LUFT (juillet 2002), à l'exception du biofiltre, principalement utilisé pour la réduction des odeurs.

De plus, pour certains pays, elles n'ont pas toutes la même reconnaissance vis à vis de leur contribution à la réduction des gaz à effet de serre.

Tableau 21 : Comparatif sommaire des avantages et inconvénients des techniques sur différents critères

| Techniques Critères | Combustion avec appoint de gaz | Oxydation non catalytique | Oxydation catalytique | Technique avec biofiltre(s) |
|------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------------|
| Rendement | ++ | ++ | + | - (surtout odeurs) |
| Facilité d'utilisation | + | + | + | + |
| Coût d'investissement | - | -- | - | + |
| Coût d'exploitation | - (coût du gaz) | + | +(polluants?) | +(inhibiteurs?) |

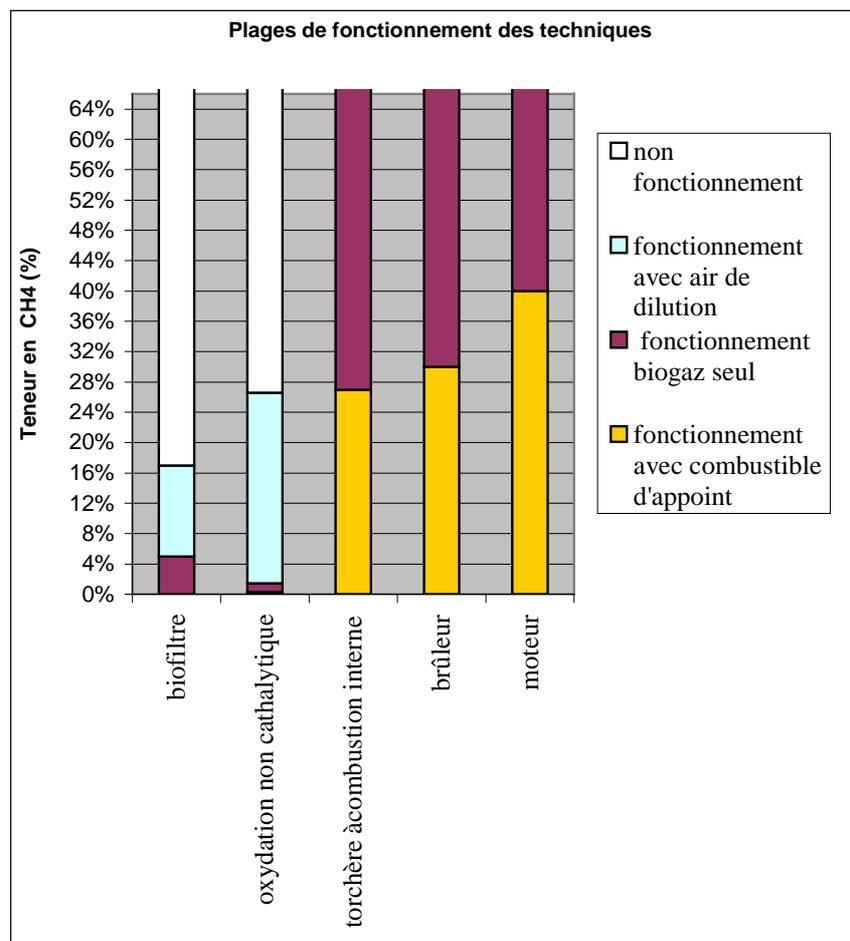


Figure 5 : Plages de fonctionnement des différentes techniques de traitement en fonction de la teneur en méthane dans les biogaz

Ces autres techniques pouvant fonctionner avec une présence en oxygène plus importante, il sera utile de voir en fonction des objectifs si il n'est pas plus intéressant d'effectuer un changement fondamental sur le procédé même de traitement des déchets (en milieu anaérobie) par l'introduction forcée d'air, dans le but d'accélérer la décomposition de la matière organique restante (formation d'un milieu aérobie ; phénomène pouvant apparaître naturellement après de longues périodes dans les sites) et par le fait, tendre plus rapidement vers une stabilisation potentielle des déchets.

On note un exemple dans l'article publié par le professeur Stegmann et Heerenklage en 2003, où une torchère (capacité minimum de 20 m³/h à 50% CH₄) a dû être remplacée par une installation sans flamme non catalytique durant la période post exploitation (capacité 800 m³/h à 0,6% de CH₄).

4.3 CALCUL DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ

Nous proposons d'apporter grâce au calcul théorique de production de biogaz, l'ordre de grandeur de débits de biogaz (à 50% CH₄) résiduels, attendus après la période de post exploitation de 30 ans.

Le modèle de la décharge type a été choisi de manière arbitraire suivant des caractéristiques qui semblent représentatives d'un certain nombre de petits sites rencontrés sur le territoire français et qui peuvent malgré leur taille restreinte générer des risques vis à vis de l'environnement :

- surface : un hectare ;
- hauteur : 10 mètres ;
- nombre d'années d'exploitation : 10 ;
- tonnage annuel : environ 10 000 t ;
- tonnage total : environ 100 000 t.

Le calcul est effectué à partir d'une formule d'ordre 1 présentée ci-dessous (cf Équation 5).

Cette formule est utilisée par l'IPCC et l'EPA dans le cadre de leurs travaux sur les émissions de gaz à effet de serre et reprise dernièrement pour l'établissement des feuilles de déclaration EPER.

Équation 5 : Evaluation de la production annuelle de biogaz

$$PCH_4 = \sum FE_0 * (\sum A_i * p_i * k_i * e^{-k_i * (t-x)}) \text{ en m}^3 \text{ de biogaz/t de déchets}$$

Avec FE₀ : potentiel de CH₄ émissible par une tonne de déchet correspondant à une dégradation totale de celui-ci,

FE₀ = 0,934 * C₀ * (0,014 * T + 0,28) en m³/t de déchets = 100 m³/t (potentiel méthanogène de déchets ménagers et assimilés) avec :

Co : carbone organique biodégradable = 153 kg/tonne de déchets ;

T : température lors de la dégradation, T= 30°C ;

A_i : facteur de normalisation assurant que la somme des valeurs discrètes sur chaque année équivaut au potentiel de CH₄ émissible par un déchet pour une dégradation complète, A_i = (1 - e^{-k_i})/k_i ;

p_i : fraction des déchets ayant une constante de dégradation k_i ;

k_i : constante de dégradation ;

X : année de mise en décharge du déchet

Trois constantes de dégradation peuvent être retenues selon la biodégradabilité des déchets:

- $k_1 = 0,5$ pour 15% des déchets (fraction facilement biodégradable) ;
- $k_2 = 0,10$ pour 55% des déchets (fraction moyennement biodégradable) ;
- $k_3 = 0,04$ pour 30% des déchets (fraction faiblement biodégradable).

Les valeurs obtenues 30 ans après la fin d'exploitation sont respectivement $11,1 \text{ m}^3/\text{h}$ (pour une période d'exploitation sur 10 ans) et $8,6 \text{ m}^3/\text{h}$ (pour une période l'exploitation sur 20 ans), soit une valeur moyenne de débit produit résiduel d'environ $10 \text{ m}^3/\text{h}$.

Les valeurs de flux surfaciques déduits de l'Équation 5 correspondant aux différents débits de biogaz rencontrés pendant l'évolution de la production sont :

- $140 \text{ m}^3 \text{ biogaz} / \text{h}$ (~ 1 an après fin d'exploitation) $\Rightarrow 7 \text{ litres } \text{CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
- $50 \text{ m}^3 \text{ biogaz} / \text{h}$ (~ 10 ans après fin d'exploitation) $\Rightarrow 2,5 \text{ litres } \text{CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
- $20 \text{ m}^3 \text{ biogaz} / \text{h}$ (~ 20 ans après fin d'exploitation) $\Rightarrow 1 \text{ litre } \text{CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
- $10 \text{ m}^3 \text{ biogaz} / \text{h}$ (~ 30 ans après fin d'exploitation) $\Rightarrow 0,5 \text{ litre } \text{CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

L'oxydation dans la couverture peut réduire ces émissions. Si l'on applique une réduction des émissions de 10%, les émissions de méthane 1 an et 30 ans après la fin de l'exploitation sont respectivement de l'ordre de $100 \text{ ml}/\text{min}/\text{m}^2$ et $7,5 \text{ ml}/\text{min}/\text{m}^2$, soit typiquement des valeurs de flux surfaciques rencontrées sur des couvertures temporaires perméables et peu perméables.

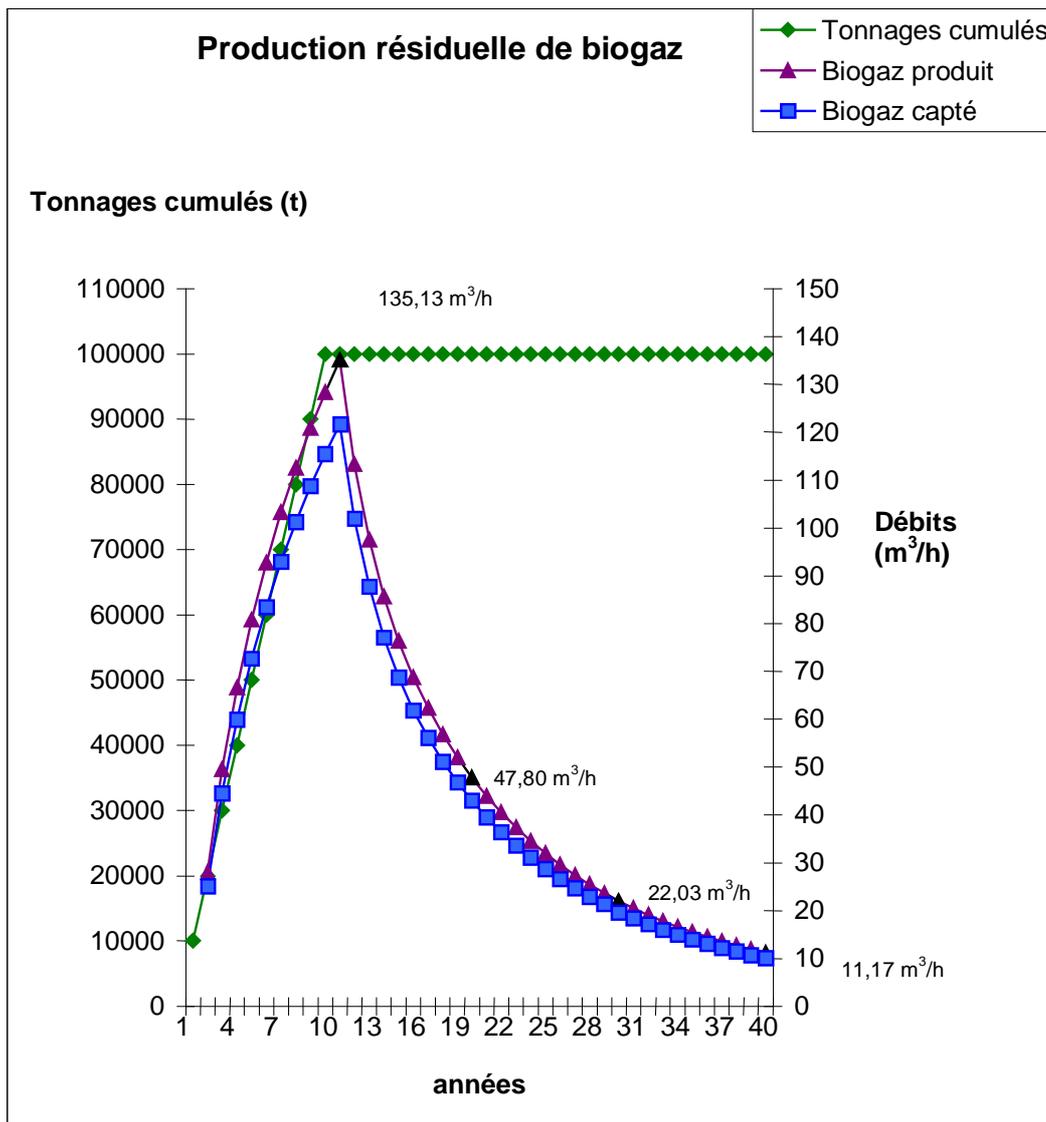


Figure 6 : Courbe de production de biogaz pour une exploitation sur 10 ans

4.4 CRITÈRES LIÉS À LA RÉDUCTION DES RISQUES ET DES NUISANCES

L'oxydation du méthane et des composés organiques volatils non méthaniques a été explorée comme moyen de réduction des émissions. Les ordres de grandeur des capacités d'oxydation du méthane dans les couvertures de sol sont d'environ 0,1 à 10 g/m²/heure soit comprises entre 2,5 et 250 ml/m²/min. La gamme du potentiel d'oxydation du méthane en couverture recouvre ainsi 85% de la gamme des mesures de flux surfaciques réalisées par l'INERIS sur plusieurs sites de décharges par la méthode de la chambre à flux. Les potentiels d'oxydation les plus élevés sont néanmoins liés aux sols riches en matière organique et bénéficiant d'une humidité optimale.

Du fait des variations saisonnières de l'oxydation du méthane en couverture, qui sont spécifiques à chaque climat, il est relativement délicat de fournir une gamme de variation de l'oxydation effective. Dans le cadre d'une évaluation réglementaire le taux d'oxydation de référence de 10% est le plus souvent choisi. Ce taux représente également la valeur par défaut choisie par un collège d'experts internationaux dans le cadre des négociations sur les changements climatiques (Intergovernmental Panel on Climate Change : IPCC).

L'oxydation reste également fortement dépendante de l'état d'avancement de la mise en place d'une couverture définitive. Dans le cas de GasSim, une distribution probabiliste des potentiels d'oxydation entre 10% et 40% est proposée dans les cas où la couverture multicouche comprend un niveau de terre végétale de plus de 30 cm d'épaisseur ou une épaisseur totale de sol de plus de 1 m dans le cas de la présence d'une couverture de type monocouche.

Contrairement aux cas des centres de stockage en exploitation, ou les couvertures temporaires ou provisoires ne permettent pas une utilisation optimale du potentiel d'oxydation, les couvertures définitives des décharges en post exploitation permettent d'espérer une réduction importante des flux par la voie de l'oxydation.

Cette oxydation ne concerne pas seulement le méthane mais également les composés aliphatiques, aromatiques et dans un moindre degré les composés chlorés. Dans le cas de ces derniers les taux de dégradation les plus élevés sont observés pour les composés à faible ratio chlore/carbone (Scheutz C.& al, 2003).

Les scénarios de transformation et de réaménagement de la décharge les plus fréquents sont représentés par des « zones vertes » pouvant éventuellement se transformer en zone de loisir (parc de promenade, zone d'activité (golf, parcours sportif)). Dans le cadre d'une évaluation moins majorante de l'exposition des personnes aux émissions de COVNM il serait ainsi nécessaire de tenir compte d'un abattement moyen de l'ordre de 20% des émissions résiduelles du fait de la concordance des périodes de fréquentation des parcs avec la saisonnalité et les variations de la température.

5. EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES (ERS) LIÉS À UN SCÉNARIO DE RÉAMÉNAGEMENT DE REFERENCE

5.1 PRÉAMBULE

Les centres de stockage fermés depuis une durée d'environ plus de dix ans sont relativement fréquents. Ces sites peuvent générer des risques sanitaires liés à l'exposition aux émissions gazeuses résiduelles. Ils font souvent l'objet de projet de réaménagement, en outre de la réhabilitation ayant consisté essentiellement à capter et traiter le biogaz et les lixiviats et recouvrir le site avec une couverture semi-perméable à peu perméable.

Du fait de l'arrêt de l'activité et de la banalisation progressive du site, il devient donc nécessaire de considérer le cas d'une exposition sur site de personnes pas nécessairement informées des risques liées aux activités envisagées, qui sont le plus souvent des activités de loisirs.

Les principaux guides existants traitant des risques liés aux installations de stockage (InvS, ASTEE) ne traitent pas spécifiquement de ce cas particulier relativement fréquent, car seule l'exposition en limite de site est considérée pendant la période de post-exploitation en utilisant des outils de dispersion gaussiens.

Du fait de la banalisation du site et de l'activité de loisir considérée, deux niveaux de risques seront considérés :

- Un niveau de risque communément acceptable de $1 \cdot 10^{-6}$;
- Un niveau de seuil d'intervention de $1 \cdot 10^{-5}$.

