

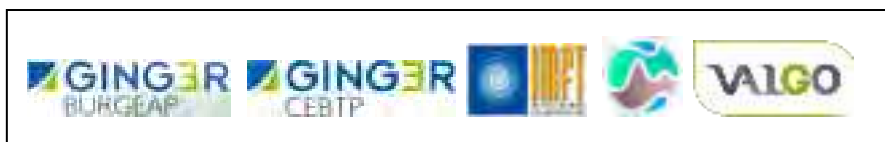


PROJET SOBIOVE

**Sécurisation des Opérations de Bioventing par Evaluation
des cinétiques d'échanges et de biodégradation**

GUIDE TECHNIQUE
Recommandations issues des résultats du projet

08/2023



REMERCIEMENTS

Le consortium remercie les membres du comité de pilotage du projet SOBIOVE :

- Henri BERTIN (I2M)
- Antoine JOUBERT (SERPOL)
- Philippe MONIER (Expert indépendant)
- Yves DUCLOS (ADEME)

CITATION DE CE RAPPORT

CÔME Jean-Marie, THANNBERGER Laurent, LARUE Anne Edith, VILLEMAGNE Jacques, BARRE Justin, CHASTANET Juliette, DESOURTHEAU Patrice, DI CHIARA ROUPERT Raphaël, ESRAEL David, GUIAVARCH Alain, HUBER Vincent, MARCOUX Manuel, MOURIER Jean-Paul, PITAVALL David, SCHAFER Gerhard, TRAVERSE Sylvie, 2023. Projet SOBIOVE (Sécurisation des Opérations de Bioventing par Evaluation des cinétiques d'échanges et de biodégradation), Guide technique, Recommandations issues des résultats du projet, 92 p.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de Convention de financement : 1872C0032

Projet réalisé par Ginger BURGEAP, Ginger CEBTP, IMFT, ITES, VALGO et cofinancé par l'ADEME

Projet de recherche coordonné par Yves DUCLOS

Appel à projet de recherche : GESIPOL

Coordination technique - ADEME : DUCLOS Yves

Direction/Service : Service Friches Urbaines et Sites Pollués

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	11
1.1. Pourquoi ce guide et à qui s'adresse-t-il ?	11
1.3. Contexte réglementaire et normatif	13
1.4. Enjeux technico-économico-temporels	18
2. SCHEMATISATION ET MECANISMES EN JEU	19
2.1. Le système sol pollué par des hydrocarbures	19
2.2. Transport de masse non réactif dans un milieu poreux	23
2.3. Biodégradation des hydrocarbures	26
2.4. Effet rebond	28
3. ÉTAPE 1 : DIMENSIONNEMENT D'UN ESSAI PILOTE	30
3.1. Essais de caractérisation (essais E1)	30
3.2. Essais en laboratoire (E2, E3)	32
3.3. Essais sur le terrain (E2, E3)	33
3.3.1. Considérations générales	33
3.3.1.1. Sélection de la zone d'essai	33
3.3.1.2. Paramètres de suivi	33
3.3.2. Design technique	34
3.3.3. Essais de courte durée	35
3.3.3.1. Essai d'estimation de la perméabilité à l'air	35
3.3.3.2. Essai de détermination du taux d'utilisation de l'oxygène	36
3.3.3.3. Essai de relaxation	36
3.3.4. Essais de longue durée (essai pilote)	38
3.3.4.1. Durée de l'essai	38
3.3.4.2. Apport de nutriments	38
3.3.4.3. Sondages dans les sols à l'état final	38
3.3.4.4. Dimensionnement des débits d'injection/extraction d'air	39
3.3.4.5. Pilotage de l'essai pilote	40
4. ÉTAPE 2 : SUIVI D'UN ESSAI PILOTE	41
4.1. Suivi des paramètres liés à la phase gazeuse	41
4.1.1. Paramètres physiques	41
4.1.2. Paramètres chimiques	45
4.1.2.1. Indicateur de la concentration en COV totaux sur le puits d'extraction	45
4.1.2.2. Paramètres liés à la biodégradation (teneurs en O ₂ , CO ₂ , CH ₄)	46
4.1.2.3. Concentrations en hydrocarbures	47
4.1.2.4. Mesure de l'activité du Carbone 14 du CO ₂ au puits d'extraction	48
4.2. Suivi des paramètres dans les sols	49
4.2.1. Concentrations en hydrocarbures	49
4.2.2. Paramètres d'évaluation de la fertilité	49
4.2.3. Paramètres biologiques	50
4.2.3.1. Numération bactérienne	50
4.2.3.2. Outils de la génomique	52
4.3. Suivi des paramètres dans les eaux souterraines	53

5. ÉTAPE 3 : RECEPTION D'UN ESSAI PILOTE.....	54
5.1. Bilan de masse fondé sur les concentrations dans les sols	55
5.1.1. Principe	55
5.1.2. Traitement géostatistique des données	56
5.1.2.1. Bilan de masse à l'état initial	57
5.1.2.2. Bilan de masse à l'état final	59
5.2. Bilan de masse fondé sur les concentrations dans les gaz extraits	61
5.2.1. Masse extraite par volatilisation	61
5.2.2. Masse extraite par biodegradation	61
5.2.3. Application à l'essai pilote SOBIOVE	62
5.2.3.1. Calcul du bilan de masse	62
5.2.3.2. Discussion sur les hypothèses considérées.....	64
5.3. Discussion entre les deux approches.....	66
5.4. Modélisation numérique de l'écoulement et du transport	67
5.4.1. Schématisation	67
5.4.1.1. Phase gaz.....	68
5.4.1.2. Phase eau	68
5.4.1.3. Phase NAPL	69
5.4.1.4. Biomasse	70
5.4.1.5. Géométrie	70
5.4.1.6. Conditions initiales et aux limites du modèle	71
5.4.2. Calibration du modèle.....	72
5.4.3. Simulation prévisionnelle	73
6. ÉTAPE 4 : TRAITEMENT A PLEINE ECHELLE.....	75
6.1. Dimensionnement	75
6.1.1. Critères généraux	75
6.1.2. Prise en compte du changement d'échelle	75
6.1.3. Dimensionnement du dispositif de ventilation	76
6.2. Evaluation de l'impact du procédé en termes d'émissions de GES	77
6.2.1. Modélisation simplifiée du système et principales hypothèses	77
6.2.2. Résultats en termes de bilan GES.....	79
6.2.3. Valorisation des résultats et recommandations	82
6.3. Suivi du traitement	83
6.3.1. Paramètres physiques et chimiques	83
6.3.2. Essais de relaxation	83
6.3.3. Autres outils de pilotage du suivi	84
6.4. Réception des travaux	85
6.5. Surveillance post-traitement	86
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	88

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Schéma de principe du Venting (à gauche) et du Bioventing (à droite) (source : SELECDEPOL)	13
Figure 2 - Logigramme extrait du Guide diagnostic des sites et sols pollués (Marot et al., 2023)	14
Figure 3 - Logigramme relatif au Plan de conception des travaux (source : guide PCT (Billard et al., 2019))	16
Figure 4 – Schématisation d'un sol pollué par des LNAPL (source : Cavelan et al., 2022).....	20
Figure 5 - Schématisation de NAPL mobile et immobile ainsi que les films pouvant être générés par les phases NAPL et aqueuse (source : Lenhard et al., 2004)	20
Figure 6 - Évolution de la perméabilité relative en NAPL (K_{ro}) et en eau (K_{rw}) en fonction de la saturation en eau (S_w) (source : Ahmed, 2019)	21
Figure 7 - Description de la tomographie à rayons X avec une source polychromatique. L'échantillon subit une rotation à 360° et les rayons X atténués sont captés par un imageur. Les projections obtenues sont utilisées afin de reconstruire l'objet imagé en 3D comme illustré à droite (colonne de sable où chaque grain de sable est coloré avec une couleur différente) (sources : Wildenschild and Sheppard, 2013 (figure de gauche) et projet SOBIOVE (figure de droite))	22
Figure 8 - De gauche à droite : a) Schéma de la colonne de sable polluée imagée par tomographie à rayons X. b) Une photo de la colonne avec une ligne horizontale illustrant où se situent les coupes en niveaux de gris sur la partie droite de l'image. c) Image 2D d'une coupe dans la ZS avec la phase aqueuse en gris foncé, le NAPL piégé en gris intermédiaire et le sable en gris clair. d) Image 2D d'une coupe dans la ZNS, avec la phase gazeuse en noir, la phase aqueuse en gris foncée et la phase NAPL en blanc. Dans le zoom de droite, les films de NAPL sont visualisés par les flèches vertes (source : projet SOBIOVE)	22
Figure 9 - Schématisation des différentes phases dans le cas d'un écoulement gazeux dans la ZNS (Rathfelder et al., 2000)	23
Figure 10 - Illustration des différentes échelles utilisées pour la modélisation du transport en milieu poreux (source : Côme et al., 2006b)	24
Figure 11 - Évolution de la surface d'échange NAPL/gaz dans une colonne de sols soumise à aération, avec une diminution d'environ 50 % de la surface d'échange entre la figure de gauche à $t=0j$ et de droite à $t=14j$ (source : projet SOBIOVE)	25
Figure 12 - Interface hydrocarbure/eau avant et après formation d'un biofilm de <i>A.borkumensis</i> (source : Omarova et al., 2019)	27
Figure 13 - Illustrations de l'effet rebond (source : GINGER BURGEAP).....	29
Figure 14 - Images acquises en tomographie à rayons X. Essai en colonne de verre contenant du sable, de l'eau (gris foncé), de l'air (noir) et du décane (blanc). En haut : Coupes 2D d'une image 3D montrant les 4 phases avec une segmentation de la phase solide (milieu) et de la phase NAPL (droite). En bas : à gauche visualisation 3D de la phase NAPL, à droite l'histogramme des volumes de chaque blob de NAPL identifié et de la répartition en proportion volumique (source : projet SOBIOVE)	33
Figure 15 - Évolution des concentrations en O_2 , CO_2 et CH_4 sur le puits d'extraction lors de l'essai de relaxation suite à l'arrêt de l'extraction d'air à la fin de la phase de Venting (source : projet SOBIOVE)	37
Figure 16 – Evolution du taux d'oxygène lors de l'essai de relaxation (source : projet SOBIOVE)	38
Figure 17 - Répartition moyenne des fractions TPH dans les sols à l'état initial (source : projet SOBIOVE)	39
Figure 18 - Répartition moyenne des fractions TPH dans les sols après 3 mois de traitement (source : projet SOBIOVE).....	39
Figure 19 – Exemple de design d'un dispositif pilote de Bioventing (source : projet SOBIOVE)	40
Figure 20 - Suivi des teneurs en eau et de la température à différentes profondeurs dans le sol (sondes capacitives) et des précipitations journalières (source : projet SOBIOVE)	42
Figure 21 - Évolution de l'humidité relative (en bleu) et absolue (en orange) au puits d'extraction durant 2 mois (source : projet SOBIOVE)	42
Figure 22 - Suivi de la température de l'eau de nappe dans le piézomètre Pz1 (source : projet SOBIOVE).....	43
Figure 23 – Abaque de variation de température en fonction de la pression pour le modèle de soufflante utilisée pour le pilote (source : projet SOBIOVE)	43
Figure 24 - Modélisation à l'aide du code CubicM des écoulements gazeux des 8 puits d'injection vers le puits d'extraction central (vitesses en m/s). Lignes de courant montrant un bon confinement du système (source : projet SOBIOVE)	43
Figure 25 - Évolution des teneurs en CO_2 au puits d'extraction en fonction du battement de la nappe et du cycle d'injection/extraction d'air (à 10h et 22h pendant 72 minutes) sur une durée de 12 jours (source : projet SOBIOVE)	44
Figure 26 - Influence du marnage sur les teneurs en CO_2 au puits d'extraction sur une durée de 2 jours. Les lignes vertes verticales correspondent au démarrage de l'injection/extraction d'air à 10h et 22h pendant 72 minutes (source : projet SOBIOVE)	44
Figure 27 - Évolution des teneurs en PID (violet, valeurs tronquées à 500 ppm), de la température et de la profondeur la nappe (source : projet SOBIOVE)	45
Figure 28 - Évolution des teneurs en PID (valeurs non tronquées), de la température et de la profondeur la nappe (source : projet SOBIOVE)	45
Figure 29 - Teneurs en O_2 , CO_2 , CH_4 et H_2S (échelle à gauche) dans les gaz extraits et évolution de la nappe (échelle à droite) (Source : projet SOBIOVE)	46
Figure 30 - Évolution des concentrations en O_2 et CO_2 durant la phase Bioventing de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)	47
Figure 31 - Évolution des fractions TPH par ouvrage tout au long de l'essai pilote – Phases de Venting (Vi), de relaxation (Ri), de Bioventing (BVi). PEC : puits d'extraction (Source : projet SOBIOVE).....	50