5.2 DÉFINITION D'UN SCÉNARIO

5.2.1 RÉAMÉNAGEMENT DU SITE DE STOCKAGE ET CHOIX DU TYPE DE SCÉNARIO

L'objet est de définir un scénario d'exposition aux émissions gazeuses des sites de stockage de classe II fermés, à partir d'un plan schématique de réaménagement le plus probable. La phase d'exposition retenue est la phase de transition correspondant au suivi du site (30 ans après l'arrêt de l'exploitation). Cette phase comporte en effet une diminution importante de la production de méthane, qui atteint assez rapidement un niveau relativement faible (choisi ici égal à $50 \text{ m}^3/\text{h}$ de biogaz à 50% de méthane pour le scénario considéré et 10 ans après la fin de l'exploitation).

En fonction du confinement du site de stockage, la récupération d'une partie de cette production de biogaz est possible. Du fait du vieillissement des installations (colmatage, voire écrasement des drains), la récupération du biogaz devient plus délicate alors que la production diminue avec le temps. Il est donc nécessaire d'envisager le cas d'un réaménagement de la décharge comportant lors de la phase de suivi une période pendant laquelle les installations de drainage ne seront plus fonctionnelles. La fonction principale de confinement assurée à plus long terme est celle dédiée à la couverture de matériaux argileux d'une épaisseur

minimale fixée ici à un mètre. Celle-ci fournira également une fonction complémentaire d'atténuation naturelle des débits résiduels de biogaz émis vers la surface.

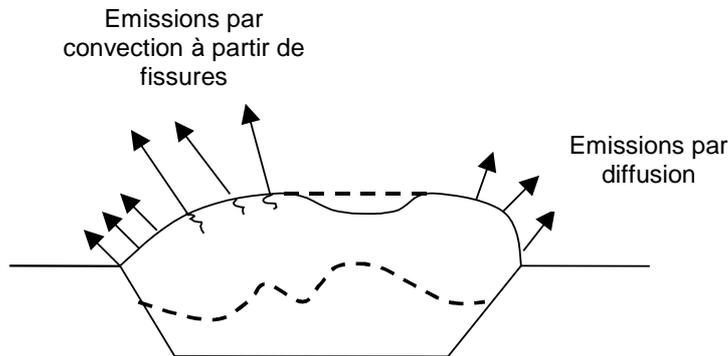


Figure 7 : Dégazage du biogaz sur un site réaménagé depuis 10 ans, présentant des tassements et zone humide centrale

L'objet est d'évaluer les risques sanitaires en fonction des aménagements les plus fréquemment rencontrés sur les sites actuels, à savoir un réaménagement de type loisirs « zone verte ».

Hypothèses

On suppose dans le cas du scénario étudié que le site réaménagé dispose d'une couverture d'une épaisseur minimale de 1 m de matériaux silteux à argileux. La nature plus ou moins perméable du matériau de couverture est le plus souvent dictée de par la nécessité de protéger la ressource en eau.

Dans le cas de matériau peu perméable, la mise en place de puits passifs de diffusion contrôlée du biogaz peut être envisagée malgré leur faible rayon d'action et leur efficacité limitée. Une couverture oxydante perméable peut également être envisagée pour les sites ne menaçant pas de par leur production de lixiviat la ressource en eau.

De manière à considérer un scénario majorant applicable à tous les sites fermés sans distinction de la qualité de la couverture, le débit total des rejets gazeux a été considéré sans prise en compte de l'atténuation lors de la traversée éventuelle de la couverture, ce qui correspond strictement au cas de sites équipés d'un nombre de puits passifs suffisant pour contrôler l'ensemble du flux de biogaz émis.

L'exposé suivant va traiter successivement :

- de l'évaluation d'un flux total de biogaz correspondant au flux estimé par un modèle de dégradation d'ordre 1 à trois fractions (modèle EPER ADEME) et un scénario reconstituant un historique des tonnages déposés,
- de l'évaluation des flux surfaciques de biogaz liés à des hypothèses prises concernant la conformation du massif de déchets et au flux total précédemment calculé.

5.2.2 PRÉSENTATION DU SCÉNARIO

La détermination du flux surfacique de biogaz engendré par les déchets déposés nécessite de considérer une approche raisonnablement sécuritaire : l'ensemble du flux de biogaz sera attribué à une migration verticale du biogaz vers la face supérieure plane du dépôt (cf Figure 8) : la migration latérale n'est pas concernée ici.

La migration latérale ne concerne en effet que les sites ne disposant pas d'étanchéité latérale. Cette migration engendre un risque accidentel d'explosion, essentiellement lors de la phase de développement de la pression du biogaz confiné sous la couverture de la décharge. La migration latérale va alors soustraire un débit de biogaz au flux vertical et donc conforter l'approche sécuritaire vis-à-vis de l'exposition chronique sur le site même de la décharge.

Le flux surfacique vertical majoré sera dépendant, entre autre, de l'épaisseur des déchets présents et de leur âge. Le choix d'un stockage « type » a été réalisé en concertation avec l'ADEME et le MEDD. Le flux pris comme référence est celui produit par un site constitué d'un casier de 10 000 m² (1 ha) disposant d'un stockage de déchets mis en place selon une cadence annuelle de 10 000 tonnes/an, soit un stockage total de 100 000 tonnes après 10 ans. La surface non étanchée minimale de ce stockage est celle correspondante à la face supérieure du cas d'une décharge en comblement, soit ici choisie égale à 10 000 m². Ce cas « type » de stockage est représentatif d'une carrière d'argile remblayée par des déchets (cf. Figure 8).

Les flux de biogaz sont supposés être répartis uniformément sur la surface développée de l'ancienne zone de stockage. Cette hypothèse n'est pas pénalisante du fait du parcours de type aléatoire considéré pour les personnes exposées aux émissions gazeuses sur le site. Elle suppose que les points singuliers au niveau de la fréquence temporelle d'exposition (présence de bancs, chemin du parcours) soient situés dans des zones protégées ou du moins non spécifiquement plus perméable. Une surépaisseur de matériaux argileux au niveau du tracé du parcours et des zones de repos doit être étudiée de manière à éviter toute propagation de fissures entre la zone des déchets et la surface, afin de réduire fortement le transport convectif, fortement hétérogène par nature.

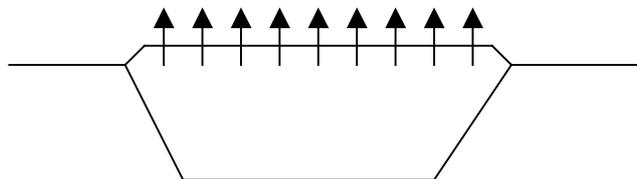


Figure 8 : Stockage en remblai et surface unique concentrant les flux considérés (face supérieure) selon une approche majorante.

Le stade représentatif choisi est celui correspondant à la période comprise entre 10 ans et 30 ans après l'arrêt de l'exploitation (cf. Figure 11). Le débit total de biogaz à 50% de méthane sera alors de 50 m³/h à T_{arrêt+10 ans}. Le débit de méthane surfacique sera donc proche de 25 m³/ha/heure, soit d'environ 42 ml/m²/min. Ce flux est représentatif d'une activité résiduelle notable de biogaz. Il faut noter que ce flux est bien inférieur aux flux présentés dans le

document Miljöprojekt n°48 2001, flux considérés comme pouvant engendrer des risques liés à la migration du biogaz.

5.3 CHOIX DES SUBSTANCES

Les risques sanitaires sont liés aux substances présentes à l'état de traces dans le biogaz du fait du scénario choisi.

Dans le cadre de l'approche d'évaluation des risques sanitaires, le choix des substances supposées être des traceurs du risque est relativement délicat, l'analyse complète des biogaz faisant le plus souvent défaut. Or, en fonction des conditions de stockage, des déchets de nature identique sont susceptibles de suivre des processus de biodégradation différents qui produiront des composés en trace différents. La nature des déchets réceptionnés suivant les sites étant de plus relativement différente, une très grande variabilité de composition et de teneur d'éléments en trace est susceptible d'être rencontrée.

Les données concernant les substances sont donc à rechercher parmi les études et données disponibles. L'agence pour l'environnement anglaise (UK EPA) a édité de nombreuses publications compilant les données de mesure de composition du biogaz de sites de stockage anglais. La pratique du co-disposal (mélange des déchets ménagers aux autres déchets) ne permet néanmoins pas toujours d'utiliser directement les valeurs fournies pour ce qui concerne les solvants. Les synthèses les plus complètes sont constituées par les documents émis par l'InVS, l'INERIS et l'ASTEE. Il faut noter que l'on dispose de très peu de données françaises et que la variabilité des teneurs est peu renseignée. L'étude réalisée par l'ASTEE propose d'intégrer 3 polluants (benzène, 1,2 dichloroéthane et H₂S) ainsi que tout autre polluant dont la présence est justifiée. Du fait de la toxicité des aldéhydes et du chlorure de vinyle, ces composés ont été ajoutés pour la présente étude à cette liste. Ces composés sont de plus présents en quantités mesurables.

Le méthane est conservé dans les premiers calculs à titre d'indicateur du facteur de dilution, car sa teneur dans le biogaz est relativement stable en phase de méthanogénèse stabilisée (60% - 50%). Il permet donc de fournir des points de comparaison entre différents sites dans le cas où l'analyse des composants dans l'air comprendrait le méthane

5.4 CHOIX DES CONCENTRATION DES SUBSTANCES RETENUES DANS LE BIOGAZ

Les données de concentration médianes ou moyennes dans le biogaz de substances organiques des sites français en mg/m³, sont relativement rares (cf. Tableau 22).

Tableau 22 : Concentrations rencontrées dans le biogaz sur des sites français (en mg/m³) pour certains composés sélectionnés

| Composé | ASTEE*, 2004 |
|-----------------------------|--------------|
| Nombre de sites investigués | 2 |
| Benzène | 1,08 |
| 1,2 dichloréthane | 0,05 |
| Chlorure de vinyle | 2,02 |
| Hydrogène sulfuré | 99,97 |
| Formaldéhyde | - |
| Acétaldéhyde | - |

*ASTEE d'après données RSD (HOURS M. & al., 2000) compilées, valeurs moyennes de deux sites

Ces valeurs étant trop peu représentatives (2 sites investigués), il est nécessaire de considérer les études bibliographiques recensant les données internationales, tout en considérant avec une certaine réserve les composés liés aux déchets industriels spéciaux.

Dans ce but les données disponibles ont été récapitulées dans le

Tableau 23 de la page suivante. Elles proviennent essentiellement du rapport de l'INERIS de 2002 (POULLEAU J., 2002) et de références des bureaux d'étude Golder Associates et Komex qui ont rédigé pour le compte de l'UK EPA une revue des données anglaises disponibles. L'étude de Komex (HILLIER J & al, 2004) est la plus récente.

Tableau 23 : Concentrations relevées dans la littérature concernant les substances retenues (en mg/m³)(x) : références de l'étude INERIS (2002))

| Substances | Intervalle de valeur (6) | Intervalle de valeur 2 sites allemands (12) | Valeur typique (16) | Valeur max. de C° de 46 sites (11) | Valeur d'un CET (10) | Valeur max. d'une sélection de sites US (13) | CET Montech (9) | Valeur max. de 43 CET finlandais (15) | Valeur médiane par Gold. Associates pour GasSim ¹ (07/2003) | Valeur médiane par Gold. Associates pour GasSim ² (09/2004) | Valeur médiane par Komex pour GasSim ³ (09/2004) |
|--------------------|--------------------------|---|---------------------|------------------------------------|----------------------|--|-----------------|---------------------------------------|--|--|---|
| Benzène | 0,03 - 114 | 1,9 – 2,9 | 23 | 52,2 | - | 23 | 7,5 | 11 | 6,6 | 0,1 | 15 |
| 1,2 dichloréthane | 0,1 - 8 | | | 30,1 | 2 | | 6,98 | 1,6 | | | |
| Chlorure de vinyle | 0,1 - 264 | | | 48,1 | 56 | | | | 8,12 | | |
| Hydrogène sulfuré | 2,8 – 19,8 | | | | | | 0,992 | | 1,3 | 2,4 | 53 |
| Formaldéhyde | | | | | | | | | 1,6 | 0,2 – 52 ⁴ | 0,068 |
| Acétaldéhyde | | | | | | | | | 0,25 - 18 | 0,2 ⁴ | 0,075 – 2,546 |

1 : Version d'évaluation 1.02 : la version actualisée est 1.5 : Les valeurs proposées ont été partiellement modifiées à deux reprises depuis.

2 : Fichier de données provenant de la mise à jour du 28 juillet 2004 (<http://www.gassim.co.uk/>)

3 : Ces mesures concernent 6 sites anglais choisis (par leur caractère représentatif).

4 : Les distributions proposées pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont relativement similaires.

La principale difficulté consiste à fournir une estimation d'une valeur raisonnablement majorante de la concentration des composants présents en trace. Par comparaison l'approche anglaise a consisté à fournir des distributions de probabilités basées sur 2 valeurs (minimum – maximum, distribution log-uniforme) ou 3 valeurs (minimum, médiane (valeur la plus probable), maximum, distribution log-triangulaire). Il s'avère que cette approche demeure toujours aussi fortement dépendante des valeurs choisies et que de nouvelles valeurs sont régulièrement proposées pour tenir compte des progrès analytiques et des nouvelles mesures réalisées sur site.

Du fait des intervalles de valeur pouvant dépasser trois ordres de grandeur, la démarche suivante a été appliquée :

- prise en compte des valeurs médianes et moyennes pour estimer une valeur centrale (valeur médiane probable A);
- comparaison avec les valeurs maximales observées (C) et attribution d'un « coefficient de sécurité » dans le but de proposer une valeur médiane majorante B;
- évaluation d'un « coefficient d'incertitude » par comparaison de cette valeur médiane majorante B à la valeur maximale C (cf. Figure 9).

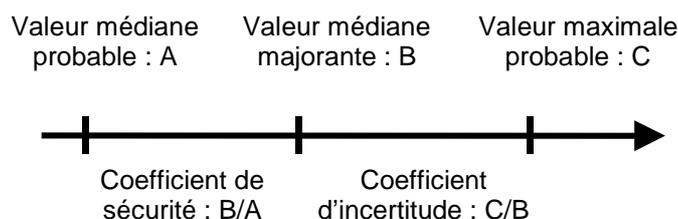


Figure 9 : Evaluation d'une valeur médiane majorante B

Tableau 24 : Valeurs proposées de concentrations moyennes ou médianes majorantes (mention des coefficients de sécurité et d'incertitude)

| Composé | Valeurs proposées en (mg/m ³) | Coefficient de sécurité estimé par rapport aux valeurs médianes probables | Coefficient d'incertitude estimé par rapport à la valeur maximale |
|--------------------|---|---|---|
| Benzène | 15 | 2 | 3 |
| 1,2 dichloroéthane | 15 | 2 | 2 |
| Chlorure de vinyle | 20 | 5 | 5 |
| Formaldéhyde | 1,6 | 5 | 5 |
| Acétaldéhyde | 18 | 5 | 5 |
| Hydrogène sulfuré | 100 | 5 | 5 |

Le coefficient de sécurité a été appliqué à la valeur moyenne trouvée de manière à obtenir une concentration moyenne majorante

Discussion du choix des valeurs

Benzène

Des valeurs moyennes ou médianes de l'ordre de 0,1 à 20 mg/m³ sont rencontrées ainsi que des valeurs maximales d'environ 50 - 100 mg/m³. Les données sont relativement nombreuses et permettent de considérer une valeur de 15 mg/m³ comme relativement majorante, mais ceci avec un facteur de sécurité faible de l'ordre de 2 et un facteur d'incertitude élevée (facteur d'incertitude de 3 par rapport à un maximum probable d'environ 50 mg/m³).

1,2 dichlororoéthane

L'étendue des valeurs de concentration est plus faible : les valeurs s'échelonnaient entre 0,05 et 30 mg/m³. Une valeur de 15 mg/m³ est choisie avec un facteur de sécurité de l'ordre de 2 et un facteur d'incertitude de 2.

Chlorure de vinyle

Les valeurs mesurées sont fortement variables et l'on ne dispose que d'un jeu de données relativement faible. Le choix d'un facteur de sécurité important a été considéré (5), soit une valeur moyenne majorée de l'ordre de 20 mg/m³ pour contrebalancer la forte incertitude (facteur de l'ordre de 5).

Formaldéhyde

Le jeu de données est très faible. Par défaut, la valeur maximale rencontrée a été choisie, soit 1,6 mg/m³.

Acétaldéhyde

Le jeu de données est également très faible, ce qui a incité à choisir la valeur de 18 mg/m³.

Hydrogène sulfuré

La valeur retenue correspond à une valeur moyenne élevée du fait de prise en compte de site à forte teneur en H₂S. La teneur en H₂S diminuant également avec l'activité de la décharge, l'adoption de cette valeur constitue donc une approche fortement sécuritaire discutée plus loin. Le facteur de sécurité est de l'ordre de 5, le facteur d'incertitude étant également de l'ordre de 5.

5.5 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) ont été recensées pour une exposition chronique par inhalation, la seule retenue ici comme pertinente, d'après une interrogation (<http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm>) des fiches INERIS ainsi que des banques (<http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html>) de données IRIS et ATSDR en vue de la réactualisation des données.

Tableau 25 : VTR retenues pour les effets à seuils pour la voie inhalation et pour une exposition chronique

| Substance | VTR en mg/m ³ | Source |
|--------------------|--------------------------|---------------------|
| Chlorure de vinyle | 0,1 | US EPA (2000) |
| 1,2 dichloroéthane | 3 | ATSDR (2001) |
| Benzène | 3 10 ⁻² | US EPA (IRIS, 2003) |
| Formaldéhyde | 1 10 ⁻² | ATSDR (1999) |
| Acétaldéhyde | 9 10 ⁻³ | US EPA (IRIS, 1991, |
| Hydrogène sulfuré | 2 10 ⁻³ | US EPA (IRIS, 2003) |

Tableau 26 : VTR retenues pour les effets sans seuil pour la voie inhalation

| Substance | VTR en (µg/m ³) ⁻¹ | Source |
|--------------------|---|--------------------|
| Chlorure de vinyle | 4,4 10 ^{-6*} | US EPA (2000) |
| Acétaldéhyde | 2,2 10 ⁻⁶ | US EPA (IRIS,1988) |
| Formaldéhyde | 1,3 10 ⁻⁵ | US EPA (IRIS,1988) |
| 1,2 dichloroéthane | 2,6 10 ⁻⁵ | US EPA (1991) |
| Benzène | 7,8 10 ⁻⁶ | US EPA (IRIS,1998) |

* : en tenant compte des conditions d'utilisation de VTR de l'US EPA décrite dans la monographie n°EPA/635 R-00/004 « Toxicological review of vinyl chloride » de mai 2000.

Les valeurs ont été retenues en considérant une approche sécuritaire et la seule voie d'exposition pertinente, à savoir l'inhalation.

5.6 EVALUATION DE L'EXPOSITION

L'exposition au polluant va être déterminée par la concentration dans l'air au niveau du site. Le flux des substances généré par le biogaz est déduit du modèle de production de biogaz ADEME EPER. Le flux de diffusion (loi de Fick) au travers de la couverture a été également évalué pour 5 substances afin de comparer celui-ci au flux total. Un modèle « boîte » classique est retenu pour la dilution dans l'air atmosphérique.

5.6.1 CALCUL DU FLUX DE DIFFUSION AU TRAVERS DE LA COUVERTURE

Le flux de diffusion à travers la couverture en condition stationnaire et en supposant une concentration atmosphérique nulle peut être obtenu en intégrant la loi de Fick sur une épaisseur de couverture L [m] de la couverture, la surface A [m²] de la décharge et la concentration C_a des composants du biogaz fournit le facteur Q_d, coefficient de flux diffusif volumique (d'après Équation 4, cf. 2.4.7) :

$$J = \varepsilon_a \cdot A \cdot D \cdot \frac{C_a}{L} = \frac{\varepsilon_a^{\frac{10}{3}} \cdot D_0 \cdot A}{\eta^2 \cdot L} C_a = Q_d C_a$$

Où :

- ε_a : Teneur volumétrique en air [$\text{m}^3 \text{ air} \cdot \text{m}^{-3} \text{ de sol}$] ;
- D_0 : Coefficient de diffusion dans l'air [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$] ;
- D : Coefficient de diffusion dans le sol [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$] ;
- J : Flux diffusif [$\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$] ;
- η : Porosité du milieu [-] ;
- C_a : Concentration des composants dans le biogaz [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$] ;
- Q_d : Coefficient de flux diffusif volumique [m^3/s].

Il est nécessaire de choisir des paramètres raisonnablement sécuritaires pour évaluer le flux diffusif. La porosité libre à l'air ou la teneur volumétrique en air ε_a ainsi que la porosité du milieu n sont en effet les paramètres les plus sensibles de la formule précédente, car élevés à la puissance 3,33 ou 2.

Aussi, le flux diffusif a été considéré dans des conditions optimales, soit une teneur en eau volumique réduite (condition de temps sec moyenne), correspondant à une saturation de 50% des pores par l'eau pour un sol de caractéristique silteuse à argileuse, généralement employé en couverture de centre de classe 2. Une porosité totale (η) de 45% est choisie comme représentative des limons à limons argileux.

Tableau 27 : Porosité de matériaux selon leur texture (d'après Banton O. & Bangoy L.M, 1997)

| Matériau | Porosité totale en % |
|----------------|----------------------|
| Sable fin | 30 – 40 |
| Sable limoneux | 35 – 45 |
| Limon | 35 – 45 |
| Limon argileux | 45 – 55 |
| Argile | 45 – 55 |

Tableau 28 : Coefficients de diffusion dans l'air libre et coefficient de flux diffusif volumique des substances sélectionnées

| Substance | Coefficient de diffusion dans l'air en cm^2/s^* | Q_d en $\text{m}^3/\text{s}^{***}$ |
|---------------------|---|--------------------------------------|
| Chlorure de vinyle | 0,11* à 25°C | $3,7 \cdot 10^{-3}$ |
| 1,2 dichloroéthane* | 0,10* | $3,4 \cdot 10^{-3}$ |
| Benzène* | 0,088* à 25°C | $3,0 \cdot 10^{-3}$ |
| Méthane | 0,15 à 20°C | $5,1 \cdot 10^{-3}$ |
| Hydrogène sulfuré** | 0,17** à 25°C | $5,8 \cdot 10^{-3}$ |

* : US EPA (1996), d'après fiche INERIS
 (<http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches.htm>)

** : D'après la formule de Fuller & al (1969)

*** : Pour une surface de 1 ha et une épaisseur de 1 m de couverture

Il pourrait être utile de ramener les coefficients de diffusion à 10°C pour plus de précision. Il serait également nécessaire de considérer que le mélange gazeux modifie sa composition lors du passage dans la couverture. Les substances retenues sont en effet initialement en trace dans le biogaz généralement constitué de 60% - 50% de méthane et 40% - 50% de dioxyde de carbone dans la partie inférieure de la couverture. Or du fait de la diffusion de l'air dans la partie supérieure de la couverture, les mélanges binaires se modifient ainsi que les coefficients de diffusion. On peut néanmoins considérer en première approche une diffusion des substances dans un air du sol de qualité proche de l'air atmosphérique, ce qui est le cas ici.

Il faut noter que l'on n'a pas considéré un équilibre triphasique pour tenir compte de l'adsorption des composés en trace sur le sol ainsi que de leur solubilisation dans le film liquide. Ces phénomènes sont de nature à réduire les concentrations dans la phase vapeur. Il faut noter que ces phénomènes physiques sont par nature transitoires et que dans le cas d'un réapprovisionnement suffisant de la couverture par le biogaz un équilibre sera atteint avec état stationnaire de flux non limité par la matrice solide de la couverture (Karimi, A & al, 1987). Le seul phénomène réduisant sensiblement les flux est la biodégradation des composés (atténuation naturelle, cf § 4.4) qui est alors à même de déplacer l'équilibre triphasique et de réduire les concentrations.

5.6.2 CALCUL DU FLUX TOTAL (DIFFUSIF ET CONVECTIF)

Le flux total est déduit du débit de biogaz produit par le site de stockage. Le débit de biogaz étant connu (cf Équation 5, § 4.3), celui-ci s'échappe du site de stockage par transfert diffusif ou après avoir atteint une pression suffisante pour permettre le transport convectif au travers de la couverture. Du fait des discontinuités de celle-ci, des fissures liées aux tassements et aux cycles de dessèchement et de saturation, des passages préférentiels se réalisent permettant le plus souvent la migration du biogaz sans mise en pression mesurable pour des déchets relativement anciens (plus de 10 - 15 ans). Dans le cas de déchets récents, et de la présence d'une couverture étanche, les pressions internes à la décharge peuvent atteindre des valeurs de l'ordre de 10 kPa. Ces

valeurs fortes sont le plus souvent transitoires et liées à l'accumulation d'eau puis de lixiviat et au déplacement de celui-ci au sein du corps de la décharge (ARAN C., 2001).

Le flux total (diffusif et convectif) sera donc choisi en considérant le flux fourni par la formule d'ordre 1 d'estimation de la production du biogaz ADEME EPER.

5.6.3 EVALUATION DE L'EXPOSITION

On considère le cas péjorant d'un scénario consistant à l'exposition pendant 20 ans d'une personne pratiquant une activité « de loisirs » sur un site dont l'exploitation a cessé depuis 10 ans. L'exposition professionnelle ainsi que le scénario d'habitation sur site sont exclus. La durée de 20 ans d'exposition est justifiée de par la diminution progressive des flux sur le site : elle sera discutée plus loin dans le texte.

Le facteur d'exposition à la concentration dans l'air a été déduit du scénario « récréationnel » de la version HESP 2.1a, scénario majorant la durée des activités de loisirs :

- « Eté (6 mois) » : 5j/semaine à 8h/jour ;
- « Hiver(6 mois)» : 4j/semaine à 2 h/jour.

Ce scénario a été choisi comme référence. Le scénario résidentiel avec une présence de 24H/24H et 365 j/an n'est pas retenu. Le taux de présence annuelle est de $0,5 (8/24)*5/7 + 0,5 (2/24)*4/7$ soit de 0,14.

Le taux de présence retenu est de 0,14 (-) d'où une concentration moyenne d'exposition égale à $0,14 * C_{calculée}$ pour les substances à effets à seuil.

Dans le cas des substances à effets sans seuil, l'exposition a été considérée également pendant une période de 20 ans, d'où une pondération complémentaire par le facteur 20/70 (70 ans correspondant à la vie entière), soit un facteur total de $0,14 * 0,28 = 0,04$. Le choix de la période de 20 ans est proposé du fait de la décroissance exponentielle des émissions : celles-ci sont réduites d'un facteur 5 pendant la période $T_{A+10 \text{ ans}}$ à $T_{A+30 \text{ ans}}$, T_A représentant la date d'arrêt de l'exploitation.

Du fait du parcours aléatoire de la personne sur le site, il a été considéré en première approche le modèle « boîte » de dispersion dans l'air extérieur d'un flux provenant du sol.

Les paramètres considérés sont présentés ci-dessous :

- largeur/longueur du site : 100 m ;
- hauteur de mélange considérée pour l'exposition par inhalation : 1,5 m (adulte, le cas de l'enfant est évalué par une surexposition d'un facteur 1,5) ;
- flux d'air extérieur au site considéré pour le mélange : $150 \text{ m}^3/\text{s}$ (On considère un vent faible de 1 m/s et une hauteur de mélange de 1,5 m entre le flux d'air extérieur et le flux de biogaz provenant de la surface du site) ;

- flux de biogaz (considéré à 50% de méthane) sur l'ensemble de la surface de la zone de stockage (1 ha) :
 - 50 m³/h à 10 ans après l'arrêt de l'exploitation, soit 1,4 10⁻² m³/s ;
 - 10 m³/h à 30 ans après l'arrêt de l'exploitation, soit 2,8 10⁻³ m³/s.

La concentration de bruit de fond dans l'air extérieur ne peut être connue *a priori* pour les polluants considérés. Elle est de plus variable dans l'année du fait des apports multiples sommés au niveau local (pour les polluants réactifs (H₂S et chlorure de vinyle)), voire régional pour les polluants les moins réactifs. Les calculs d'exposition considéreront donc un « excédent » de risque lié à la présence sur site.

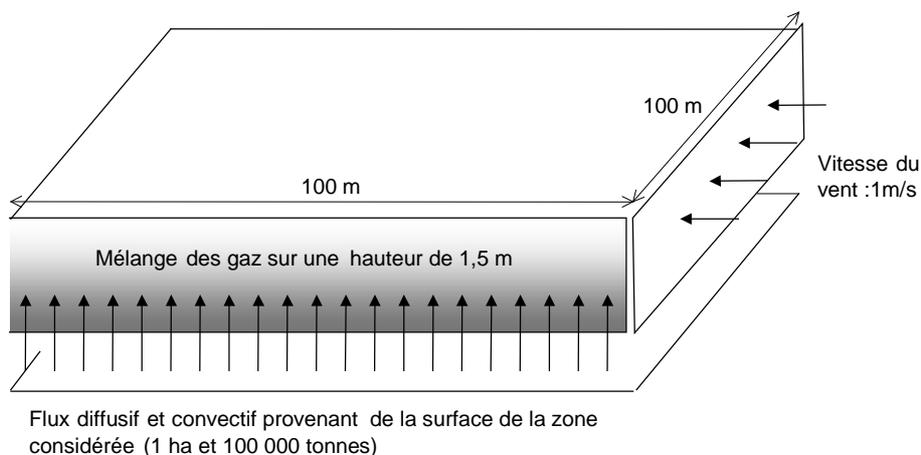


Figure 10 : Modèle « boîte » appliqué à la face supérieure du site

La dilution de la totalité du biogaz produit peut être estimée en considérant le débit total de biogaz divisé par le débit d'air entrant dans la boîte (150 m³/s). Le facteur de dilution applicable au flux total de biogaz est proche de 1 10⁴, 10 ans après l'arrêt de l'exploitation.

Dans le cas du transport par diffusion au sein de la couverture, le coefficient de flux diffusif volumique exprimé en m³/s est compris entre 3 10⁻³ et 6 10⁻³ m³/s suivant les composés étudiés, soit de l'ordre de 5 à 40% du flux total de biogaz produit à T_A +10 ans. Ce coefficient de flux diffusif volumique correspondrait au flux total calculé après un arrêt de l'exploitation de 20 à 30 ans, selon le composé considéré.

Du fait de la dégradation des composés en trace au sein du réacteur que constitue la décharge, la décroissance des flux émis est en fait plus rapide. Peu de cinétiques de dégradation sont disponibles et l'emploi de celles-ci peut s'avérer délicat du fait de la variabilité des conditions de dépôt. L'approche considérée est donc fortement majorante car elle considère une teneur en composés organiques volatiles du biogaz constante au cours du temps.

Tableau 29 : Estimation des concentrations dans l'air déduite du flux total et du flux diffusif

| Substance | Concentration dans l'air déduite du flux diffusif dans la couverture En $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Concentration dans l'air déduite du flux total de biogaz à $T_{A+10 \text{ ans}}$ En $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Concentration dans l'air déduite du flux total de biogaz à $T_{A+30 \text{ ans}}$ En $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|--------------------|---|--|--|
| Chlorure de vinyle | 0,50 | 1,9 | 0,37 |
| 1,2 dichloroéthane | 0,34 | 1,4 | 0,27 |
| Benzène | 0,30 | 1,4 | 0,27 |
| Méthane | 11 400 | 30 800 | 6 200 |
| Hydrogène sulfuré | 3,9 | 9,3 | 1,8 |

Les valeurs déduites dans l'air de mélange au dessus de la décharge sont élevées du fait des hypothèses majorantes retenues (concentration initiale élevée et absence de prise en compte de la diminution des teneurs dans le temps). Sans prise en compte de cette atténuation naturelle, les valeurs concernant l'hydrogène sulfuré dépassent ainsi le seuil olfactif généralement retenu (valeur de 6,6 ppbv pour un seuil olfactif de 5 ppbv) à $T_{A + 10 \text{ ans}}$. Or il est relativement rare que l'on puisse ressentir une odeur d'hydrogène sulfuré dans l'air sur un site réaménagé depuis 10 ans.

Il faut également remarquer que les ordres de grandeur sont respectés : des valeurs de quelques dizaines de ppmv de méthane sont couramment rencontrées dans l'air ambiant sur les sites de stockage comportant des zones réhabilitées. Le méthane, utilisé ici en tant que traceur non réactif (sans oxydation dans la couverture), atteint 47 ppmv dans l'air de mélange considéré à $T_{A + 10 \text{ ans}}$. Cette vérification permet d'assurer une représentativité de l'ordre de grandeur de l'estimation présentée ici (il faut noter que le bruit de fond en méthane dans l'air est de l'ordre de 2 ppmv).