Figure 32 - Composition en hydrocarbures de la paraffine utilisée pour constituer le milieu sélectif (source : VALGO / projet SOBIOVE)	51
Figure 33 - Numérations bactériennes en flore totale en fonction de la profondeur (à gauche) et de la concentration en hydrocarbures (à droite) (source : projet SOBIOVE)	51
Figure 34 - Numérations bactériennes en flore spécifique aux hydrocarbures en fonction de la profondeur (à gauche) et de la concentration en hydrocarbures (à droite) (source : projet SOBIOVE)	52
Figure 35 - Concentrations en TPH C5-C40 pour les 3 campagnes de suivi du pilote (source : projet SOBIOVE)	55
Figure 36 – Concentrations moyennes en TPH C5-C40 dans les sols pour les 3 campagnes (source : projet SOBIOVE)	56
Figure 37 - Localisation des ouvrages du site pilote – Etat initial (puits d’injection, puits d’extraction, piézaires, piézomètres, sonde capacitive), état intermédiaire après la phase de Venting (sondages 09/2021), état final (03/2022) (source : projet SOBIOVE)	56
Figure 38 - Profils verticaux des concentrations en TPH C5-C40 dans les sols à l’état initial (source : projet SOBIOVE)	57
Figure 39 - Vue 3D des concentrations en TPH C5-C40 dans les sols à l’état initial et interfaces de lithologie (source : projet SOBIOVE)	57
Figure 40 - Simulations KARTOTRAK de la répartition spatiale de la pollution à l’état initial, exprimée en concentrations en TPH C5-C40 (en haut) et en saturation en NAPL (en bas) (Source : projet SOBIOVE)	58
Figure 41 - Simulations KARTOTRAK de la répartition spatiale de la pollution à l’état final, exprimée en concentrations en TPH C5-C40 (en haut) et en saturation en NAPL (en bas) (Source : projet SOBIOVE)	60
Figure 42 - Répartition des fractions TPH entre état initial et état final (source : projet SOBIOVE)	60
Figure 43 - Evolution à un pas de temps horaire des masses d’hydrocarbures extraites par volatilisation (rouge) et par biodégradation (bleu) (Source : projet SOBIOVE)	63
Figure 44- Masse cumulée extraite durant l’essai pilote (Source : projet SOBIOVE)	64
Figure 45 – Teneurs en CH ₄ mesurées au puits d’extraction durant les phases de Venting (à gauche) et de Bioventing (à droite) (source : projet SOBIOVE)	64
Figure 46 - Teneurs en CH ₄ mesurées au puits d’extraction durant les paliers des phases de Venting (à gauche) et de Bioventing (à droite) (source : projet SOBIOVE)	65
Figure 47 – Schémas de dégradation sous conditions anaérobies méthanogènes (source : Trably, 2020)	65
Figure 48 - Modèle conceptuel du code CubicM pour la zone non saturée (source : projet SOBIOVE)	68
Figure 49 - Différents scénarios d’évolution de la fonction du biofilm dégradant le NAPL dans le code CubicM (source : projet SOBIOVE)	70
Figure 50 - Domaine discrétisé (8m de profondeur, section 20m x 20m) et initialisation du modèle CubicM (source : projet CubicM)	71
Figure 51 - Distribution des saturations en NAPL à l’état initial du modèle, dans le domaine discrétisé à partir des données KARTOTRAK (source : projet SOBIOVE)	71
Figure 52 – Maillage, puits d’injection et d’extraction du modèle CubicM (source : projet SOBIOVE)	72
Figure 53 - Calibration du modèle CubicM avec comparaison des données simulées et mesurées : masses volatilisées et biodégradées (échelle de droite) et concentrations en O ₂ et CO ₂ (échelle de gauche) (Source : projet SOBIOVE)	73
Figure 54 - Simulation exploratoire débutée après le Venting en imposant des conditions de pression atmosphérique dans les puits d'injection et d'extraction (source : projet SOBIOVE)	73
Figure 55 - Schéma de principe du processus de volatilisation dans un traitement par Bioventing (source : projet SOBIOVE)	78
Figure 56 - Schéma de principe du processus de biodégradation dans un traitement par Bioventing (source : projet SOBIOVE)	78

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1- Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le Venting/Bioventing (source : Guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019)).....	30
Tableau 2 - Résultats des simulations de la perméabilité pour les essais sur le puits PEC (source : projet SOBIOVE)	36
Tableau 3 - Résultats des analyses isotopiques du CO ₂ prélevé sur le puits d'extraction du pilote (source : projet SOBIOVE).....	49
Tableau 4 – Valeurs moyennes des numérations bactériennes (UFC/g). (Source : projet SOBIOVE).....	52
Tableau 5 – Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état initial selon le quantile (en kg) (source : projet SOBIOVE).....	58
Tableau 6 - Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état initial (en kg) en considérant 71 et 151 échantillons de sols (source : projet SOBIOVE)	59
Tableau 7 - Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état final selon le quantile (en kg) (source : projet SOBIOVE).....	59
Tableau 8 - Quantités de polluants extraites lors de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)	79
Tableau 9 – Hypothèses retenues pour le bilan GES de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)	79
Tableau 10 – Emissions de GES calculées pour l'essai pilote - Unité fonctionnelle : 1 kg de polluant traité (source : projet SOBIOVE).....	80
Tableau 11 - Emissions de GES calculées pour l'essai pilote - Unité fonctionnelle : toute la durée de l'essai (source : projet SOBIOVE).....	80
Tableau 12 - Emissions de GES calculées comparées pour le Venting et le Bioventing - Unité fonctionnelle : 1000 kg d'hydrocarbures traités (source : projet SOBIOVE)	81
Tableau 13 - Emissions de GES calculées pour les processus de volatilisation et de biodégradation - Unité fonctionnelle : 1000 kg d'hydrocarbures traités (source : projet SOBIOVE).....	82
Tableau 14 – Paramètres de suivi d'un traitement à pleine échelle	84

Résumé exécutif

Le Bioventing est une technique de traitement in situ des polluants organiques volatils localisés dans la zone non saturée, s'appuyant sur une extraction sous vide, et visant à stimuler les mécanismes de volatilisation et de biodégradation aérobie. En dépit du fait que le Bioventing est l'une des techniques les plus anciennes et les plus couramment utilisées pour la dépollution des sols, il persiste des lacunes de connaissances qui ont des impacts sur l'efficacité du traitement, et par conséquent sur sa durée et son coût. Le verrou technique majeur concerne l'estimation de la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans les taux d'abattement de la pollution, alors que les bilans de masse sur ces deux mécanismes sont rarement effectués. C'est pour apporter des éléments de réponse à ce verrou qu'un consortium comprenant une société d'ingénierie (GINGER-BURGEAP et GINGER-CEBTP), une entreprise de travaux (VALGO) et deux laboratoires de recherche (IMFT, ITES) ont conduit entre 2018 et 2023 le projet SOBIOVE dans le cadre de l'APR ADEME/GESIPOL. L'objectif principal du projet est d'estimer la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans le taux d'abattement de la pollution à l'échelle d'un site pilote réalisé et suivi dans des conditions de site réel durant plusieurs mois. C'est dans ce contexte que ce guide technique est proposé. Structuré en suivant les principales étapes de la gestion d'un site pollué conformément à la méthodologie nationale, il s'adresse à la fois aux bureaux d'études et entreprises de travaux, mais également aux maîtres d'ouvrage et administrations.