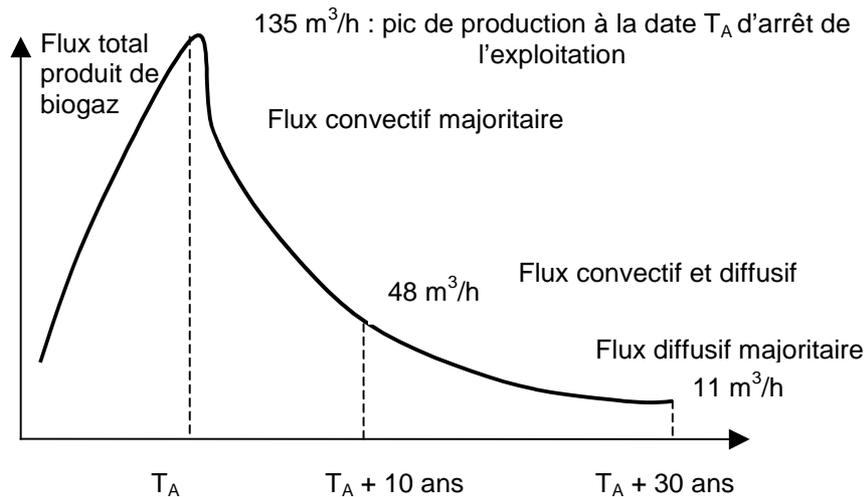


Figure 11 : Répartition des divers types de flux engendrés par le site considéré lors de la phase de décroissance du flux de biogaz après l'arrêt de l'exploitation

5.6.4 EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

5.6.4.1 INDICE DE RISQUE

Les niveaux de risque pour les effets à seuil sont présentés dans le Tableau 30.

Tableau 30 : VTR (µg/m³) et Indice de risque (effets avec seuil) pour la concentration d'exposition annualisée

| Nature du composé | VTR retenue (µg/m ³), | Concentration dans l'air déduite du flux total (µg/m ³) T _A +10 à T _A +30 | Indice de risque tenant compte de l'exposition et du flux à T _A +10 | Indice de risque tenant compte de l'exposition et du flux à T _A +30 |
|--------------------|-----------------------------------|---|--|--|
| Chlorure de vinyle | 100 | 1,9 – 0,37 | 0,0026 | 5,2 10 ⁻⁴ |
| 1,2 dichloroéthane | 3 000 | 1,4 – 0,28 | 6,5 10 ⁻⁵ | 1,3 10 ⁻⁵ |
| Benzène | 30 | 1,4 – 0,28 | 0,0065 | 0,0013 |
| Formaldéhyde | 10 | 0,15 – 0,03 | 0,0021 | 4,1 10 ⁻⁴ |
| Acétaldéhyde | 9 | 1,7 – 0,33 | 0,026 | 0,0052 |
| Hydrogène sulfuré | 2 | 9,3 – 1,9 | 0,65 | 0,13 |

On considère comme inacceptable un indice de risque supérieur à 1. L'approche majorante utilisée démontre que :

- dans le cas de l'hydrogène sulfuré, la combinaison d'une concentration initiale relativement forte dans le biogaz (100 mg/m³, coefficient de sécurité de 5) et d'une VTR faible induit une estimation d'un indice de risque de l'ordre de 1, 10 ans après l'arrêt de l'exploitation et sans prise en compte d'une atténuation des teneurs ;

- la présence d'acétaldéhyde est susceptible d'induire un complément de risque en cas de fortes teneurs en composés organiques volatiles (plus de 18 mg/m³ d'acétaldéhyde) ;
- les autres composés génèrent un indice de risque inférieur à 1% pour les concentrations retenues. Ils ne devraient donc pas générer de risque sanitaire pour les effets à seuil dans le cas du scénario choisi.

5.6.4.2 EXCÈS DE RISQUE INDIVIDUEL (ERI)

On considère comme inacceptable un ERI supérieur à $1 \cdot 10^{-5}$ mais du fait de l'ouverture progressive du site à un public très large un niveau de référence de l'ERI de $1 \cdot 10^{-6}$ a été choisi dans le but de conserver une approche majorante. L'estimation a été conduite en considérant les concentrations journalières d'exposition modifiées par la durée d'exposition choisie (20 ans) et la fréquence d'exposition, mais en considérant une exposition à une teneur constante égale à la teneur d'exposition calculée pour 10 ans après l'arrêt des stockages (première approche majorante).

Tableau 31 : Excès de risque individuel (ERI)

| Substances | VTR retenues en ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | Excès de risque individuel (ERI) Flux à T _A +10 |
|--------------------|--|---|
| Chlorure de vinyle | $4,4 \cdot 10^{-6*}$ | $1,5 \cdot 10^{-6*}$ |
| 1,2 dichloroéthane | $2,6 \cdot 10^{-5}$ | $1,5 \cdot 10^{-6}$ |
| Formaldéhyde | $1,3 \cdot 10^{-5}$ | $7,7 \cdot 10^{-8}$ |
| Acétaldéhyde | $2,2 \cdot 10^{-6}$ | $1,5 \cdot 10^{-7}$ |
| Benzène | $7.8 \cdot 10^{-6}$ | $4,3 \cdot 10^{-7}$ |

* : calcul réalisé pour une période d'exposition de la naissance à 20 ans la plus pénalisante, en raison de la toxicologie particulière du chlorure de vinyle pour les premières années de la vie

Les excès de risque individuels de 4 des 5 substances considérées sont de l'ordre de grandeur de $1 \cdot 10^{-6}$. La valeur la plus élevée ($1,5 \cdot 10^{-6}$) est présentée par les concentrations en 1,2 dichloroéthane et en chlorure de vinyle dont les facteurs de sécurité respectifs sont d'environ 2 et 5 par rapport à la médiane des teneurs rencontrées. A ce stade il paraît donc utile de vérifier la teneur en solvants chlorés des biogaz émis car le 1,2 dichloroéthane et le chlorure de vinyle présente les ERI les plus importants, qui dépasseraient significativement $1 \cdot 10^{-6}$ en considérant les coefficients d'incertitude liés aux teneurs. On dispose néanmoins d'un facteur complémentaire de sécurité d'environ 2,5 lié à la chute des débits de biogaz d'un facteur 5 entre T_A + 10 ans et T_A + 30 ans.

Le second groupe à considérer est celui constitué par le benzène et les aldéhydes : les coefficients d'incertitude de l'ordre de 3 (benzène) à 5 (aldéhyde) sont susceptibles de générer un ERI proche de $1 \cdot 10^{-6}$ sans considérer le facteur complémentaire de sécurité d'environ 2,5.

Conclusion

La concentration d'exposition corrigée diminuant d'un facteur 5 durant la période de 20 ans considérée, les ERI seront inférieurs à $1 \cdot 10^{-6}$ pour les concentrations choisies. Néanmoins, du fait des facteurs d'incertitude liés au manque de données sur les concentrations, un doute peut persister concernant le niveau de risque réel du fait de la non réalisation de contrôle de teneur dans le biogaz.

La valeur la plus élevée des indices de risque combinée à une exposition de type « enfant » (mélange de l'air sur une hauteur de 1 m au lieu de 1,5 m) amènerait à considérer un indice de risque de 2,25. Celui-ci est légèrement inférieur au facteur de sécurité (d'environ 2,5) lié à la diminution des débits de biogaz d'un facteur 5 sur 20 ans. La somme des ERI liés au 1,2 dichloroéthane et au chlorure de vinyle, qui représente la grande majorité de la somme des ERI des substances (ERI global aux 5 substances présentant des effets sans seuil), est de l'ordre de $1 \cdot 10^{-6}$ en considérant la diminution des concentrations d'un facteur 5 durant les 20 ans d'exposition.

5.7 EVALUATION DES INCERTITUDES

Le choix d'un modèle simplifié de dilution concernant l'ERS permet d'évaluer plus facilement de manière semi-quantitative les sources d'incertitudes liées au calcul des concentrations d'exposition.

Les différents paramètres sont :

- Q : débit total de biogaz fourni par les modèles d'ordre 1 [$L^3 \cdot T^{-1}$]
- C_{biogaz} : concentration de composés en trace dans le biogaz [$M \cdot L^{-3}$]
- C_{air} : concentration de composés en trace dans l'air [$M \cdot L^{-3}$]
- V : vitesse de l'air à considérer dans le modèle boîte [$L \cdot T^{-1}$]
- H : hauteur de mélange à considérer (prise fixe à 1,5 m) [L]
- F : fréquence d'exposition au mélange gazeux [-]

On s'intéresse à l'erreur commise en ayant sous estimé les différents paramètres lors du calcul de la concentration d'exposition C_{air} , qui est égale à $Q \cdot C_{\text{biogaz}} \cdot F / V \cdot H$. On considère dans ce cas plus particulièrement les bornes supérieures de l'estimation.

L'erreur relative sur le débit total de biogaz Q peut être estimée : elle atteint environ 50 % pour un site disposant d'un historique des tonnages détaillant la nature des produits déposés et atteint rarement 100%. Dans le cas de l'absence de données ou de données incomplètes, l'erreur relative peut atteindre un facteur 3.

L'erreur relative liée à la fréquence d'exposition proposée est bornée par les hypothèses utilisées, à savoir l'absence d'habitation sur site ou sous le vent direct du site. La fréquence annuelle maximale de présence est alors liée à la durée moyenne du jour soit 12H et 365 jours par an, soit un facteur de présence

maximal de 0,5 combinée à une activité de loisir. En considérant que cette dernière activité représente 50% de la durée moyenne du jour, on obtient une fréquence maximale de 0,25. L'erreur maximale est alors représentée par un facteur d'environ 2 pour ce qui concerne la borne maximale (par rapport au facteur de 0,14 calculé). Le site pouvant être occupé de manière très ponctuelle et limitée dans le temps, on ne peut définir de borne inférieure. Le scénario d'exposition étant fortement majorant par nature, nous ne considérons pas d'erreur probable de sous estimation de ce paramètre.

La concentration dans le biogaz ayant été évaluée selon une approche raisonnablement majorante, l'erreur probable de sous-estimation est faible. Néanmoins, un facteur d'incertitude persiste pour le cas de concentrations de l'ordre des concentrations maximales recensées dans la littérature.

Les erreurs estimées probables et maximales liées aux concentrations des composants non analysés sont récapitulées dans le Tableau 32.

Tableau 32 : Estimation de la borne supérieure sur la concentration probable et maximale, en considérant une approche raisonnablement majorante et une approche majorante maximaliste

| Paramètre | Borne supérieure probable | Borne supérieure maximaliste |
|---|---------------------------|---|
| Débit de biogaz Q | 1,5 Q | 3 Q |
| Fréquence majorante de présence sur site F | - | 2 F |
| Concentration « raisonnablement majorante » C_{biogaz} | - | 2 C_{biogaz} à 5 C_{biogaz} |
| Borne de la concentration dans l'air C | 1,5 C | 30 C |

La borne supérieure de l'estimation relative au calcul de la concentration dans l'air reste ainsi inférieure à 2, selon les hypothèses majorantes choisies.

Le cas « extrême » correspond à l'utilisation de paramètres correspondant aux valeurs maximales :

- une fréquence d'occupation du site annualisée de 25% ;
- l'utilisation du modèle de production de biogaz sous-estimant d'un facteur 3 le débit de biogaz réellement produit ;
- la présence d'une concentration égale à la concentration maximale relatée dans la littérature pour une substance présentant un coefficient d'incertitude de 5.

Dans ce cas, l'erreur maximale atteindrait un facteur d'environ 30. Les composés présentant :

- Un ERI supérieur à environ $3,3 \cdot 10^{-7}$ dans le cas du flux à $T_{A+10 \text{ ans}}$;
- Un IR supérieur à environ 0,033.

sont donc susceptibles de présenter un risque inacceptable (supérieur à 110^{-5}), ce qui est le cas de 5 des 6 composés étudiés.

En toute rigueur il serait nécessaire d'évaluer le facteur de dilution par le vent qui constitue une erreur complémentaire liée à l'appréciation d'une vitesse de vent majorante sur la période d'exposition considérée.

5.8 CONCLUSION : VALEUR GUIDES LIÉES À LA TOXICITÉ CHRONIQUE

La démarche d'étude des risques sanitaires présentée dans le cas du scénario « zone verte » a été conduite en considérant 6 composés présents à des concentrations raisonnablement majorantes en considérant la période comprise entre 10 ans et 30 ans après l'arrêt de l'exploitation. Celle-ci démontre l'absence de risques inacceptables (niveau de référence de $1 \cdot 10^{-5}$) pour les concentrations choisies comme « raisonnablement majorantes ». On atteint par ailleurs le niveau de risque communément acceptable de $1 \cdot 10^{-6}$.

Dans ce cas, seules les concentrations supérieures aux valeurs « seuils » choisies seraient susceptibles d'engendrer un risque inacceptable. Les cas les plus fréquents (pour les substances prises séparément, seuil substance par substance) seront constitués par les sites à fortes teneurs en :

- hydrogène sulfuré (concentration supérieure à 154 mg/m^3 , risque pour les effets à seuil à T_{a+10}) ;
- composés chlorés (concentration supérieure à environ 26 mg/m^3 pour le 1,2 dichloroéthane, 34 mg pour le chlorure de vinyle). Du fait de l'additivité des ERI, le total à ne pas dépasser serait de l'ordre de 26 mg/m^3 pour le total des composés chlorés selon une approche majorante, concernant les risques pour les effets sans seuil.

Le benzène et l'acétaldéhyde pourraient également présenter un niveau de risque pour les effets sans seuil proche de $1 \cdot 10^{-6}$ dans le cas de très fortes teneurs (supérieures respectivement à 87 mg/m^3 et à 300 mg/m^3).

Généralement, du fait de la diminution des débits d'un facteur 5 en 20 ans, le niveau de risque pour les substances du biogaz étudiées selon le scénario envisagé, sera très atténuée 30 ans après la fermeture des sites et ne devrait pas générer de risques inacceptables hors les cas de très fortes teneurs (teneurs en H_2S de l'ordre de 770 mg/m^3 essentiellement). Il est à noter que ces très fortes teneurs d'hydrogène sulfuré provoqueront une gêne olfactive très nette.

Les seuils seraient également à revoir dans le cas de mélange, en respectant les règles d'additivité de la méthode d'évaluation des risques.

5.9 VALEURS GUIDES LIÉES À L'ATTÉNUATION NATURELLE

L'atténuation naturelle des teneurs en composés en trace est présente à plusieurs niveaux du centre de stockage.

Le flux convectif de biogaz lié à la méthanogénèse va diminuer au fil du temps pour atteindre vers une période d'environ 20 ans après l'arrêt de l'exploitation le niveau du flux diffusif. Cette atténuation est observée sur tous les sites. Un « rebond » de la production de biogaz (facteur 2) reste néanmoins possible en cas de conditions d'humidité particulières.

La circulation de l'eau météorique puis des lixiviats va entraîner les composés en trace présents dans les déchets et le biogaz. Ce lessivage des déchets est observé en particulier sur les sites ne disposant pas d'une couverture limitant les infiltrations (perméabilité à saturation supérieure à $1 \cdot 10^{-8}$ m/s). La recirculation des lixiviats est susceptible d'éliminer plus rapidement la fraction biodégradable des contaminants en trace. Les conditions réductrices au sein du massif de déchets permettent de plus une dégradation des composés halogénés.

L'oxydation au sein de la couverture va également réduire les teneurs en éléments trace. La littérature récente commence à fournir de nombreuses preuves de cette atténuation, en particulier du fait des processus d'oxydation dans la partie supérieure aérobie de la couverture (Kjeldsen & al (2003), Bogner J. & al (2003), Scheutz C. & al (2003)). Cette oxydation est néanmoins fortement dépendante de facteurs extérieurs tels que la température et l'état d'humidité de la partie supérieure de la couverture. Des valeurs ont néanmoins été proposées (Stegmann & al, 2003) : $0,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{m}^2\text{h}$ et $1,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{m}^2\text{h}$.

En outre de la diminution des débits de biogaz, une diminution de la teneur en composés en trace est généralement observée statistiquement, en effet très peu d'études s'étant attachées à suivre l'évolution de la teneur en composés en trace du biogaz au cours de la vie d'un centre de stockage. Les demi-vies proposées pour les abattements de teneurs en composés à l'état de trace sont proches de celles des déchets. Ainsi dans le cas du choix de l'option de réduction de la teneur en composés en trace au cours du temps, le temps de demi-vie indicatif des COV émis présenté dans la documentation de GasSim et déduit d'un intervalle de confiance de 95% est compris entre 2,5 ans et 5,7 ans, la valeur moyenne étant de 4,1 ans.

Il s'avère qu'il serait donc nécessaire de considérer l'atténuation naturelle pour choisir un flux de biogaz acceptable en fin de vie d'un site. De ce fait la valeur de $10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ha}/\text{h}$ peut être proposée.

6. PROPOSITION D'UNE MÉTHODOLOGIE

6.1 OBJECTIF DE LA MÉTHODOLOGIE

La méthodologie proposée doit permettre la préconisation d'un captage actif pour les sites fermés selon plusieurs valeurs ou critères déduits de la réglementation et des pratiques européennes, de l'étude des risques d'un scénario générique et des meilleures technologies disponibles. Ces valeurs ou critères sont *a priori* une combinaison de différents seuils (débit horaire, débit surfacique, évolution de ces valeurs) et de critères concernant les aspects liés à la spécificité de chaque site. Des intervalles pour le choix des valeurs V1 (captage actif non préconisé) et V2 (captage actif préconisé) sont ainsi affinés par comparaison des sous-critères renseignés lors de l'étude.

6.2 CRITÈRES DE PRODUCTION TOTALE

Les sous-critères déterminés sont représentés par :

- La non faisabilité pratique du captage pour élimination en torchère pour des débits inférieurs à 20 m³/h de biogaz (à 50% de méthane) ;
- La faisabilité pratique du captage pour élimination en torchère pour des débits supérieur à 40 - 50 m³/h de biogaz (à 50% de méthane) pour des dimensionnements standards ;
- L'absence de risques sanitaires inacceptable pour les effets à seuils et sans seuils, pour le scénario et les substances considérées, pour une production de 50 m³/h de biogaz et pour le choix de concentrations moyennes majorantes, sans prise en compte de l'atténuation des teneurs ;
- La nécessité de critères quantitatifs et d'analyses complémentaires, permettant de limiter fortement les risques sanitaires pour des débits totaux inférieurs à 100 m³/h de biogaz (estimation théorique) ;
- L'absence de risques sanitaires pour les effets à seuils et sans seuils, pour le scénario et les substances considérées, pour une production de 10 m³/h de biogaz et pour le choix de concentrations quasi-maximales, sans prise en compte de l'atténuation des teneurs ;

On peut déduire de ces valeurs les critères V1 de 20 m³/h de biogaz et le critère V2 de 50 – 100 m³/h de biogaz, les sous-critères de risque convergeant vers des valeurs proches de celles de la faisabilité du captage avec les standards actuels. Les analyses apportent des éléments complémentaires d'appréciation dans le cas de teneurs en micropolluants du biogaz (COVNM) supérieures à la médiane : il est nécessaire d'intégrer ces sous-critères dans la plage comprise entre V1 et V2.

6.3 CRITÈRES DE PRODUCTION SURFACIQUE

Ces critères doivent intégrer les contraintes suivantes :

- L'atténuation naturelle du flux de méthane dans la couverture : l'abattement engendré peut atteindre les même ordres de grandeur que les faibles débits surfaciques (5 à 10 m³ CH₄/ha/h), engendrant ainsi une diminution très

sensible des flux surfaciques au-delà de 10 à 20 ans après l'arrêt de l'exploitation dans la couverture ;

- L'atténuation naturelle des COVNM : la concentration en COVNM dans le biogaz s'atténue selon une demi-vie proche de celles des déchets ;
- Le risque de propagation latérale significative pour les fortes densités locales de flux ($> 50 \text{ m}^3/\text{h}/\text{ha}$). Celles-ci peuvent être obtenues par concentration du flux (imperméabilisation de la surface, confinement imparfait,...).

La fixation de critères de flux surfacique est plus délicate du fait de la plage plus étendue des valeurs des sous-critères. Le sous-critère de risque lié à la propagation latérale dépend en outre de la conformation du site du fait de la nécessaire concentration locale de la densité de flux pour permettre un transport convectif. Les deux bornes provisoires de l'atténuation naturelle du biogaz (5 et $10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ha}/\text{h}$) constituent alors des valeurs « repères » qui permettent d'orienter la gestion des faibles flux résiduels de méthane.

6.4 PROPOSITIONS DE VALEURS SEUILS

Les critères de production totale doivent tenir compte de l'éventuelle imprécision liée à l'estimation théorique de la production de biogaz et de la qualité de celui-ci. La limite supérieure du critère $50 - 100 \text{ m}^3/\text{h}$ de biogaz à 50% de méthane peut ainsi être proposée ($50 \text{ m}^3/\text{h}$ de méthane) en considérant la nécessité de réaliser une analyse des COVNM.

Dans le cas de la préconisation de l'atténuation naturelle, et plus généralement du dégazage passif, la limite inférieure de la production totale, liée à la faisabilité technique du brûlage en torchère en dimensionnement standard, est proche de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ de méthane.

Ces deux valeurs (10 et $50 \text{ m}^3/\text{h}$ de méthane) déterminent deux domaines. Le critère de captage de $50 \text{ m}^3/\text{h}$ de méthane n'est pas adapté aux sites à superficie élevée. Il est nécessaire de tenir compte du débit surfacique. Le critère complémentaire proposé est de $10 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h}/\text{ha}$. Du fait de l'amélioration attendue de la connaissance de l'importance de l'atténuation naturelle à l'échelle des sites mais également des techniques de dégazage, il sera utile de considérer le seuil complémentaire de débit surfacique de $5 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h}/\text{ha}$, en particulier pour les sites de grande superficie.

La combinaison des deux critères de production totale et du critère de production surfacique permet de déterminer trois zones. La zone médiane délimitée par les critères $10 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h}$, $50 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h}$ et $10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}/\text{ha}$ peut être subdivisée en tenant compte de ces mêmes critères ainsi que de facteurs intrinsèques au biogaz (qualité) et de facteurs qualitatifs et quantitatifs liés à l'environnement du site (cf §.6.5 et Figure 13).

Parmi ces facteurs, il sera nécessaire de tenir compte en particulier des nuisances olfactives : le facteur de dilution du biogaz émis lié au scénario étudié et au modèle « boîte » utilisé est compris entre environ $10\,000$ à 10 ans et $50\,000$ à 30 ans par rapport à une concentration stable des constituants du biogaz.

Si l'on considère ainsi un seuil olfactif de 5 ppbv pour l'hydrogène sulfuré, celui-ci sera encore atteint dans l'air pour une teneur stable de 50 ppmv dans le biogaz et 10 ans après l'arrêt de l'exploitation.

6.5 AUTRES CRITÈRES

Les critères présentés plus haut sont liés uniquement à la nature et à la productivité totale et surfacique de la source de biogaz.

L'impact général lié aux gaz à effets de serre est pris en compte par l'application des meilleures technologies disponibles.

La qualification des milieux de transfert et des cibles est nécessaire pour évaluer les impacts des émissions gazeuses.

Ces critères qualitatifs et quantitatifs supplémentaires, liés également aux nuisances olfactives et aux risques d'accumulations de biogaz susceptibles d'être générées, devront être renseignés :

- Utilisation et projets d'utilisation du site ;
- Présence d'habitation permanente ou de projets de construction à proximité du site ou dans la direction des vents dominants ;
- Présence de lieux de loisirs ou de zones d'occupation non permanente à proximité du site ;
- Consistance générale de la couverture mise en place sur le site ;
- Présence de canalisation ou de zones confinées non protégées sur le site et dans un rayon de 300 m ;

Dans le cas de débits totaux supérieurs à 10 m³/h de méthane, il sera nécessaire de tenir compte de l'exposition des personnes aux inhalations de biogaz dilué dans le cas de la présence de COVNM et de composés soufrés.

Dans ce but une mesure simplifiée de la teneur en COVNM (cf. annexe 5) couplée à une mesure de la teneur en hydrogène sulfuré permettra de statuer sur la nécessité d'un captage ou de spécifications standards pour maximiser l'efficacité de l'atténuation naturelle des émissions résiduelles de biogaz lors de la traversée de la couverture.

Dans le cas où le débit total de méthane estimé est supérieur à 50 m³/h et que le débit surfacique est inférieur à 10 m³/h/ha de méthane, nous préconisons de réaliser une évaluation des risques sanitaires pour la voie inhalation en tenant compte des caractéristiques spécifiques au site.

Une reconnaissance de l'état de la couverture pourrait être également nécessaire si la consistance de celle-ci est peu renseignée.

6.6 DÉTERMINATION DES PLAGES ET DES PRÉCONISATIONS ASSOCIÉES

Une définition des différentes zones est possible en combinant les critères (cf. Tableau 33).

Tableau 33 : Critères, sous critères et préconisations

| Zones | Critères (exprimé en CH ₄) | Sous-critères (exprimé en CH ₄) | Préconisations d'étude et de traitement |
|--------|--|--|---|
| A | < 10 m ³ /h | | - Critères qualitatifs |
| | | < 5 m ³ /h/ha | - Critères qualitatifs - Atténuation naturelle |
| | | > 5 m ³ /h/ha | - Critères qualitatifs - Atténuation naturelle et captage passif |
| B et C | > 10 m ³ /h et (< 50 m ³ /h <u>ou</u> < 10 m ³ /h/ha) | | - Critères quantitatifs - Contrôle des teneurs en H ₂ S et COVNM - Faisabilité du captage à considérer |
| B | | < 25 m ³ /h <u>ou</u> < 5 m ³ /h/ha | - Critères quantitatifs - Contrôle des teneurs en H ₂ S et COVNM - Spécifications adaptées |
| C | | < 50 m ³ /h <u>et</u> > 25 m ³ /h <u>ou</u> < 10 m ³ /h/ha <u>et</u> > 5 m ³ /h/ha | - Critères quantitatifs - Contrôle des teneurs en H ₂ S et COVNM - <u>Faisabilité du captage à étudier</u> - <u>Spécifications adaptées</u> |
| D | > 50 m ³ /h et > 10 m ³ /h/ha | | - Captage actif |

L'appréciation de la préconisation de l'atténuation naturelle, du captage actif/passif ou d'autres modes de traitement nécessite la prise en compte des autres critères qualitatifs et quantitatifs.

La faisabilité du captage sera à étudier plus finement dans le cas des sites de grande superficie dont la production surfacique est inférieure à 10 m³ CH₄/h/ha (mais supérieure à 5 m³ CH₄/h/ha) et dont la production dépasse le critère de 50 m³ CH₄/h.

Un retour d'expérience sur les préconisations proposées sera nécessaire pour juger de l'adéquation de celles-ci à la diversité existantes des sites de stockage et à l'application conjointe de la meilleure démarche de dégazage. La valeur de production surfacique de 10 m³ CH₄/h/ha reste ainsi indicative et l'on doit considérer également les sous-critères 5 m³ CH₄/h/ha et 25 m³ CH₄/h (zone C).

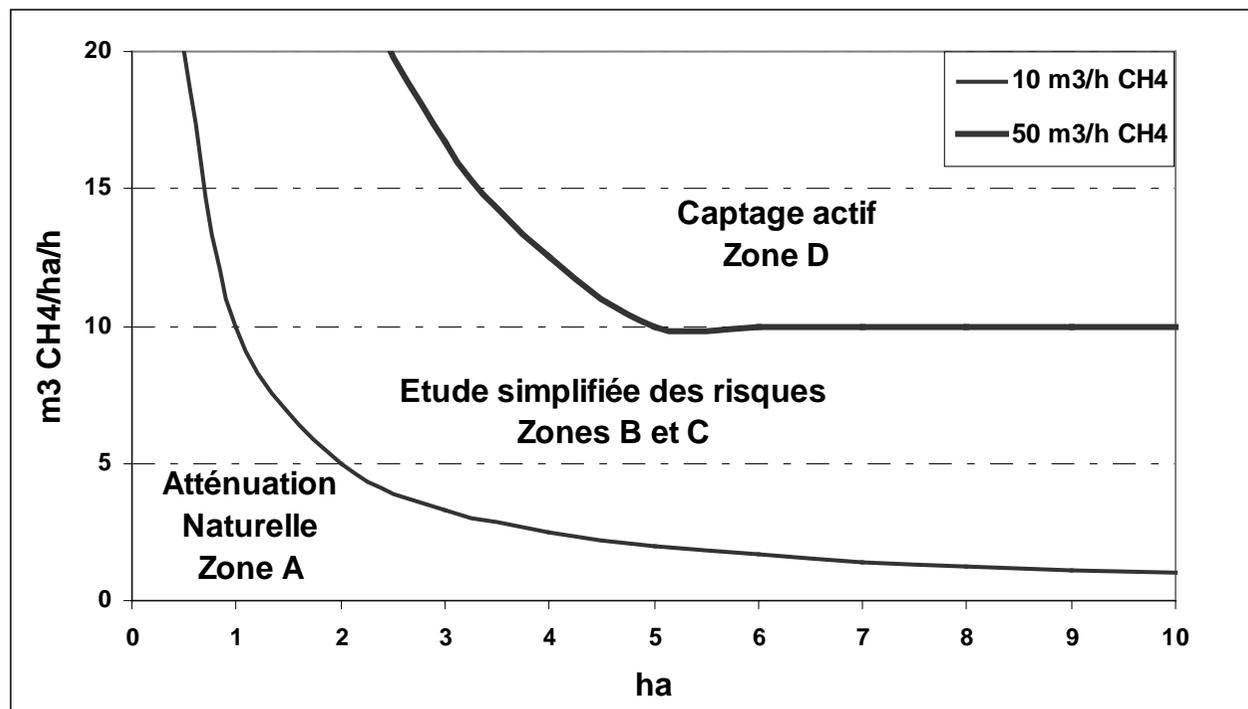


Figure 12 : Propositions de captage et de promotion de l'atténuation naturelle

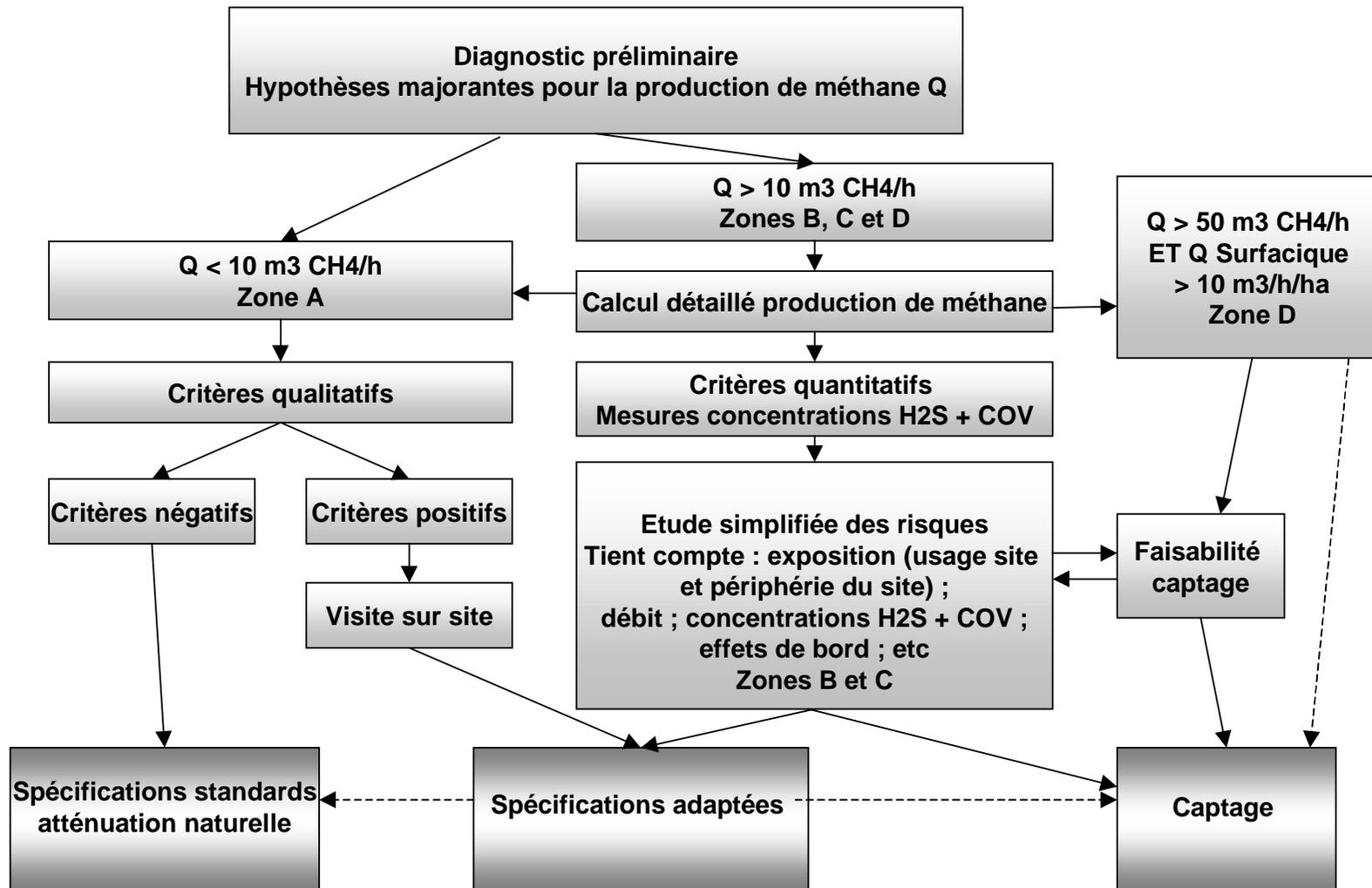


Figure 13 : Logigramme pour la détermination des zones

6.7 SITES À FAIBLE SUPERFICIE

6.7.1 PRÉCONISATION DE L'ATTÉNUATION NATURELLE/CAPTAGE PASSIF

Le premier site (site « A ») est un site réhabilité disposant d'une couverture finale. Il ne présente pas d'habitation dans le voisinage immédiat. L'évaluation théorique de la quantité de biogaz produite fait état d'un débit émis par le site de l'ordre de 80 m³/h de biogaz à 50% de méthane pour une surface totale d'environ 4,5 ha. Les tests de biodégradabilité accélérée ont démontré une réactivité faible de l'ordre de 70 m³ de biogaz par tonne de déchets enfouis, amenant à estimer le débit total résiduel du site à environ 40 m³/h de biogaz à 50 % de méthane en tenant compte de ces essais.