Le chapitre 1 (Introduction) précise les motivations à la rédaction de ce guide, rappelle les principes du Venting et du Bioventing, présente le contexte réglementaire et normatif avec quelques points d'attention concernant sa déclinaison pour le Bioventing, avant d'évoquer les principaux enjeux technico-économico-temporels de cette technique de traitement.

Le chapitre 2 (schématisation et mécanismes en jeu) présente des rappels de la littérature sur les concepts clés et les principaux mécanismes en jeu dans le Bioventing pour le cas d'un sol pollué par des hydrocarbures : écoulement multiphasique (avec les concepts de perméabilité relative fonction de la saturation en fluide, ...), transport de masse non réactif (avec les cinétiques d'échange entre phases, dans un cas mono- ou multi-constituants), la biodégradation aérobie dans la zone non saturée. Ces rappels sont illustrés avec quelques résultats issus des essais en petite colonne de laboratoire et de la microtomographie X conduits dans le cadre du projet SOBIOVE. Ces résultats montrent notamment des évaluations des surfaces d'échange entre phases, paramètres clés pour estimer les cinétiques d'échanges et par conséquent les flux massiques volatilisés et biodégradés.

Il présente également l'effet rebond, qui se traduit de façon pratique par une ré-augmentation des concentrations en polluants dans la phase gazeuse après l'arrêt de la circulation forcée d'air dans le cas du Bioventing. Sur un plan conceptuel, il provient de la modification de trois dynamiques : les échanges entre phases, le transport du polluant dans la phase gazeuse, et la biodégradation. L'effet rebond, qui constitue l'un des points d'attention pour évaluer l'atteinte des objectifs de fin de traitement, peut être estimé par un essai de relaxation.

Le chapitre 3 (dimensionnement d'un essai pilote) décrit différents essais contribuant au dimensionnement d'un essai pilote (essai sur le terrain de longue durée, généralement quelques mois) :

- Des essais de caractérisation, en s'appuyant sur le guide ESTRAPOL (Vernus et al. 2019) mais avec une liste de paramètres complémentaires proposée
- Des essais en laboratoire : un essai de Venting en colonne, un essai de biodégradabilité en batch et un essai de traitement de Bioventing en colonne, trois essais présentés par ailleurs dans le guide ESTRAPOL. Il est également proposé un essai respirométrique en enceinte fermée de type Oxitop.
- Des essais sur le terrain : après quelques considérations générales, des recommandations détaillées sont proposées pour le design technique du dispositif. Puis différents essais de courte durée sont décrits : un essai d'estimation de la perméabilité à l'air, un essai de détermination du rayon d'influence de l'apport d'oxygène, un essai de détermination du taux d'utilisation de l'oxygène, et un essai de relaxation. Enfin, des recommandations complémentaires sont faites pour un essai pilote. Certains de ces essais sont illustrés avec les résultats du projet SOBIOVE.

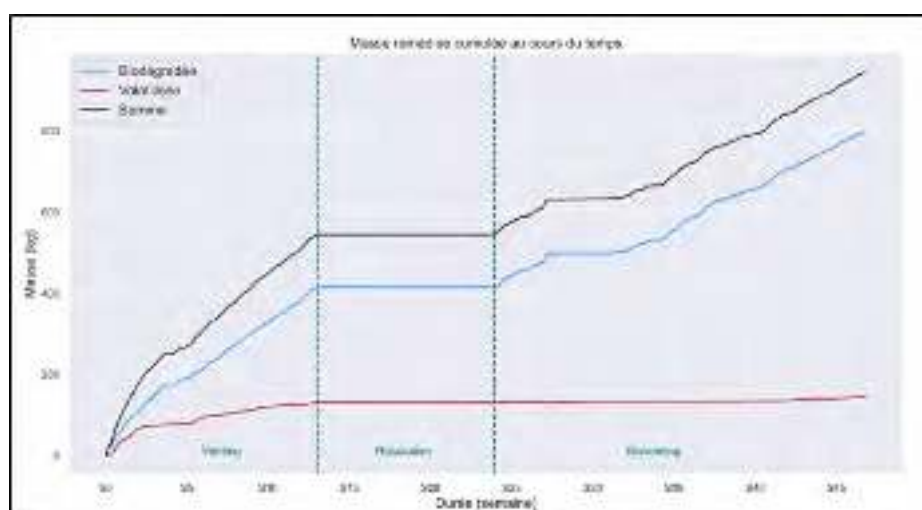
Le chapitre 4 (suivi d'un essai pilote) décrit les paramètres recommandés pour le suivi d'un essai pilote, pour une pollution de type hydrocarbures :

- Paramètres mesurés ou liés à la phase gazeuse :
 - Paramètres physiques (paramètres météorologiques, humidité relative et température du sol, pression, débit d'air, température et humidité relative aux puits d'extraction et d'injection, niveau de nappe, épaisseur de phase NAPL mobile)
 - Paramètres chimiques (suivi en continu de la concentration en COV totaux sur le puits d'extraction (PID) et des paramètres liés à la biodégradation (teneurs en O_2 , CO_2 , CH_4), campagnes ponctuelles dans différents ouvrages (concentrations en hydrocarbures (indicateur global de type PID et TPH C5-C16), teneurs en O_2 , CO_2 , CH_4), mesure ponctuelle de l'activité du Carbone 14 du CO_2 au puits d'extraction)
- Paramètres dans les sols : concentrations en hydrocarbures (TPH C5-C40), paramètres d'évaluation de la fertilité (COT, N, P, K), paramètres biologiques (numération bactérienne de la flore aérobie totale et de la flore aérobie spécifique aux hydrocarbures)
- Paramètres dans les eaux souterraines : hydrocarbures par TPH (C5-C40), COD, DBO5, DCO, paramètres de terrain (O_2 , Redox, Température, pH, Conductivité), nutriments (N, P), éventuellement BTEX, CO_2 , CH_4 , SO_4 , H_2S .

L'ensemble des paramètres proposés sont des indicateurs mesurés classiquement sur site ou en laboratoire, hormis les mesures de l'activité du Carbone 14 et les numérations bactériennes. Les recommandations sont illustrées avec les données de suivi de l'essai pilote SOBIOVE.

Le chapitre 5 (réception d'un essai pilote) présente deux méthodes pour établir un bilan des masses remédiées au cours d'un essai pilote, l'une fondée sur les concentrations dans les sols et l'autre sur le flux gazeux à l'extraction du système.

La première méthode est basée sur au moins deux campagnes de prélèvement d'échantillons de sols et d'analyses en laboratoire (au minimum la concentration en polluant, éventuellement d'autres paramètres, notamment des propriétés pétrophysiques), ainsi qu'un traitement des données visant à spatialiser les données ponctuelles analysées (quelques dizaines de g de sol) au volume de sol traité. L'application de cette approche sur l'essai pilote SOBIOVE a été réalisée avec un traitement géostatistique des données (logiciel KARTOTRAK), qui fournit des résultats de concentrations en polluants (TPH C5-C40) à considérer selon un seuil de probabilité : dans la zone de traitement (ZNS), les calculs indiquent à l'état initial une masse comprise entre 2283 et 2941 kg selon le quantile considéré, pour une masse comprise entre 1418 et 1940 kg à l'état final. Ce qui génère une diminution comprise entre 870 kg (quantile 95%) et 1000 kg (quantile 10%).



Masse cumulée extraite durant l'essai pilote (Source : projet SOBIOVE)

La seconde méthode est fondée sur le suivi dans le temps des concentrations de différents indicateurs dans les gaz du puits d'extraction (mesures en quasi continu du débit d'air et des concentrations en COV totaux, O_2 , CO_2 , et CH_4 , campagnes ponctuelles avec analyses en laboratoire (TPH C5-C16 dans le cas des hydrocarbures). À partir choix sur les hydrocarbures modèles, les schémas réactionnels de biodégradation, les équations

stœchiométriques et les facteurs de conversion, les flux gazeux sont traduits en masse de polluant extraite du système. L'application de cette approche sur l'essai pilote SOBIOVE montre que 945 kg d'hydrocarbures ont été enlevés du système, dont 145 kg par volatilisation et 800 kg par biodégradation, soit 15 % par volatilisation et 85 % par biodégradation. Pendant la phase de Venting, la masse totale volatilisée est de 130 kg pour une masse totale biodégradée de 415 kg, soit un ratio de 24% volatilisée et 76% biodégradée. Pendant la phase de Bioventing, 385 kg d'hydrocarbures ont été biodégradés et 15 kg volatilisés, soit un ratio de 4% volatilisée et 96% biodégradée. En considérant une masse initiale de 2280 kg d'hydrocarbures (TPH C5-C40), 41 % des hydrocarbures ont été extraits durant l'essai pilote.

La comparaison entre les deux méthodes indique que les incertitudes associées aux résultats fournis sont nettement moindres pour la méthode fondée sur les flux gazeux. Cette méthode est par ailleurs la seule capable de distinguer les masses volatilisées et biodégradées et de suivre l'évolution dans le temps des cinétiques des deux processus. C'est donc, de notre point de vue, la seule méthode permettant de piloter/optimiser un traitement par Bioventing. Elle a cependant besoin de s'appuyer sur un état initial de la masse de polluant dans les sols, si l'on souhaite fournir un ratio masse extraite/masse initiale, qui impose alors une campagne de sondages sols et d'analyses en laboratoire.

Il est également présenté succinctement ici l'apport de la modélisation numérique. La mise en œuvre d'outils de modélisation numérique d'écoulement et de transport peut s'avérer utile pour comprendre/quantifier les mécanismes en jeu, confronter le bilan de masse estimé à partir des données mesurées, tester des hypothèses, et une fois le modèle calibré, réaliser des simulations prévisionnelles pour aider au dimensionnement et au pilotage d'une opération de traitement en vraie grandeur. Ces différents objectifs sont illustrés à partir de travaux réalisés à l'aide du logiciel CubicM dans le cadre du projet SOBIOVE

Le chapitre 6 (traitement à pleine échelle) présente des recommandations pour un traitement à pleine échelle. Comme un tel traitement n'a pas été réalisé dans le cadre du projet SOBIOVE, les recommandations formulées ici sont sommaires. Elles s'appuient sur certains résultats des travaux du projet ainsi que sur l'expérience de GINGER et de VALGO acquise lors de la réalisation de travaux de dépollution. Sont abordés ici le dimensionnement, l'évaluation de l'impact du procédé en termes d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), le suivi du traitement, la réception des travaux ainsi que la surveillance post-travaux.

Les bilans GES réalisés à partir des résultats des essais pilote SOBIOVE indiquent un ratio 4 en termes d'impacts en faveur de la biodégradation vis-à-vis de la volatilisation. Au regard de cet indicateur, ce résultat incite à chercher à stimuler en priorité la biodégradation vis-à-vis de la volatilisation dans un traitement par Bioventing. Il est recommandé par ailleurs de veiller à maintenir au mieux des conditions aérobies de biodégradation dans la zone de traitement pour éviter des émissions de CH₄ dont le PRG (Pouvoir de Réchauffement Global) est 28 fois supérieur à celui du CO₂.

Pour la réception des travaux, les critères de fin de traitement sont variables selon le contexte du site : une concentration inférieure à une concentration seuil sur un indicateur global, un ratio associé à un bilan de masse sur les concentrations dans les sols, un ratio associé à un bilan de masse sur le flux gazeux extrait du sol, ou l'atteinte d'une asymptote sur les concentrations en indicateurs gazeux à l'extraction. Si plusieurs critères d'arrêt sont demandés, nous recommandons de réaliser en priorité un bilan de masse sur les flux gazeux à l'extraction.

1. Introduction

Résumé

Ce chapitre précise les motivations à la rédaction de ce guide, rappelle les principes du Venting et du Bioventing, présente le contexte réglementaire et normatif avec quelques points d'attention concernant sa déclinaison pour le Bioventing, avant d'évoquer les principaux enjeux technico-économico-temporels de cette technique de traitement.

En dépit du fait que le Bioventing est l'une des techniques les plus anciennes et les plus couramment utilisées pour la dépollution des sols, il persiste des lacunes de connaissances qui ont des impacts sur l'efficacité du traitement, et par conséquent sur sa durée et son coût. Le verrou technique majeur concerne l'estimation de la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans les taux d'abattement de la pollution, alors que les bilans de masse sur ces deux mécanismes sont rarement effectués. C'est pour apporter des éléments de réponse à ce verrou qu'un consortium comprenant une société d'ingénierie (GINGER-BURGEAP et GINGER-CEBTP), une entreprise de travaux (VALGO) et deux laboratoires de recherche (IMFT, ITES) ont conduit entre 2018 et 2023 le projet SOBIOVE dans le cadre de l'APR ADEME/GESIPOL.

1.1. Pourquoi ce guide et à qui s'adresse-t-il ?

Le Bioventing est une technique de traitement in situ des polluants organiques volatils localisés dans la zone non saturée, s'appuyant sur une extraction sous vide, et visant à stimuler les mécanismes de volatilisation et de biodégradation aérobie. C'est l'une des techniques les plus couramment utilisées pour la dépollution des sols (en France, 80% du volume des sols traités in situ (hors confinement) d'après SELECDEPOL (chiffres 2010)). En dépit de ce constat, il persiste un certain nombre de lacunes de connaissances qui impactent potentiellement l'efficacité du traitement, et par conséquent sa durée et son coût.

Le verrou technique majeur du Bioventing concerne l'estimation de la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans les taux d'abattement de la pollution, cette donnée étant nécessaire au dimensionnement du traitement (nombre/localisation des puits, débits à appliquer, traitement des effluents, ...) et à son optimisation technico-économique (optimum de rendement, atteinte des objectifs, délais, ...). Les guides techniques relatifs au Bioventing sont nombreux, mais la plupart d'entre eux sont anciens, datant de la fin des années 1990 ou du début des années 2000 ((Leeson, Hinchee, 1995; USACE, 2002), ...). Que ce soit ces guides anciens ou des quelques guides récents ((US-EPA, 2017), guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019) dédié aux essais de faisabilité pour des PCT), leur contenu est généralement focalisé sur la mise en œuvre opérationnelle d'un traitement (liste de facteurs limitants, approches stœchiométriques, ...) sans proposer de méthode détaillée pour estimer les bilans de masse pour la volatilisation et la biodégradation. Ces constats semblent corroborer les avis des professionnels (enquête menée en 2017 auprès d'une vingtaine de bureaux d'études et d'entreprises de travaux de l'UPDS), lesquels attestent que les bilans de masse sont rarement effectués. Ils jugent utiles dans ce contexte d'établir un guide technique s'appuyant sur une démarche scientifique et technique et visant à sécuriser et optimiser l'utilisation du Bioventing.

Il convient de mentionner qu'une partie des guides et normes disponibles ne citent pas explicitement le Bioventing dans la liste des techniques de traitement, le Bioventing étant considéré comme une option de la technique SVE ou du Venting (Norme ISO/DIS 24212, 2023), ...). A contrario, le Bioventing est cité comme une technique à part dans quelques documents, en particulier la (Norme NF X31-620-4, 2021) avec la codification C315b, le guide PCT (Billard et al., 2019) et SELECDEPOL. De son côté, le guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019) mentionne ensemble le Venting et le Bioventing.

La quantification de la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans les taux d'abattement de la pollution nécessite de lever un certain nombre de verrous dont les principaux sont (1) l'estimation multi-échelles des coefficients d'échange (définissant les cinétiques de transfert de masse du polluant) et de biodégradation dans un système multiphasique complexe (matrice solide, polluant sous forme de phase pure (NAPL, qu'il soit mobile ou immobile), eau mobile/immobile, gaz mobile/immobile, biofilm), (2) la prise en compte des hétérogénéités du milieu et du polluant, (3) l'évaluation des facteurs de changement d'échelle.

Dans ce contexte, un consortium comprenant une société d'ingénierie (GINGER, représentée par ses filiales BURGEAP et CEBTP), une entreprise de travaux (VALGO) et deux laboratoires de recherche (IMFT, ITES) ont

proposé le projet SOBIOVE (Sécurisation des Opérations de BIOVenting par Évaluation des cinétiques d'échanges et de biodégradation) dans le cadre de l'APR ADEME/GESIPOL.

L'objectif principal du projet est d'estimer la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans le taux d'abattement de la pollution à l'échelle d'un site pilote réalisé et suivi dans des conditions de site réel et avec une durée de traitement de plusieurs mois. Ce qui nécessite de définir au préalable les paramètres clés et les méthodes de mesure associées, ainsi que les méthodes de réalisation des bilans de masse.

Le projet, réalisé entre fin 2018 et début 2023, comprend des expérimentations sur des colonnes de laboratoire et sur un pilote de quelques centaines de m³ localisé sur l'ex-raffinerie de Petit-Couronne (propriété de VALGO), avec l'acquisition de données à l'échelle du pore, de Darcy et du site pilote. Interprétées et confrontées à différents outils de calcul, ces données ont permis une meilleure compréhension et quantification des mécanismes en jeu dans le Bioventing, dont la synthèse est restituée dans le présent guide. Les essais sur le pilote de terrain ont permis d'aborder de nombreuses questions propres aux expérimentations à cette échelle. Il est à noter que pour une question de phasage des opérations, les résultats des essais en laboratoire (échelle centimétrique) et des travaux de modélisation numérique n'ont pas pu être valorisés dans les choix et le dimensionnement du pilote de terrain (échelle métrique). Le pilote de terrain peut cependant être considéré comme une miniature d'un traitement pleine échelle (échelle décamétrique) et répondre à ce titre à un certain nombre de questions concernant le fonctionnement d'une opération de Bioventing. Le projet SOBIOVE n'a cependant pas été jusqu'à la transposition d'un traitement à pleine échelle. En conséquence, nous ne pourrions porter un regard acéré sur cette étape, nous limitant à quelques préconisations fondées sur les travaux SOBIOVE et l'expérience des partenaires du consortium.

Ce guide, qui s'adresse à la fois aux bureaux d'études et entreprises de travaux, mais également aux maîtres d'ouvrage et administrations, est structuré en suivant les principales étapes de la gestion d'un site pollué conformément à la méthodologie nationale (DGPR, 2017). Après ce chapitre introductif, il contient les chapitres suivants :

- Chapitre 2 : Schématisation et mécanismes en jeu
- Chapitre 3 : Dimensionnement d'un essai pilote
- Chapitre 4 : Suivi d'un essai pilote
- Chapitre 5 : Réception d'un essai pilote
- Chapitre 6 : Traitement à pleine échelle

Il convient de mentionner que le Bioventing étudié ici est fondé sur la seule circulation d'air atmosphérique. Ses variantes (injection d'oxygène pur, injection d'air chauffé, ...) ne sont pas abordées dans ce guide.

1.2. Principe du Venting et du Bioventing

Le Venting

Les composés organiques volatils présents les sols, généralement issus d'une infiltration sous forme de NAPL, ont tendance à se volatiliser dans la fraction gazeuse des pores de la zone non saturée (ZNS). Le Venting, par mise en dépression de la ZNS, induit une circulation d'air et provoque un renouvellement de l'air pollué dans le sol. Ce renouvellement d'air a pour conséquence la modification des dynamiques entre les différentes phases (NAPL, air, eau, sol), en accélérant les cinétiques d'échange du polluant vers la phase gazeuse, permettant ainsi de dépolluer la ZNS. L'air chargé en composés organiques volatils (COV) est récupéré par un puits d'extraction avant d'être traité en surface (Figure 1).

Le Bioventing

Le Bioventing consiste à augmenter les teneurs en oxygène dans la ZNS pour stimuler la biodégradation de polluants organiques dégradables dans des conditions aérobies (en particulier des coupes pétrolières de type essence ou gazole). L'apport d'oxygène est généralement réalisé sous forme d'injection d'air dans des puits, avec cependant des débits d'injection (et d'extraction d'air associés) souvent inférieurs à ceux d'un Venting. De ce fait, le Bioventing, s'il cherche à stimuler la biodégradation, comprend également une part de volatilisation induit par le dispositif aéraulique d'injection/extraction d'air, lequel accélère les cinétiques d'échange du polluant vers

la phase gazeuse. Afin d'augmenter la biodégradation, il est parfois nécessaire de fournir des nutriments (N, P, K, ...) sous forme liquide (par le biais de puits superficiels, de drains, ...). Par ailleurs, des substrats spécifiques sont parfois ajoutés afin de favoriser la dégradation par cométabolisme de certains composés récalcitrants.