Une étude des risques sanitaires a été conduite en considérant le risque d'inhalation de biogaz dilué pour une occupation non permanente du site. Du fait de la très faible teneur de COVM (moins de 1 mg/m³) et la quasi-absence d'hydrogène sulfuré (0 – 3 ppmv), l'étude a conclu à l'absence de risque inacceptable pour la voie étudiée et a préconisé la conservation des puits les plus aptes au dégazage passif et leur protection (cf . Figure 14).

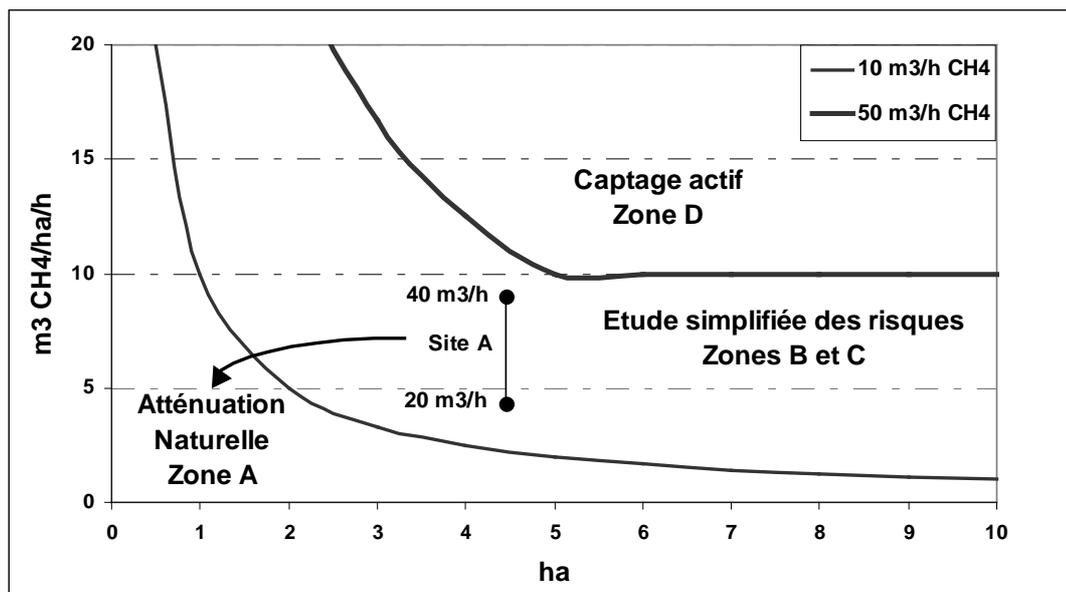


Figure 14 : Aide à la décision dans le cas du site A de 4,5 ha (production théorique de 20 – 40 m³/h de méthane)

6.7.2 PRÉCONISATION DU CAPTAGE ACTIF

Le second site (site « B ») étudié est le premier casier en exploitation d'un centre d'enfouissement technique. L'évaluation théorique du débit de biogaz émis par ce casier atteint environ 15 à 25 m³/h de biogaz à 50% de méthane lors de la fin de la première année d'exploitation. Les premières nuisances olfactives ont amené l'exploitant à mettre en place un réseau de captage des biogaz raccordé à une unité de traitement dans les mois suivants. Il faut noter que la teneur en hydrogène sulfuré des biogaz peut dépasser 500 ppm, ce qui explique en grande

partie les nuisances olfactives et la nécessité du captage actif. Dans ce cas, le critère complémentaire lié à la qualité du biogaz a induit la nécessité de considérer la faisabilité et la mise en place du captage actif.

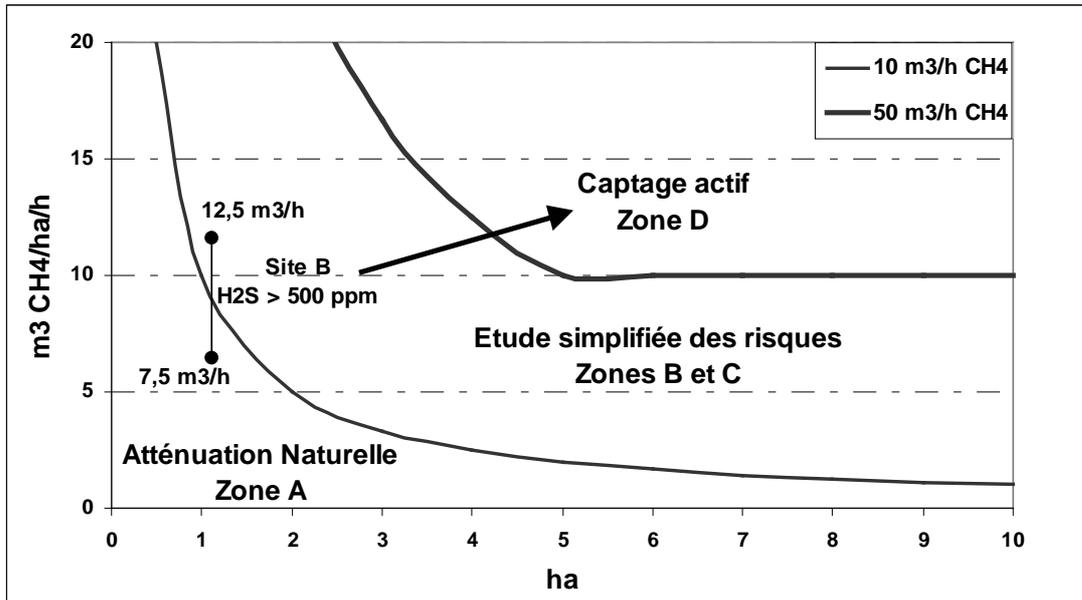


Figure 15 : Aide à la décision appliquée dans le cas du site B en exploitation de 1,1 ha (production théorique de 7,5 – 12,5 m³/h de méthane et teneur en H₂S pouvant dépasser 500 ppm)

Une torchère de faible capacité de traitement (20 – 100 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane) a été mise en place sur le site (cf Figure 16). Celle-ci a été remplacée par la suite par un équipement de plus grande capacité (cf Figure 17).

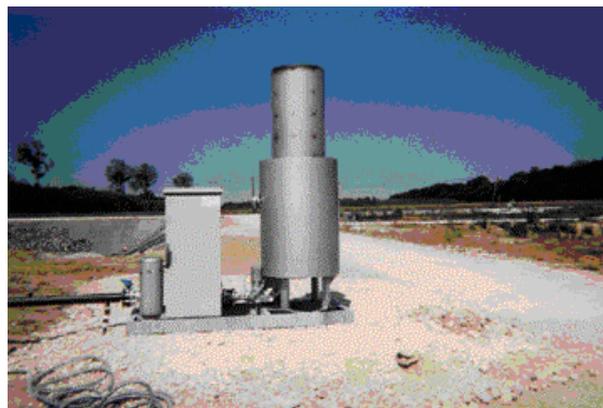


Figure 16 : Torchère de faible capacité de traitement mise en place sur le site « B »



Figure 17 : Installation de plus grande capacité de traitement mise en place sur le site « B »

6.8 SITE À GRANDE SUPERFICIE (PLUS DE 10 HA)

6.8.1 PRÉCONISATION DE L'ATTÉNUATION NATURELLE/CAPTAGE PASSIF

Le site « C », d'une surface de 70 ha, fait l'objet d'une réhabilitation comprenant des travaux de couverture, de confinement et drainage des lixiviats. Le site peut être découpé en 4 zones d'une surface comprise entre 10 et 14 ha. L'évaluation théorique de la production de biogaz doit tenir compte de la saturation de la grande majorité des déchets, ce qui a généré l'estimation d'une gamme de production comprise entre 50 et 100% de la production théorique. Les productions par zone et la production surfacique sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 34 : Production théorique de méthane des différentes zones du site « C »

| zone | Production en m^3CH_4/h | Superficie en ha | Production surfacique en $m^3CH_4/h/ha$ |
|-------------------------|---------------------------|------------------|---|
| Zone sud | 20 - 10 | 10 | 2 - 1 |
| Zone centrale coté sud | 40 - 20 | 13 | 3 - 1,5 |
| Zone centrale coté nord | 44 - 22 | 13 | 3,4 - 1,7 |
| Zone Nord | 120 - 60 | 14 | 8,6 - 4,3 |
| Totalité du site | 224 - 112 | 50 | 4,48 - 2,24 |

La production totale de la zone nord dépasse le critère de 50 m³CH₄/h pour une superficie très supérieure à 5 ha : il est donc nécessaire de considérer plus particulièrement les dernières années de dépôt. La zone nord est constituée de 5 casiers d'environ 3 ha, pour une durée d'exploitation d'environ 5 ans. Si l'on considère les deux dernières années d'exploitation, on atteint pratiquement les deux critères sans considérer l'abattement lié à la saturation des déchets. Une désaturation de ceux-ci, entraînant un rebond de la production pourrait donc être de nature à atteindre ces critères. Une étude simplifiée des risques accompagnée de l'étude de la faisabilité du captage serait donc à prévoir lors de la phase de désaturation des déchets.

Tableau 35 : Production théorique de méthane de la zone nord du site « C »

| Age de la zone | Production en m ³ CH ₄ /h | Superficie en ha | Production surfacique en m ³ CH ₄ /h/ha |
|----------------|---|------------------|---|
| 1979 | 20 - 10 | 2.8 | 7,1 – 3.5 |
| 1980 | 22 - 11 | 2.8 | 7,9 – 4 |
| 1981 | 24 - 12 | 2.8 | 8,6 – 4,3 |
| 1982 | 26 - 13 | 2.8 | 9,3 – 4,7 |
| 1983 | 28 - 14 | 2.8 | 10 – 5 |

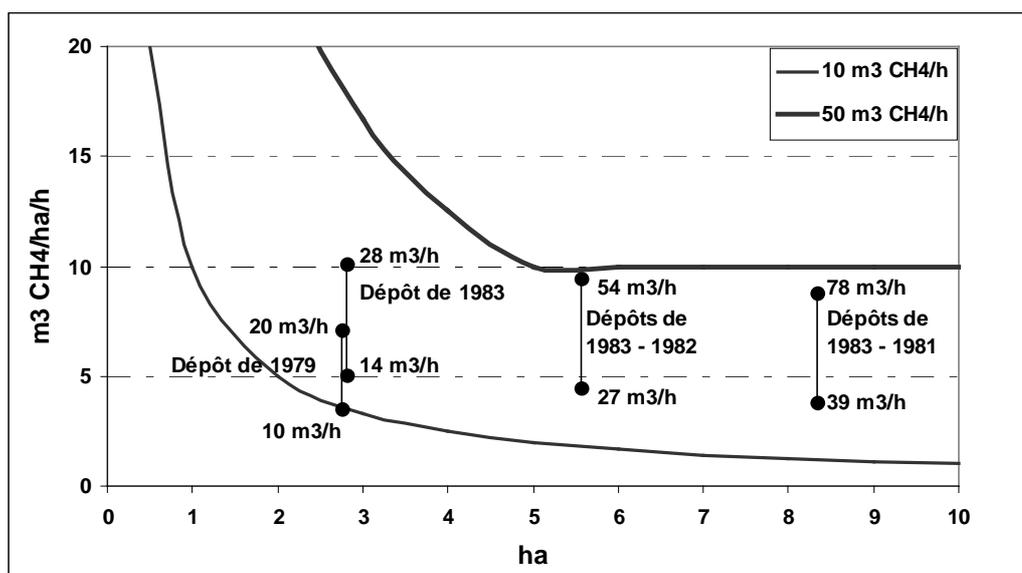


Figure 18 : Aide à la décision appliquée au cas du site « C » ne disposant pas de captage.

L'étude de la faisabilité du captage devrait apporter les éléments permettant de statuer sur la faisabilité ou non du captage dans les différentes parties de la zone nord. La maîtrise de l'exactitude des données de l'historique, de la séparation physique des différentes parties de la zone et de l'environnement (saturation des déchets) est importante.

6.8.2 PRÉCONISATION DU CAPTAGE ACTIF

La superficie totale du site « D » est de 37 hectares dont environ 20 ha sont occupés par le stockage (1 600 kt). Une nouvelle torchère doit permettre de prendre le relais des installations existantes et de permettre à terme le traitement d'un débit de 70 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane. La courbe de production du biogaz estimait la production en 2005 à environ 600 m³/h de biogaz pour un total réellement capté d'environ 350 m³/h de biogaz à 50% de méthane.

La critère de production totale permet de considérer plus spécifiquement la période 2012 – 2017 au cours de la quelle la production théorique totale de la décharge sera comprise entre 200 m³/h et 100 m³/h de biogaz à 50% de méthane, soit supérieure à 50 m³/h de méthane. Au cours de cette période, la zone de stockage des 3 à 4 dernières années d'exploitation produira un débit minimal compatible avec la capacité de la torchère (de 70 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane). On préconise d'utiliser le réseau en place de manière à permettre de traiter le biogaz en utilisant la capacité calorifique minimale de la torchère. Les critères de dégazage surfacique de 5 m³CH₄/h/ha et de 10 m³CH₄/h/ha seront de ce fait peu utile du fait de l'existence d'un réseau en place permettant de disposer de débits surfaciques relativement faibles. Le dégazage optimal proposé consiste à atteindre les limites de fonctionnement du système en place.

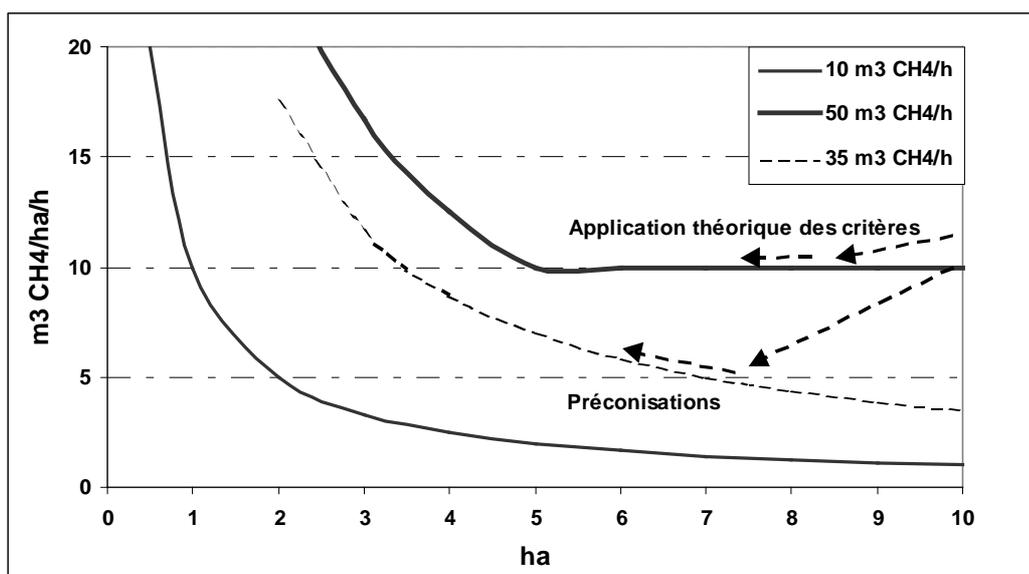


Figure 19 : Aide à la décision appliquée au cas du site « D » disposant d'un réseau de captage et d'une nouvelle torchère

6.9 CONCLUSION

La méthodologie proposée permet de préconiser la mise en place d'un captage dans le cas de site ne possédant pas de réseau de drainage du biogaz. Le premier critère à considérer est le critère de production totale avec des hypothèses majorantes. Le critère de production surfacique procure dans un deuxième temps une aide à la sélection des zones à dégazer. Dans le cas de site de grande superficie dont les tonnages de déchets déposés allaient croissant et de même nature, la sélection des zones sur les critères de la production théorique

de biogaz induira à considérer plus spécifiquement les zones des dernières années d'exploitation.