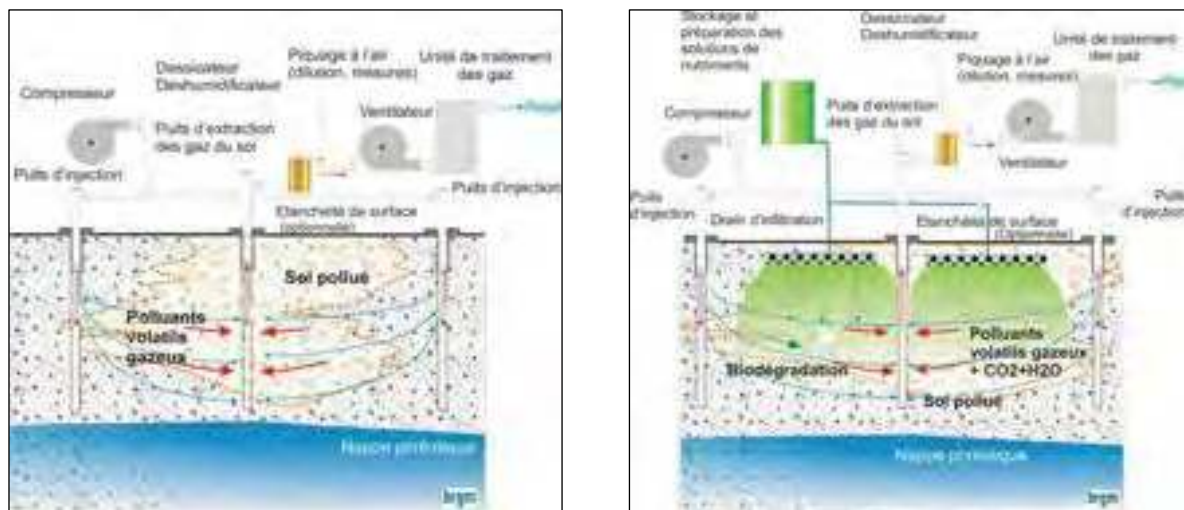


Figure 1 - Schéma de principe du Venting (à gauche) et du Bioventing (à droite) (source : SELECDEPOL)

Le Venting et le Bioventing sont souvent confondus, et il ne semble pas exister, à notre connaissance, de définition qui fasse consensus pour distinguer de façon claire ces deux termes. Le terme de Bioventing semble préféré lorsque la biodégradation est plus importante que la volatilisation, ... mais la littérature semble indiquer par ailleurs que les ratios volatilisation/biodégradation dans les bilans de masse sont rarement évalués.

1.3. Contexte réglementaire et normatif

La méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (DGPR, 2017) stipule que « Lorsque des pollutions concentrées sont identifiées (flottants sur les eaux souterraines, terres fortement imprégnées de produits, produits purs, ...), la priorité consiste d'abord à déterminer les modalités de suppression des pollutions concentrées plutôt que d'engager des études pour justifier leur maintien en l'état, en s'appuyant sur la qualité dégradée des milieux ou sur l'absence d'usage de la nappe ». Une pollution concentrée est définie comme le volume de milieu souterrain à traiter, délimité dans l'espace, au sein duquel les concentrations en une ou plusieurs substances sont significativement supérieures aux concentrations de ces mêmes substances à proximité immédiate de ce volume. La définition d'une zone de pollution concentrée repose sur la notion de bilan de masse, comme décrit dans le guide BRGM sur la définition d'une stratégie de dépollution (Lion et al., 2015). Par ailleurs, une « forte anomalie de concentration » peut définir un seuil à partir duquel les risques sanitaires deviennent supérieurs au niveau de risque acceptable selon la méthodologie nationale.

Les travaux de dépollution qui en découlent n'ont cependant pas pour objectif d'éliminer toute trace de pollutions dans les sols, mais de répondre à l'un des deux enjeux suivants : la suppression d'un risque sanitaire ou une démarche globale de réduction des pollutions chroniques et d'amélioration continue de la qualité des milieux. Ce qui suppose, dans tous les cas, la détermination d'objectifs de traitement tant sur le plan technique que sur le plan économique.

L'ensemble des missions d'études et de travaux font l'objet de la norme (NF X31-620-2, 2021) relative aux exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle. Le Venting correspond au code technique C311a et le Bioventing au code C315b de la (Norme NF X31-620-4, 2021).

Les principaux concepts de la gestion des sites et sols pollués en lien avec les techniques de dépollution sont rappelés ci-dessous.

Diagnostic de pollution

La place du diagnostic de pollution est décrite dans le logigramme extrait du récent « Guide diagnostic des sites et sols pollués » de la DGPR d'avril 2023 (Figure 2, (Marot et al., 2023)).

Les finalités d'un diagnostic de pollution de sols comprennent en particulier la quantification de la pollution, la vérification de la faisabilité des scénarii de réhabilitation envisagés et le dimensionnement des traitements. La réalisation d'un diagnostic approfondi permet d'acquérir généralement la connaissance des paramètres caractérisant le milieu sol (nature, hétérogénéités des horizons de sols, humidité des sols, niveaux de nappe et zone de battement de nappe, ...) et la pollution (concentrations dans les sols, présence de NAPL, répartition des polluants dans les différents horizons, concentrations dans les gaz des sols, ...). D'autres paramètres d'intérêt pour le Bioventing sont en particulier les gaz des sols (O₂, CO₂, CH₄), la répartition des hydrocarbures selon les fractions TPH, les concentrations en azote et en phosphore dans les sols, la perméabilité à l'air et les caractéristiques de l'environnement immédiat de la zone de pollution.

Un programme d'investigations complémentaires orienté vers les solutions de traitement, de type E1¹, est alors recommandé.

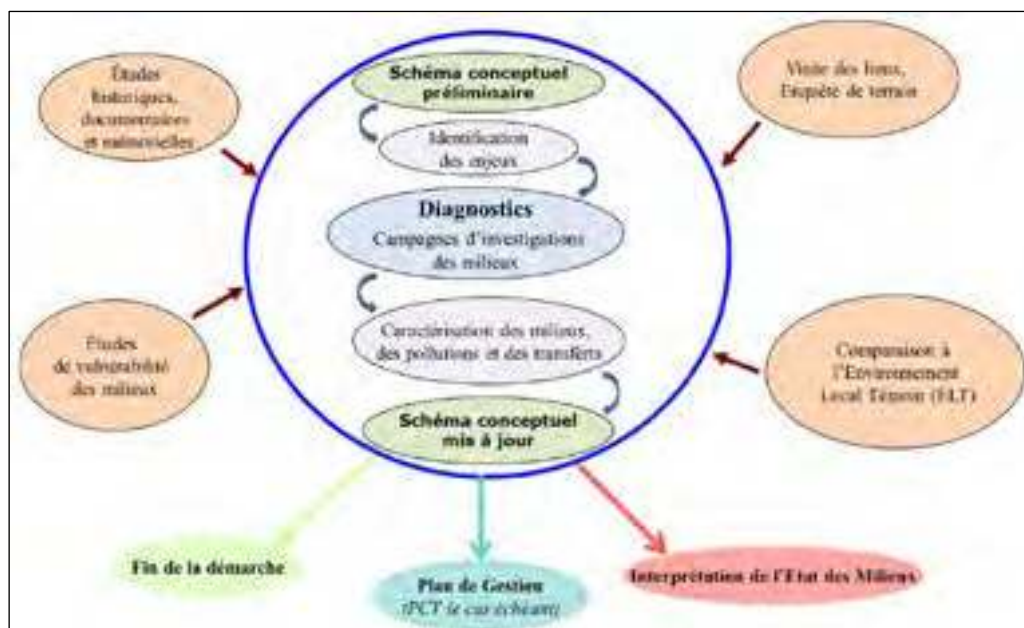


Figure 2 - Logigramme extrait du Guide diagnostic des sites et sols pollués (Marot et al., 2023)

Plan de gestion

C'est le rôle du plan de gestion d'étudier en priorité les modalités de suppression d'un risque sanitaire ou des pollutions concentrées. Cette prestation s'attache également à maîtriser les impacts et les risques associés et à gérer les pollutions résiduelles et diffuses. Le plan de gestion comprend un bilan coûts-avantages qui permet un arbitrage entre les différents scénarios de gestion possibles (au moins deux), validés d'un point de vue sanitaire.

Bilan Coûts-Avantages (BCA)

Le choix d'une solution de traitement doit être développé et argumenté dans le cadre du Bilan Coûts Avantages. Le BCA est décrit plus particulièrement dans les documents « Elaboration des bilans coûts-avantages adaptés aux contextes de gestion des sites et sols pollués » (ADEME, UPDS, 2016) et dans le Guide BRGM sur l'analyse coûts bénéfiques des techniques de traitement (Colombano et al., 2010). Le BCA comprend 5 familles de critères :

- Les critères techniques, normatifs et organisationnels
- Les critères économiques intégrant les coûts de travaux mais également les restrictions d'usage, les dispositions constructives nécessaires et leur maintenance, ainsi que la surveillance post-travaux
- Les critères environnementaux, d'hygiène de sécurité
- Les critères socio-politiques
- Les critères juridiques et réglementaires.

¹ E1 : selon le guide du plan de conception des travaux, cf. figure 6

Concernant les critères techniques, normatifs et organisationnels, il convient en particulier de discuter la possibilité d'atteindre les objectifs de traitement définis dans le plan de gestion. Le Bioventing est généralement évalué comme une technique pouvant être très efficace (jusqu'à plus de 90%, d'après Colombano et al., 2010), mais cette efficacité peut être très variable selon les hétérogénéités du milieu souterrain et de la pollution. Les coupes pétrolières les plus classiques (essence, gazole, kérosène), sont généralement réputées être bien traitées par Bioventing. Le délai de traitement est souvent estimé entre 12 et 24 mois, avec des objectifs traduits en différence de masse ou de concentrations en hydrocarbures dans les sols entre l'état final et l'état initial.

Concernant les critères économiques, les principaux postes de chiffrage du Bioventing correspondent à la réalisation des ouvrages souterrains, à la nécessité ou pas d'injecter des nutriments, au temps de traitement et donc à l'immobilisation des équipements de traitement et des personnels, et à la charge en effluents gazeux à traiter. Aux coûts de traitement doivent être additionnés les coûts de surveillance des milieux afférant à la surveillance post-traitement.

Le critère environnemental et le critère socio-politique sont généralement considérés comme favorables au Bioventing (Bilan énergétique et bilan des émissions de Gaz à Effet de Serre, en particulier pour la partie biodégradation, faibles nuisances).

Les critères juridiques et réglementaires permettent d'identifier la responsabilité à court et long terme du maître d'ouvrage. A ce titre, pour le Bioventing, ce critère est associé principalement à la pollution résiduelle après traitement et la surveillance éventuelle post-travaux.

Objectifs de traitement

Le choix d'un objectif de traitement est dépendant des critères compatibilité des milieux ou compatibilité sanitaire. Ce qui se traduit par deux approches possibles :

- En l'absence d'un objectif de compatibilité sanitaire ou de qualité des milieux, l'objectif de traitement est généralement fixé en termes de masse à dégrader. Le calcul de la masse doit être discuté au stade du plan de conception des travaux sur la base de l'efficacité prévisionnelle déterminée à l'issue des essais de faisabilité de traitement (essais de performance E3) ;
- En présence d'un objectif de compatibilité sanitaire ou de qualité des milieux, l'objectif de traitement est généralement fixé également ou exclusivement en termes de concentration dans les gaz du sol ou dans les sols. Les objectifs dans les gaz du sol doivent correspondre au minimum à une valeur définissant un niveau de risque inférieur aux critères d'acceptabilité définis par la méthodologie DGPR, en intégrant le résultat de l'étude d'incertitudes de l'ARR, les dispositions constructives et les restrictions d'usages.

Le Bioventing concerne exclusivement la zone non saturée et éventuellement la partie « non saturée » (en eau) de la zone de battement de nappe. Il est réservé au traitement d'une zone de pollution générant un risque sanitaire et/ou une pollution concentrée comprenant des polluants volatils biodégradables par voie aérobie. De façon pratique, cela concerne pour l'essentiel des hydrocarbures pétroliers (coupes pétrolières de type essence, gazole, kérosène, ...).

La délimitation de la zone à traiter est définie dans le Plan de gestion :

- Si l'objectif de traitement est la compatibilité sanitaire, il est généralement visé une concentration compatible avec l'analyse des risques résiduels (ARR)
- Si l'objectif de traitement concerne la qualité des milieux, il est généralement visé une concentration dans les gaz du sol ou dans les sols, définie par différents indicateurs statistiques (moyenne, quantile, maximum, ...)
- Si l'objectif de traitement est un ratio de masse à dégrader, l'approche peut être fondée sur un seuil de coupure. Dans ce cas, deux approches méthodologiques au minimum doivent être mises en œuvre. Parmi elles, une approche de type PARETO masse de polluant / volume de sols avec un abattement de masse de X% est souvent utilisé. Le seuil de coupure est généralement défini en termes de concentration en polluant dans les sols, mais il peut être traduit également en concentration dans les gaz des sols. Ces approches sont décrites dans le guide BRGM sur la définition d'une stratégie de dépollution (Lion et al., 2015).

La répartition spatiale des hydrocarbures dans la zone non saturée et dans la zone de battement de nappe est conditionnée par les hétérogénéités spatiales des propriétés du milieu souterrain, en particulier de lithologie. Dans le cadre d'un traitement par Bioventing, il est nécessaire de caractériser précisément les horizons à traiter (épaisseur, concentrations en polluants, granulométrie, teneur en eau et en matière organique) afin de développer un argumentaire robuste sur le choix des horizons à traiter. De ce choix dépend notamment l'importance des effets rebonds qui peuvent être dus à la présence d'horizons de sols pollués non traités,

d'horizons de sols insuffisamment traités ou d'horizons non traitables (argileux) pouvant relarguer des vapeurs de polluants dans les sols plus perméables.

Plan de conception de travaux (PCT)

La révision de la méthodologie nationale en 2017 a introduit le plan de conception des travaux (PCT) qui a pour objectif de faire la transition entre études et travaux, de façon à sécuriser ces derniers sur un plan technique et budgétaire. Le plan de conception des travaux intègre les résultats des analyses de caractérisation de type E1, ainsi que des essais d'orientation E2 et de performance E3.

Lorsqu'une prestation PCT est engagée, des essais en laboratoire et/ou sur le terrain sont nécessaires. Dans le cas de techniques de traitement in situ, la réalisation d'essais de terrain est indispensable pour préciser la faisabilité technique des solutions étudiées et confirmer ou pas l'atteinte des objectifs de réhabilitation définis dans le plan de gestion. Des études d'avant-projet pour les solutions retenues sont réalisées à l'issue des essais. Dans certaines situations particulières, la méthodologie nationale laisse cependant la possibilité de faire cette étude d'avant-projet sans essais. Dans ce cas, cette étude n'est pas considérée comme un PCT. Le PCT doit fournir les éléments techniques nécessaires à la rédaction du cahier des charges pour la consultation des entreprises de travaux et également pour permettre à l'administration d'encadrer les travaux par un arrêté préfectoral.

Deux documents techniques d'intérêt sont à mentionner ici : le guide PCT du Ministère (Billard et al., 2019), et le guide ESTRAPOL qui décrit les essais en laboratoire et sur le terrain pour une quinzaine de techniques de traitement (Vernus et al., 2019).

L'articulation entre le Plan de gestion et le PCT est illustrée Figure 3.



Figure 3 - Logigramme relatif au Plan de conception des travaux (source : guide PCT (Billard et al., 2019))

Critères d'arrêt d'un traitement

L'arrêt d'un traitement est généralement régi par un ou plusieurs critères convergents tendant à démontrer l'atteinte des objectifs d'arrêt du traitement. Pour le Bioventing, ces critères pourraient être :

- L'atteinte d'une masse de polluant enlevée de la zone traitée vis-à-vis d'une masse initialement présente
- L'atteinte d'une asymptote en termes de flux gazeux
- L'atteinte d'une concentration résiduelle issue d'un objectif de qualité des milieux (sols ou matrice d'impact), ou d'un calcul de risques sanitaires (dans l'eau, les gaz des sols ou l'air intérieur)

- L'atteinte d'un ratio pour un indicateur spécifique (microbiologie, ...).

L'atteinte de ces critères est vérifiée dans le cadre de la réception des travaux.

Parmi les documents d'intérêt, on peut citer le Guide de bonnes pratiques pour l'arrêt des traitements en place (in situ) (Colombano et al., 2022).

Analyse des risques sanitaires résiduels (ARR) après travaux, dispositions constructives et changements d'usage

S'il est défini dans le Plan de gestion la nécessité de contrôle de la qualité de l'air des sols après travaux, celui-ci est réalisé sur la base de prélèvements et d'analyses d'air des sols dans les ouvrages du dispositif de traitement par Bioventing après la fin des travaux. Les calculs de risques sanitaires issus de ces analyses (ARR) n'est pas nécessaire en l'absence de dépassements des seuils de risque acceptables à l'état initial et, a fortiori, en l'absence de composé volatil dans les sols à traiter.

Dans le cas où l'on ne peut pas garantir une compatibilité sanitaire après traitement, en raison par exemple du niveau des concentrations initiales en polluants trop élevées, de concentrations résiduelles dans des horizons peu perméables difficilement traitables (par exemple un horizon argileux pollué à proximité des horizons traités), ou d'un panache de composés dissous en nappe dégazant dans la zone non saturée, la garantie de comptabilité sanitaire après traitement sera établie sur la base de dispositions constructives ou de restrictions d'usage.

Surveillance des milieux

La surveillance des milieux se déroule pendant une opération de traitement et parfois postérieurement au traitement. Elle concerne formellement les milieux eaux souterraines, eaux superficielles, air des sols et air ambiant. Il convient de distinguer plusieurs de type de surveillance :

- Surveillance des panaches de composés dissous dans les eaux souterraines, et parfois également dans les eaux superficielles. Pour le Bioventing, qui ne cible pas directement l'amélioration de la qualité des eaux souterraines, cette surveillance n'est pas systématique. Elle dépend des enjeux, par exemple un panache gazeux issu du dégazage de polluants depuis les eaux souterraines
- Surveillance de la qualité des eaux souterraines liée à des rejets en nappe : pour le Bioventing, cette surveillance n'est en principe pas requise, aucun rejet lié au traitement ne se faisant en nappe, sauf en cas d'injection de nutriments (en particulier azotés) dans la zone non saturée et/ou dans la zone de battement de nappe pour stimuler la croissance des microorganismes. Dans ce cas, une surveillance de la qualité des eaux souterraines peut être requise
- Surveillance de la qualité des gaz des sols. Pendant le traitement, l'objectif d'un suivi des concentrations dans les gaz des sols n'est pas une surveillance à proprement dit, mais un pilotage du dispositif de traitement pour évaluer sa performance
- Surveillance de la qualité des rejets gazeux. Le traitement par Bioventing est généralement associé à une extraction d'air et à des rejets canalisés. Un suivi réglementaire de la qualité des rejets gazeux est alors obligatoire et répond aux critères de l'arrêté ministériel de février 1998 sur les installations classées modifié en 2014. Les critères de rejets s'appliquent en priorité aux COV et parfois à d'autres molécules (en particulier le CH₄).

Le programme de surveillance est établi pour la phase de travaux et pour la phase de réception des travaux par l'entreprise de travaux ou un tiers (AMO, ...), sous la responsabilité du maître d'ouvrage. A la fin des travaux, une période d'observation peut être demandée pour vérifier le respect des concentrations cibles dans le temps. Selon la sensibilité du projet, une période de vigilance peut être ajoutée. Pendant cette période de vigilance, en cas de dépassement des concentrations cibles, une action corrective peut être demandée. Le type d'action corrective (mise en place d'une disposition constructive, reprise du traitement sur quelques ouvrages, ...) doit être défini au stade du PCT. En cas de changement de propriétaire, une convention doit être signée avec le nouvel acquéreur pour que le maître d'ouvrage puisse continuer à intervenir pendant ces périodes d'observation / vigilance.