Dans le cas où ce critère ne serait pas vérifié, il sera nécessaire de réaliser une étude simplifiée des risques comprenant le renseignements des autres critères qualitatifs et quantitatifs (liés essentiellement à l'usage et l'environnement du site) afin de pouvoir préciser les risques. L'application du modèle « boîte » d'exposition sur la plus grande dimension du site permettra de statuer sur le risque sanitaire d'inhalation des biogaz, en considérant les valeurs de COVNM totaux mesurés sur site et l'usage retenu pour celui-ci.

Des pratiques de prétraitement telles que la dégradation aérobie (compostage), des conditions particulières d'humidité (momification sous climat sec, ralentissement en cas de saturation) nécessiteront de considérer plusieurs scénarios lors du calcul détaillé de la production de biogaz (calcul détaillé préconisé au delà de $10 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h}$).

Pour les cas de productions surfaciques proches de $10 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{h/ha}$ où il peut être nécessaire d'approcher plus finement la production d'une ou plusieurs parties de site, de manière à mieux étudier la faisabilité du captage, un essai dynamique semble être adapté.

En effet, l'utilisation de résultats de tests de biodégradabilité accélérée pour évaluer le productif d'un site reste une méthode semi-quantitative (du fait des protocoles de prélèvement, des conditions de fermentation et de la remise à l'échelle du site) qui correspondra davantage à la détermination de flux sur des zones à faibles productions surfaciques pour s'orienter vers un captage passif ou une atténuation naturelle.

Pour les sites disposant d'un réseau de dégazage, l'utilisation des critères de production totale et surfacique ne sera pas toujours judicieuse, du fait de la mise en place d'équipement pouvant permettre de réaliser un meilleur dégazage.

7. CONCLUSION GÉNÉRALE

La revue de la réglementation européenne et mondiale a permis de noter l'émergence de réglementations spécifiques aux sites de stockage arrêtés, en particulier au Royaume Uni et en Nouvelle Zélande. Ces réglementations proposent des valeurs seuils (en particulier des seuils de production surfacique (UK EPA)). La réglementation de l'Allemagne et de l'Autriche fournit également des seuils liés au pouvoir méthanogène résiduel des déchets stockés, en vue de préciser les performances de pré-traitement des déchets. Les autres réglementations européennes consultées reproduisent ou transcrivent les directives européennes. Quelques pratiques européennes en terme d'atténuation naturelle et de captage ont permis également de fournir des valeurs guides en terme de production de méthane résiduelle.

Concernant l'évaluation des risques liés à ces émissions, les principaux éléments recueillis proviennent du logiciel GasSim, spécialisé dans l'évaluation quantitative des risques liés au stockage des déchets ménagers, ainsi que d'une étude danoise portant sur les risques accidentels d'explosion liés à la migration du biogaz. L'utilisation de GasSim rend nécessaire la connaissance des distributions de probabilité de nombreux paramètres. L'utilisation optimale du logiciel nécessitera probablement des études ultérieures en vue de stabiliser les plages des valeurs les plus adéquates nécessaires à la définition des distributions de probabilités.

La réhabilitation et le réaménagement d'un site de stockage des déchets non dangereux conduit le plus souvent à un usage ultérieur du site de type « zone verte ». Un scénario de type « loisirs » a été élaboré en vue de tester des hypothèses concernant des concentrations moyennes raisonnablement majorantes de COVNM provenant des émissions diffuses de biogaz. Ce scénario est susceptible de générer des risques chroniques pour la voie inhalation. Cette étude a été réalisée à partir de la sélection de 6 composés traceurs de risques. Celle-ci démontre que dans le cas du scénario étudié une production résiduelle inférieure à 50 m³/h de biogaz générée sur une surface de 1 ha ne conduit pas à des risques inacceptables. Il demeure néanmoins que des nuisances olfactives pourront être ressenties dans le cas de la persistance de teneurs moyennes de composés malodorants (50 ppmv pour l'hydrogène sulfuré) dans le biogaz.

La combinaison des critères, seuils et bonnes pratiques a permis de proposer plusieurs seuils de production (10 m³CH₄/h et 50 m³CH₄/h). Ces valeurs, associées aux valeurs de flux surfaciques de 5 m³CH₄/h/ha et 10 m³CH₄/h/ha permettent d'orienter les flux résiduels vers le captage actif ou passif et/ou l'atténuation naturelle en couverture, en fonction de la densité du flux de méthane estimé, une combinaison de ces pratiques étant souhaitable du fait de leur efficacité limitée. Des critères quantitatifs sont également proposés pour les sites dont la production dépasse le premier critère (10 m³CH₄/h). Ils permettent ainsi de proposer des spécifications adaptées.

Dans le cas du dépassement du deuxième critère (50 m³CH₄/h) et d'une densité de flux faible (<10 m³CH₄/h/ha), une étude de faisabilité du captage et une évaluation des risques sanitaires pour la voie inhalation permettra de fournir des éléments utiles au gestionnaire en vue de la décision finale ou non de réaliser le captage. Celui-ci est préconisé dans le cas de débits supérieurs à 50 m³CH₄/h associé à une densité de flux suffisante (10 m³CH₄/h/ha).

Les éléments fournis dans ce rapport ont pour objet de présenter des valeurs guides qui pourront évoluer par la suite en fonction des connaissances et de la mise à jour des VTR. Ces connaissances concernant l'atténuation naturelle des émissions gazeuses sont en encore limitées.

8. BIBLIOGRAPHIE

Allgaier G. and Stegmann R., 2003, "Development of a New Risk Assessment Model for Small Old Landfills", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Allgaier G. and Stegmann R., 2003, "The EVAPASSOLD Project - Evaluation and Preliminary Assessment of Old Deposits", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Aran, C , 2001, "Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage", Thèse de l'IMFT, 9 mars 2001.

Attenborough, G.M., Hall, D.H., Gregory, R.G., and McGoochan, L. 2002. "Development of a Landfill Gas Risk Assessment Model: GasSim". In: Proceedings for the Solid Waste Association of North America, 25th Annual Landfill Gas Symposium, 25-28 March 2002, Monterey, California, USA

Banton O. et Bangoy L. M., 1997, « Hydrogéologie, multiscience environnementale des eaux souterraines », Presse AUPELF – UREF

Barry D.L., SMITH R. "Methane production, emission and control during active landfilling", Proceedings Waste 2002, Integrated Waste Management and Pollution Control : Research, Policy and Practice, Stratford – upon-avon 24-26 September 2002

Bogner J., Scheutz C., Chanton J., Blake D., Morcet M., Aran C. and Kjeldsen P., 2003, "Field Measurement of Non-methane Organic Compound Emissions From Landfill Cover Soils", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Bote T.V., Nilausen L., Kjeldsen P., Andersen K.E. and Andersen L., 2003, "Danish Guidelines for Investigation and Risk Assessment of Gas Producing Landfills", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Environnement Agency, "A review of Consultation Responses : Guidance on the Management of Landfill Gas", Environment Agency, Rio House, Water side Drive, BRISTOL, www.environnement-agency.gov.uk.

Gregory R.G., Attenborough G.M., Hall D.H. and Deed C., 2003, "The Validation and Development of an Integrated Landfill Gas Risk Assessment Model : Gassim", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Guide méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impacts des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (ISDMA). Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement, document final, juillet 2004.

Heerenklage J. and Stegmann R., 2003, "Design and Operation of the Gas Extraction System for the Aeration of an Old Landfill Used as Industrial Area", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Humer M. et Lechner P., 2001, "Design of a landfill cover layer to enhance methane oxidation – results of a two year field investigation", Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1-5 October 2001

InVS, Stockage des déchets et santé publique, septembre 2004, <http://www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets/>

Karimi A.A., Farmer W.J., Cliath, M.M., "Vapor-phase diffusion of benzene in soil", J. Environ. Qual. 16 :38-43

Kelly M., Latham B. and Ramsay J., 2003, "The Performance of Passive Biofilter Landfill Gas Vents at Ballymacvea Landfill, Ballymena, Northern Ireland", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Kjeldsen P ; Scheutz C., Fredenslund A. M. and Poulsen H, 2003, "Release and Attenuation of Fluorocarbons in Landfills" Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Poulleau J., 2002, "Caractérisation des biogaz – bibliographie – mesures sur sites", Rapport INERIS DRC-02-27158-AIRE-n°316b-JPo

Scheutz C., Bogner J., Morcet M. and Kjeldsen P., 2003, "Aerobic Degradation of Non-Methane Organic Compounds in Landfill Cover Soils", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Spokas K., Graff C., Morcet M. and Aran C., 2003, "Determining whole landfill emission rates from geostatistical models", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

Stachowitz W.H, 2001, "15 years of experience in the field of landfill gas disposal standards, problems, solutions, and procedures", Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1-5 October 2001

Stegmann R., Heyer K.-U., Hupe K., Ritzkowski M., 2003, "Discussion of criteria for the completion of landfill aftercare", Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 6 – 10 October 2003

9. LISTE DES ANNEXES

| Repère | Désignation | Nombre de pages |
|---------------|---|------------------------|
| Annexe 1 | Acronymes et adresses internet germanophones | 1 A4 |
| Annexe 2 | Evaluation simplifiée des risques utilisée en Nouvelle Zélande | 2 A4 |
| Annexe 3 | Agences et organismes contactés | 2 A4 |
| Annexe 4 | Valeurs guides pour les mesures sur le terrains par PID | 2 A4 |
| Annexe 5 | Descriptions des 4 sites utilisés pour l'application de la méthodologie | 4 A4 |

Annexe 1

Sigles, Acronymes et glossaire des termes germanophones utilisés

GUV : Gesetzliche unfallversicherung (relatif à la sécurité du travailleur)

LAGA : Länderarbeitsgemeinschaft Abfall : groupe de travail des états fédérés (landers) sur les déchets.

TÜV : Association de contrôle technique régionale

TA Luft : Instruction technique concernant le contrôle de la qualité de l'air

RABA : Restabfallbehandlungsanlage : installation de traitement de déchets résiduels (après tri ou collecte séparative)

Quelques sites Internet de langue germanophone :

<http://www.umweltbundesamt.de/bua/k2.htm>

Herhof-Umwelttechnik GmbH, Trockenstabilat, Kompostierung, Rottebox, EVA, mechanisch-biologische Abfallbehandlung - <http://www.herhof.de/>

Trockenstabilat - Kreisverband Vogelsberg Abfallpolitik - <http://www.gruene-hessen.de/vogelsberg/News/trocken.html>

Virtuelle Messe Abfallforum - Virtuelle Messe Abfallforum Aussteller Herhof-Umwelttechnik GmbH - <http://www.waste-expo.com/aussteller/vm103p01.htm>

Abfallforum online - Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung - <http://www.abfallforum.de/doc/dehoust.htm>

Deponie-Online - <http://www.tuwien.ac.at/histu/lehr/225621.html>

<http://www.deponie-stief.de/deponie/>

Heers und Brockstedt <http://www.heers-brockstedt.de/index2d.html>

<http://www.heers-brockstedt.de/depotec/depot1d.html>

ZUKUNFTSWEISENDER DEPONIEBAU IN RHEINLAND-PFALZ. Homepage des Geol. L-Amtes Rheinland-Pfalz <http://www.gla-rlp.de/>

Annexe 2

Evaluation simplifiée des risques utilisée en Nouvelle zélande

SOURCE

A/ Quantité-Taille => 0,4 pour les décharges < 15.000 m³

B/ Mobilité => varie de 0,2 à 1. La valeur 1 est requise pour le gaz et les lixiviats à l'intérieur de la masse de déchets

C/ Production de biogaz

| Type de déchets | Encombrants | Déchets verts | OM | OM+15% Déchets industriels | Déchets industriels |
|----------------------------|-------------|---------------|-----|----------------------------|---------------------|
| Toxicité | 0,1 | 0,1 | 0,6 | 0,8 | 1 |
| Caractéristiques physiques | 0,5 | 1 | 1 | 1 | 1 |

GESTION DES EMISSIONS

D/ Captage => aucun captage = 1 et captage gaz et lixiviats = 0,2

E/ Caractéristiques de la couverture

| Couverture | Valeur |
|-------------|--------|
| Perméable | 0,4 |
| Modéré | 0,7 |
| Imperméable | 1 |

VOIES DE TRANSFERT

F/ Précipitation

| Impluvium/an | Valeur |
|--------------|--------|
| < 700 mm | 0,8 |
| 700-2.000 mm | 0,9 |
| > 2.000 mm | 1 |

G/ Caractéristiques du milieu récepteur

| Perméabilité | Valeur |
|--------------|--------|
| Faible | 0,4 |
| Moyenne | 0,7 |
| Haute | 1 |

RÉCEPTEURS

H/ Probabilité du contact au gaz

| Type de contacts probable | Valeur |
|---------------------------|--------|
| Agriculture, promenade | 0,2 |
| Ecoles | 0,7 |
| Industries, commerces | 0,7 |
| Maintenance technique | 0,7 |
| Résidences | 1 |

Résultat = A x B x C x D x E x F x G x H

Le résultat est un chiffre caractérisant le niveau de risques :

Si il est supérieur à 0,5 => le risque est élevé

S'il est compris entre 0,2 et 0,5 => le risque est moyen

S'il est inférieur à 0,2 => le risque est faible

Annexe 3

Agences et organismes contactés

| | | | |
|----|--|----|---|
| DE | abfallwirtschaftsbetrieb landkreis Emsland | AT | FHCE Linz |
| DE | Atus Ingenieurgesellschaft mbh | AT | Umweltbundesamt Wien |
| DE | Bayerisches landesamt | AT | Univ Bodenkultur |
| DE | Bayerisches staat ministerium | BE | DGRNE |
| DE | Berlin | BE | Ministère de la région Wallone |
| DE | Björnsen Beratende Ingenieure Gmbh | BE | Univ Gent |
| DE | EWI Gmbh Freiberg | CA | BFI Canada inc. |
| DE | Frachhoch schule Trier/RUK | CA | Golder Associates / Landfill Gas Management |
| DE | Haase | CA | Landfill Gas Industry Alliance |
| DE | Hessen ministerium für Umwelt/wiesbaden | CA | Roland Thibault Inc. |
| DE | Landesamt für Umwelt Mecklenburg | CH | URS Bern |
| DE | Landesamt Schleswig holstein | CH | ECONS SA |
| DE | Landesanstalt Baden | CH | Genèves |
| DE | Landesumweltamt | CH | HOFSTETTER |
| DE | Landesumweltamt brandenburg | CH | Münsingen |
| DE | Landesumweltamt Nordrhein-westfalen | CZ | DEKONT |
| DE | Landratsamt Ansbach | CZ | Praha |
| DE | Minister of Environment Bonn | DK | Aalborg University |
| DE | Ministerium Für Umwelt Düsseldorf | DK | COWI |
| DE | Ministerium Umwelt Rheinland | DK | Danish Environmental Protection Agency |
| DE | Ministerium Umwelt Saarland | DK | LFG Consult |
| DE | Ministerium Umwelt Sachsen | DK | Technical university of Denmark |
| DE | Niedersächsisches landesamt | ES | E M I S O N |
| DE | Niedersächsisches landesamt | ES | Golder Associates / Landfill Gas Management |
| DE | Niedersächsisches Umweltministerium | ES | IDAE |
| DE | PRO2 | ES | ISR-CER |
| DE | Ravensburg Berg | FI | Kuopio University, Helsinki |
| DE | Rehau | IT | APAT |
| DE | RWTH aachen | IT | Golder Associates / Landfill Gas Management |

| | | | |
|----|--|----|--|
| DE | Umwelt bundesamdt Berlin | NL | Afvalzorg Deponie BV |
| DE | Univ Braunschweig | NL | Grontmij Consulting Engineers De Bilt |
| DE | Univ Dresden | NL | Ministry of Housing and Environment |
| DE | Univ Dresden | NL | Netherlands Energy Research Foundation (ECN), Petten |
| DE | Univ Hamburg | NL | TNO-MEP Apeldoorn |
| DE | Univ Hamburg - Harburg/IFAS | NL | RIVM |
| DE | Univ hannover | NZ | Golder Associates / Landfill Gas Management |
| DE | Univ Harburg | NZ | Ministry of Environment |
| DE | Univ Kassel | NZ | Tonkin & Taylor Ltd |
| DE | Univ Potsdam | UK | AERC Ltd |
| DE | Univ Stuttgart | UK | Biffa Waste Services Ltd |
| DE | Univ tec Hamburg - Harburg | UK | CORY Environmental |
| DE | Univ Weimar | UK | Environnement Agency |
| DE | Univ wuppertal | UK | ESA (Environmental Services Association) |
| DE | Landesansalt Thüringen | UK | Golder Associates / Landfill Gas Management |
| DE | Landesansalt Thüringen | UK | Renewable Power Association |
| SE | Dept of Water and Environmental Studies Linköping University | UK | Renewable Power Association |
| SE | Lulea University of Technology | US | EPA |
| SE | Swedish environmental Protection agency | US | Golder Associates / Landfill Gas Management |
| | | US | Landfills + |
| | | US | SWANA |

Annexe 4

Proposition de valeurs guides pour les mesures sur le terrain

Il est nécessaire de proposer des valeurs seuil concernant les teneurs en COVNM du fait de la plage de débit existante entre les deux critères liés à la production de biogaz, 10 m³CH₄/h et 50 m³CH₄/h.