Généralement, le site est vendu à l'issue des travaux de dépollution. Dans le cas contraire, et selon le contexte, il peut être envisagé de mettre en place une surveillance post-travaux dont le contenu sera adapté en fonction des enjeux du site et des résultats du traitement.

Parmi les documents d'intérêt, on peut citer le Guide DGPR sur la surveillance de la qualité des eaux souterraines (Quiot et al., 2022), le Guide BRGM/INERIS pour la caractérisation des gaz des sols et de l'air intérieur (Aubert et Lethielleux, 2016) et le Guide FLUXOBAT (Traverse et al., 2013).

1.4. Enjeux technico-économico-temporels

Le retour d'expérience nationale des professionnels de la dépollution des sols semble indiquer que les techniques fondées sur la ventilation in situ des sols bénéficient d'études moins approfondies que les techniques de traitement plus récentes. En effet, dans l'historique pourtant relativement court de la dépollution des sols en France, le Venting et le Bioventing font partie des techniques les plus anciennes (VALGO, par exemple, possède plus de 400 références). Dans ce contexte, on observe des décisions prises sur des habitudes plus ou moins fondées, et peu de remises en question des choix effectués par les opérateurs ou les prescripteurs. De ce fait, cette technique perd en compétitivité par rapport à des techniques plus récentes, alors même qu'elle conserve une réputation d'efficacité, de technique peu énergivore et facile à mettre en œuvre.

En phase de dimensionnement d'une opération de Bioventing à pleine échelle, les enjeux économiques consistent dans ce contexte à dimensionner au mieux les coûts humains et en énergie. La coexistence de mécanismes physiques (volatilisation) et biologiques (biodégradation) modifie les ratios entre les différents gaz extraits du sol (COV, CO₂, CH₄), ce qui a des conséquences sur le dimensionnement des débits d'air, le traitement des rejets et les émissions de Gaz à Effet de Serre. A côté des données d'un essai pilote sur le terrain qui constituent le point central, il peut s'avérer utile de s'appuyer sur des éléments d'état de l'art relatifs à des cas typiques à grande échelle et des essais contrôlés réalisés en pilote. Une meilleure évaluation des ratios entre les masses volatilisées et les masses biodégradées a un impact fort sur différents paramètres du dimensionnement :

- Les flux d'air à appliquer, donc le nombre d'ouvrages à mettre en place
- Les diamètres des canalisations et les puissances des machines de ventilation
- Le dimensionnement du traitement des gaz (choix des étapes, taille des filtres, ...).

Durant l'opération de traitement à pleine échelle, les impacts concernent le fonctionnement éventuel du dispositif de ventilation par cycles (consommation électrique notamment), la fréquence de renouvellement des filtres charbon actif, les volumes de condensats à retraiter, ...

A la réception des travaux, les bénéfices d'un bon dimensionnement du traitement peuvent comprendre la maîtrise des coûts (consommation électrique lié au débit d'air, consommation de charbon actif, ...), la durée du chantier et la sécurisation des concentrations résiduelles (impacts sanitaires). Les deux derniers items sont particulièrement importants dans un contexte urbain et en cas d'aménagement du site à l'issue des travaux.

2. Schématisation et mécanismes en jeu

Résumé

Ce chapitre présente des rappels de la littérature sur les concepts clés et les principaux mécanismes en jeu dans le Bioventing pour le cas d'un sol pollué par des hydrocarbures : écoulement multiphasique (avec les concepts de perméabilité relative fonction de la saturation en fluide, ...), transport de masse non réactif (avec les cinétiques d'échange entre phases, dans un cas mono- ou multi-constituants), la biodégradation aérobie dans la zone non saturée. Ces rappels sont illustrés avec quelques résultats issus des essais en petite colonne de laboratoire et de la microtomographie X conduits dans le cadre du projet SOBIOVE. Ces résultats montrent notamment des évaluations des surfaces d'échange entre phases, paramètres clés pour estimer les cinétiques d'échanges et par conséquent les flux massiques volatilisés et biodégradés.

Il présente également l'effet rebond, qui se traduit de façon pratique par une ré-augmentation des concentrations en polluants dans la phase gazeuse après l'arrêt de la circulation forcée d'air dans le cas du Bioventing. Sur un plan conceptuel, il provient de la modification de trois dynamiques : les échanges entre phases, le transport du polluant dans la phase gazeuse, et la biodégradation. L'effet rebond, qui constitue l'un des points d'attention pour évaluer l'atteinte des objectifs de fin de traitement, peut être estimé par un essai de relaxation.

Pour comprendre les mécanismes en jeu lors d'un traitement par Bioventing, il est nécessaire de s'intéresser au comportement et au devenir des polluants de type NAPL, en particulier les hydrocarbures (mise en place, mobilité, transfert entre phases, biodégradation, ...), dans un système multiphasique complexe (solide, NAPL mobile/immobile, eau mobile/immobile, gaz mobile/immobile, biofilm), et ceci à différentes échelles spatiales.

2.1. Le système sol pollué par des hydrocarbures

Ce chapitre aborde les mécanismes régissant les écoulements dans un milieu poreux afin de comprendre où et sous quelles formes se retrouvent les hydrocarbures au sein du système sol (Zone non saturée et Zone saturée).

Le schéma classique de mise en place d'une pollution de sols par des LNAPL (NAPL de densité inférieure à 1), typiquement des hydrocarbures, est illustré Figure 4.

Les hydrocarbures pénètrent dans le sol par gravité et, dans le cas d'une pollution importante, traversent la zone non saturée (ZNS) pour atteindre la zone saturée (ZS) au toit de laquelle ils s'étalent, compte tenu de leur densité généralement inférieure à 1. La plupart des sols pollués étant constitués par des alluvions (graviers, sable, limons, argiles, ...), ils peuvent être schématisés par un milieu poreux. Ce qui est illustré par les zooms de la Figure 4 à l'échelle spatiale de quelques grains. L'espace entre les particules solides est défini comme des pores et la fraction volume de pores / volume total de sol est définie comme la porosité.

Dans le cadre d'un sol non pollué, les pores peuvent être remplis par une phase gazeuse et/ou une phase aqueuse, et éventuellement par une phase biomasse. L'interconnexion des pores permet la circulation des fluides (gaz ou eau) et la facilité avec laquelle un fluide circule dans le sol (dans une certaine direction) est appelée la perméabilité. On qualifie de « Zone non saturée » la zone de sol comprise entre la surface du sol et la surface de la nappe libre. Lorsque le niveau de nappe monte, l'eau remplit des pores de cette partie du sol. La capacité du sol à retenir cette eau dépend de la résultante des forces qui s'exercent sur l'eau, c'est à dire la gravité qui va tirer l'eau vers le bas et les forces capillaires qui vont tenter de retenir l'eau dans les pores. La fraction d'eau retenue par capillarité définit la saturation en eau résiduelle. Le terme « saturation » représente la fraction du volume d'un fluide par rapport au volume totale des pores. Pour la saturation en eau, il s'agit du ratio volume d'eau / volume des pores. L'eau piégée entre les grains est immobile c'est-à-dire qu'elle ne s'écoule pas, car elle est retenue par les forces capillaires. Dans la zone saturée, la plupart des pores contiennent de l'eau et cette eau peut également s'écouler à travers des pores interconnectés dans la direction d'écoulement de la nappe.

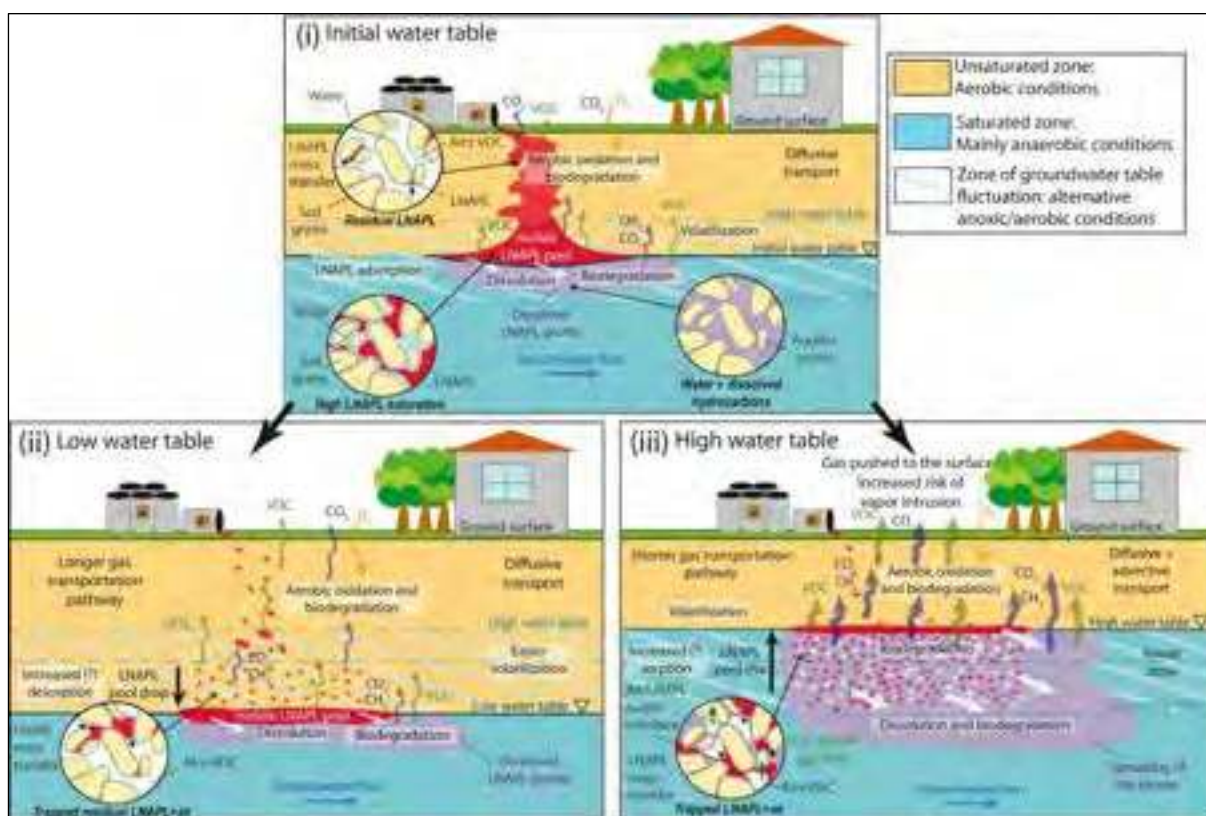


Figure 4 – Schématisation d'un sol pollué par des LNAPL (source : Cavelan et al., 2022)

Dans le cas d'un sol pollué par des hydrocarbures, lorsque ceux-ci pénètrent dans la ZNS, la confrontation entre gravité et forces capillaires est active. Dans certains pores, les hydrocarbures sous forme de NAPL restent piégés par les forces capillaires comme illustré dans le zoom de la Figure 4. Le reste du stock de NAPL s'écoule à travers les pores de la ZNS pour atteindre la zone saturée et venir s'étaler au toit de la nappe. On appelle Non Aqueous Phase Liquid (NAPL) toute forme d'hydrocarbures sous forme liquide, qu'elle soit piégée par capillarité dans la ZNS ou la ZS, ou mobile au toit de la nappe. A partir de ce stock initial de polluant sous forme de NAPL, les hydrocarbures vont subir des échanges avec les autres phases en présence (volatilisation dans la phase gazeuse, dissolution dans la phase aqueuse, sorption sur la phase solide, cf. Figure 5).