Pour une valeur de débit respectivement inférieure à 10 m³CH₄/h ou supérieure à 50 m³CH₄/h, l'atténuation naturelle ou le captage du biogaz permettent de limiter les émissions et donc les risques liés aux COVNM.

Il est également nécessaire de déduire des critères facilement mesurables sur le terrain.

La mesure de H₂S est réalisable sur site par de nombreux moyens analytiques. L'évaluation quantitative sur site des COVNM susceptibles d'être analysés est plus délicate. Une évaluation grossière de l'importance de ceux-ci peut être réalisée sur site au moyen d'un appareil à détection par photoionisation.

Du fait des erreurs de calibration possible sur les appareils de mesure portables et des interférences souvent rencontrées avec l'humidité à saturation, en particulier pour le biogaz, (réponse pouvant être minorée de 50%) un coefficient de sécurité de 2 est proposé pour les valeurs guides mesurées sur site.

Tableau 36 : Evaluation de la réponse aux composés étudiés d'un matériel équipé d'un détecteur à photo ionisation (d'après note technique TN-106 de RAE)

| COV retenus | Valeurs guides en mg/m ³ | Valeurs guides sur site en ppmv** | Coeff. de correction PID***- lampe 10,6 eV | Valeurs guides sur site, en ppmv iso butylène*** |
|--------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|--|
| Hydrogène sulfuré | 154 | 54,4 | 3,3 | 17 |
| Chlorure de vinyle | 34 | 6,5 | 2 | 3,3 |
| 1,2 dichloroéthane | 26 | 3,15 | -* | -* (5,3) |
| Benzène | 87 | 13,4 | 0,53 | 26 |
| Acétaldéhyde | 300 | 81,8 | 6 | 14 |

*: coefficient de réponse de 0,6 pour une lampe de 11,7 eV

** : à 20°C et P = 1 bar (volume molaire de 24 l)

*** : par rapport à une calibration faite à l'isobutylène

Le détecteur à photoionisation fourni une réponse pour 5 des 6 composés étudiés, à l'exception toutefois du 1,2 dichloroéthane et en utilisant une lampe UV standard. L'hydrogène sulfuré est un interférent pour l'ensemble de ces mesures pour des valeurs supérieures à environ 3 ppmv.

Les analyses a minima sur le terrain et en laboratoire pourraient comprendre :

- analyse de la teneur en hydrogène sulfuré, avec un seuil de quantification de 3 ppmv facilement atteint par les appareils portables ;

- analyse des composés chlorés comprenant 1,2 dichloroéthane et chlorure de vinyle. Un échantillonnage par flaconnage de faible contenance sera possible (seuil de quantification de 10% de la valeur guide recherché soit 2 mg/m^3) ;
- analyse par détecteur à photoionisation. En fonction des seuils atteints, une analyse complémentaire serait réalisée :
 - mesure lue > 15 ppmv équivalent isobutylène : analyse en laboratoire des aldéhydes avec seuil minimal proposé de quantification de 5 mg/m^3 .
 - mesure lue > 25 ppmv équivalent isobutylène : analyses complémentaires en laboratoire des BTEX avec seuil de minimal proposé de quantification de 2 mg/m^3 .

Annexe 5

Description des 4 sites utilisés pour l'application de la méthodologie

Centre d'enfouissement technique « A »

Le tonnage total de déchets (O.M. et DIB) déposé sur un centre d'enfouissement technique réhabilité est de 270 000 tonnes sur l'ensemble de la période d'ouverture (1978 –1989).

Deux zones distinctes de dépôts ont existé sur le site :

- Une zone à OM broyée, non compactée, de 2,5 ha comportant en outre des boues de station d'épuration et en surface, sur une zone limitée, du compost excédentaire ;
- Une zone spécialement dédiée aux DIB compactés de 2 ha.

Une campagne d'investigation sur site ayant pour but de qualifier les risques liés aux émissions gazeuses a réalisé des mesures de débits et de concentrations sur les puits existants en septembre 2004.

Les investigations réalisées ont permis d'évaluer le débit et la qualité des émanations gazeuses canalisées du site ainsi que l'état de la couverture. Les mesures de débit, inférieures au seuil de déclenchement de l'anémomètre utilisé, laissent supposer un débit inférieur à 2,5 m³/h de biogaz sur chacun des 8 puits existant.

L'évaluation théorique des débits réalisée à partir des tonnages enfouis et de caractéristiques des déchets moyennes fait état d'un débit émis par le site d'environ 80 m³/h de biogaz à 50% de méthane pour l'année 2004.

Les tests de biodégradabilité accélérée réalisés en 1989 sur la zone des ordures ménagères broyées ont démontré que la production résiduelle de biogaz était relativement faible et de l'ordre de 70 m³ de biogaz par tonne de déchets enfouis. Ce rapport amène à un débit total résiduel estimé en 2004 pour l'ensemble du site à environ 40 m³/h de biogaz en tenant compte d'une faible réactivité résiduelle lié à l'absence de compactage pour la zone des OM broyées et au faible pouvoir méthanogène initial pour la zone compactée (DIB).

Aucun élément gazeux en trace détectable par le PID n'a été rencontré sur les 8 puits à l'exception d'une mesure sur un puits. Les analyses réalisées en laboratoire sur les échantillons de gaz de 4 des 8 puits n'ont pas mis en évidence la présence de BTEX ou de composés chlorés à l'exception du chlorure de vinyle présent dans le biogaz dilué d'un puits (à une teneur de 0,8 mg/m³). L'évaluation des risques sanitaires réalisée pour le chlorure de vinyle et pour la voie inhalation avec un scénario majorant démontre que le site ne présente pas de risques inacceptables pour cette voie d'exposition en considérant par ailleurs aucune atténuation naturelle du biogaz lors du passage dans la couverture et en utilisant les valeurs mesurées sur le biogaz dilué ramené à 50% de méthane.

Les préconisations proposées comprennent la réalisation d'une campagne de contrôle complémentaire, la conservation des puits les plus aptes à assurer un dégagement du biogaz et l'obturation des puits les moins productifs. Les puits conservés devront faire l'objet d'une protection par grillage anti-intrusif et d'un rallongement du conduit d'évacuation des gaz. Ceux-ci canalisent une faible part des émissions résiduelles mais permettent néanmoins un contrôle rapide de la qualité du biogaz.

Centre d'enfouissement technique « B »

Le tonnage total de déchets déposé sur le premier casier d'un centre d'enfouissement technique est de 65 000 tonnes, sur l'ensemble de la période du mois d'avril 1998 à septembre 2001.

Ce tonnage est composé principalement de fines de criblages grises (environ 50%), d'encombrants ménagers (environ 45%) et le reste (5%) de fines de criblages bleues et de refus de tri.

Ce casier (exploité par compactage) a une superficie initiale au sol de 1,1 hectare sur une hauteur moyenne de déchets de 10 mètres.

Dès la fin de l'année 1998, les premières nuisances olfactives ont amené le responsable du site à consulter des sociétés spécialisées dans le captage et le traitement des biogaz de centres de stockage de déchets ménagers et assimilés, pour essayer de trouver une solution technique à cette zone en cours d'exploitation.

Les premières études avec des calculs prévisionnels effectués par ces sociétés ont donné des valeurs de débits captés assez faibles de l'ordre de 15 à 25 m³/h de biogaz à 50% méthane en 1999, avec une faisabilité technique jugée incertaine par les spécialistes, pour un captage actif et un traitement par combustion (type torchère), en fonctionnement continu.

Malgré la mise en place d'une couverture provisoire et une gestion optimisée du site pour réduire les surfaces ouvertes, les odeurs de biogaz sur cette partie du site étaient toujours perceptibles.

Un réseau de captage des biogaz mixte (puits et drain horizontaux) a donc été mis en place au mois d'août 1999 sur l'initiative du responsable d'exploitation. Ce réseau a ensuite été raccordé à une unité de pompage et de traitement des biogaz mobile, de faible capacité, avec un maximum de 100 m³/h à 50% de méthane. Cette unité a été dans un premier temps prise en location (sur une période de plusieurs mois) en attendant la mise en place d'une torchère de plus grande capacité.

L'unité de traitement a pu fonctionner de manière continue rapidement (à partir de la fin de l'année 1999) avec un débit de biogaz capté d'environ 20 à 30 m³/h de biogaz à 50% de méthane (proche de la quantité minimum en combustible, nécessaire au fonctionnement de cette installation).

Il faut noter que les premiers résultats sur la composition en H₂S (hydrogène sulfuré : une des molécules odorantes contenues dans les biogaz) ont montré des valeurs élevées de concentration dans les biogaz recueillis à la torchère, parfois supérieures à 600 ppm.

Avant la mise en place des couches de couverture prévues dans la réhabilitation du casier, un réseau de surface composé de drains horizontaux a été installé en partie supérieure.

L'installation est suivie de manière régulière par le personnel d'exploitation :

- Fonctionnement de l'unité de captage et de traitement : fréquence quotidienne
- Fonctionnement du réseau de captage : fréquence bi-hebdomadaire

L'ensemble des différents travaux entrepris et l'organisation pour le contrôle du fonctionnement de l'installation, a permis de limiter considérablement les nuisances olfactives initialement engendrées sur cette partie du site, et ce malgré l'augmentation logique du productif de biogaz environ une année après la fin d'exploitation du casier (pointe de débit constatée entre la fin 2002 et le début 2003).

Centre d'enfouissement technique « C »

Le tonnage total de déchets déposés (O.M., D.I.B et boues essentiellement, mais pas uniquement) est de l'ordre de 2,3 millions de tonnes, pour un tonnage annuel d'environ 200 kt lors des dernières années d'exploitation. L'exploitation a commencé en 1969 pour se terminer en juillet 1984.

La superficie totale du site est 70 ha, dont environ 70% est occupée par des casiers.

On peut distinguer :

- la zone des casiers les plus anciens, antérieurs à 1972 et occupant la partie sud du site, superficie :10 ha ;
- la zone centrale, coté sud (dépôts entre 1972 et 1976), superficie :13 ha ;
- la zone centrale coté nord (dépôts entre 1976 et 1978), superficie :13 ha ;
- la zone nord (dépôt entre 1978 et 1984), d'une superficie de 14 ha.

La décharge a fait l'objet d'un audit en 1997 pour ce qui concerne les émanations gazeuses de biogaz. L'épaisseur désaturée de déchets, de l'ordre de 2 m sur l'ensemble du site, et la nature très variable des déchets, permet d'estimer une productivité de biogaz relativement faible en moyenne. Toute estimation de la production de biogaz par zone reste néanmoins entachée d'une incertitude importante du fait de la saturation et de la forte variabilité de la nature des déchets. Une estimation est présentée ci-dessous en appliquant un abattement de 50% de la production correspondant au pourcentage minimal par zone du tonnage des déchets localisé dans la zone saturée.

L'épaisseur de déchets, relativement faible en moyenne, augmente du sud (environ 3 m) pour atteindre une dizaine de mètre vers le nord. Le site n'est pas équipé d'un réseau de dégazage. L'évaluation des débits présentée considère l'abattement proposé de 50%.

La zone la plus ancienne, d'une superficie de 10 ha, a reçu des dépôts entre 1969 et 1972. Les tonnages déposés sont évalués à environ 100 kt/an, soit 300 kt sur une surface d'environ 10 ha, correspondant à 3 - 4 m d'épaisseur de déchets. La production totale de la zone sud est évaluée à 10 m³/h de méthane, pour une production surfacique de l'ordre 1 m³CH₄/h/ha.

Concernant la zone centrale coté sud, le dépôt est plus important et plus récent : soit un dépôt total d'environ 500 kt. Les productions totales et surfaciques sont évaluées respectivement à 20 m³CH₄/h et 1,5 m³CH₄/h/ha.

Le tonnage déposé entre 1976 et 1978 sur la zone centrale coté nord est sensiblement équivalent, soit environ 500 kt. Les productions totales et surfaciques sont évaluées respectivement à 22 m³CH₄/h et 1,7 m³CH₄/h/ha.

Concernant la zone nord, le tonnage déposé est évalué à environ 1 000 kt. Les productions totales et surfaciques sont évaluées respectivement à 60 m³CH₄/h et 4,3 m³CH₄/h/ha.

La production totale du site atteindrait un débit de l'ordre de 110 m³CH₄/h pour un débit surfacique global d'environ 2 m³CH₄/h/ha. On peut remarquer que si l'on n'applique pas l'abattement proposé sur la zone nord, on atteint un débit de l'ordre de 100 m³CH₄/h et une émission surfacique atteignant environ 9 m³CH₄/h/ha sur cette zone. Un drainage des lixiviats dans cette zone serait susceptible de produire un rebond de la production de cet ordre.

Centre d'enfouissement technique « D »

Le tonnage total de déchets déposé atteint 1 600 kt (42% OM, 25% DIB, 30% déchets verts, 3% boues de station d'épuration). L'exploitation a commencé en 1981 pour se terminer en 1991.

Les déchets sont recouverts par un polyane et 1,5 à 3 mètres de matériaux de couverture. Le biogaz est drainé par un réseau d'environ 3 km raccordant environ 40 puits sur les 48 puits réalisés.

L'incinération du biogaz (puissance calorifique de 9250 kw) est réalisée depuis 1994. Depuis 2004, le site est équipé d'installations de démonstration de la valorisation du biogaz en chauffage d'une serre communale et d'un groupe électrogène (EdF).

La courbe de production du biogaz estimait la production en 2005 à environ 600 m³/h de biogaz pour un total réellement capté d'environ 350 m³/h de biogaz. La courbe de production théorique initiale a sous-estimé le pic de production d'environ 20% et surestime actuellement d'environ 60% la production 14 ans après la fin des dépôts, tout en ayant un comportement analogue. Il est probable que le pourcentage de déchets à cinétique de dégradation intermédiaire a été surestimé alors que le celui concernant la cinétique de dégradation rapide (boues et déchets fermentescible des ménages) a fait l'objet d'une sous-estimation. Concernant la production de biogaz provenant des déchets à cinétique lente (essentiellement les déchets verts), celle-ci va devenir prépondérante.

En 2012 et 2017, soit 21 et 26 ans après la fin de l'exploitation, la production atteindra d'après la courbe théorique respectivement 200 m³/h et 100 m³/h de biogaz. La production sera alors essentiellement localisée au niveau des dépôts les plus récents et de ceux comportant la fraction la plus importante de déchets verts.

Les installations de traitements du biogaz devront donc suivre la courbe de production. Les deux incinérateurs installés ont une capacité de 2 000 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane. Un remplacement de ces unités par une torchère d'une capacité de 350 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane (puissance calorifique de 1 750 kW) est prévue. Celle-ci permettra le traitement jusqu'à la capacité minimale de 70 Nm³/h de biogaz à 50% de méthane.