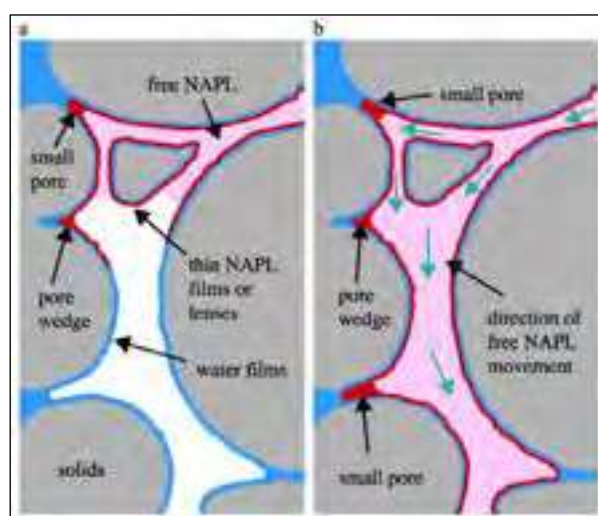


Figure 5 - Schématisation de NAPL mobile et immobile ainsi que les films pouvant être générés par les phases NAPL et aqueuse (source : Lenhard et al., 2004)

Les écoulements en milieu poreux peuvent être modélisés par la loi de Darcy. Dans le cas d'un milieu saturé par un fluide unique (liquide ou gazeux) et si l'on considère une direction préférentielle de modélisation, par exemple l'axe vertical ou z , la forme intégrale de l'équation peut s'écrire comme telle :

$$Q = \frac{k}{\eta} S \frac{\Delta P}{L} \quad (1)$$

Où Q est le débit volumique du fluide, k la perméabilité intrinsèque du milieu, η la viscosité dynamique du fluide en écoulement, S la section à travers de laquelle a lieu l'écoulement, L la longueur de l'écoulement, ΔP le gradient de pression, c'est-à-dire la différence de pression parallèle à l'écoulement entre l'amont et l'aval.

La forme générale de l'équation de Darcy dans les trois dimensions de l'espace s'exprime de la manière suivante :

$$\vec{v}_s = -\frac{\bar{k}}{\eta} (\overrightarrow{grad} p - \rho \vec{g}) \quad (2)$$

avec, marqué d'une flèche, les valeurs vectorielles, c'est-à-dire ayant une direction en particulier, $\vec{v}_s$ la vitesse de filtration, le tenseur de perméabilité $\bar{k}$ la matrice de perméabilité dans les différentes directions, $\overrightarrow{grad} p$ le gradient de pression, ρ la masse volumique et $\vec{g}$ l'accélération de la pesanteur.

Dans le cas d'un milieu contenant plusieurs fluides (air, eau, NAPL), la présence d'un fluide va impacter la capacité d'écoulement des autres fluides. La perméabilité dite relative d'un fluide est le paramètre qui rend compte de la présence d'un autre fluide. L'équation de Darcy, dite généralisée, pour un fluide α est alors définie comme suit :

$$\vec{v}_\alpha = -\frac{\bar{K} k_{r\alpha}}{\eta_\alpha} (\overrightarrow{grad} p_\alpha - \rho_\alpha \vec{g}) \quad (3)$$

avec $k_{r\alpha}$ la perméabilité relative de la phase α .

La perméabilité relative de la phase α , qui est un paramètre adimensionnel, varie en fonction de la saturation du fluide α comme illustré Figure 6. La perméabilité relative est dénotée k_{ro} pour le NAPL (o pour oil) et k_{rw} pour l'eau (w pour water). La perméabilité relative est maximale pour le NAPL quand la saturation en eau est nulle et diminue au fur et à mesure que la saturation en eau S_w augmente. Il en est de même pour la perméabilité relative de l'eau k_{rw} en fonction de la saturation en NAPL $S_o = 1 - S_w$.

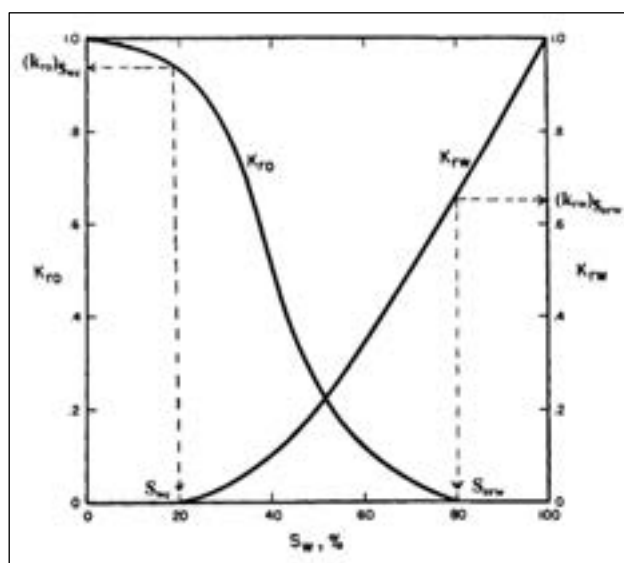


Figure 6 - Évolution de la perméabilité relative en NAPL (K_{ro}) et en eau (K_{rw}) en fonction de la saturation en eau (S_w) (source : Ahmed, 2019)

En laboratoire, il est possible de simuler un système de type sol pollué par des hydrocarbures, grâce à des séquences d'écoulements de drainage et d'imbibition à travers un milieu poreux. Différents états initiaux

peuvent être établis par des écoulements d'eau ou d'hydrocarbures dans un milieu sec, ou des écoulements d'hydrocarbures dans un milieu déjà mouillé, par exemple. A l'aide de méthodes d'imagerie 3D comme la microtomographie à rayons X, il est possible de visualiser la répartition spatiale de chaque phase et d'étudier leur distribution en fonction de différents paramètres (lithologique, densité des hydrocarbures, présence de phase gazeuse, ...). La microtomographie à rayons X est une technique d'imagerie des milieux opaques grâce à l'absorption des rayons X par l'échantillon. Les rayons X traversent l'échantillon et leur projection est interceptée par un imageur. Cette étape est répétée pour plusieurs angles de rotation de l'échantillon et toutes les projections sont ensuite utilisées pour reconstruire l'objet imagé en 3D par un logiciel dédié (Figure 7).

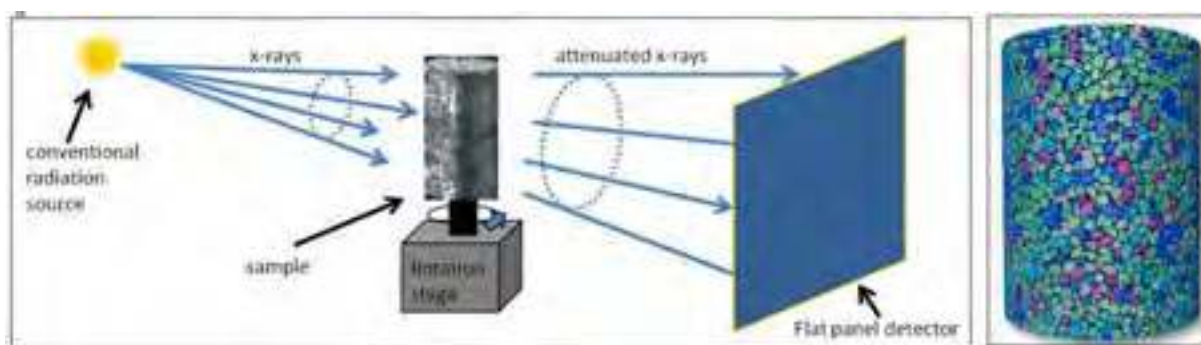


Figure 7 - Description de la tomographie à rayons X avec une source polychromatique. L'échantillon subit une rotation à 360° et les rayons X atténués sont captés par un imageur. Les projections obtenues sont utilisées afin de reconstruire l'objet imagé en 3D comme illustré à droite (colonne de sable où chaque grain de sable est coloré avec une couleur différente) (sources : Wildenschild and Sheppard, 2013 (figure de gauche) et projet SOBIOVE (figure de droite))

Dans le cadre du projet SOBIOVE, des essais en laboratoire sur une colonne de verre ont permis d'obtenir des images de la répartition spatiale des différentes phases dans un système représentatif de la ZNS et de la ZS (Figure 8). Une fois l'image 3D reconstruite, il est possible de visualiser une coupe transversale et d'observer comment les phases sont distribuées dans l'espace. Les images fournies sont en niveaux de gris. Plus une phase a absorbé de rayons X, plus elle sera claire. Sur une image issue d'un système représentatif de la ZS (au centre), on peut voir les grains de sable en gris clair, la phase aqueuse en gris foncé et la phase NAPL dans un gris intermédiaire sous forme de « blobs ».

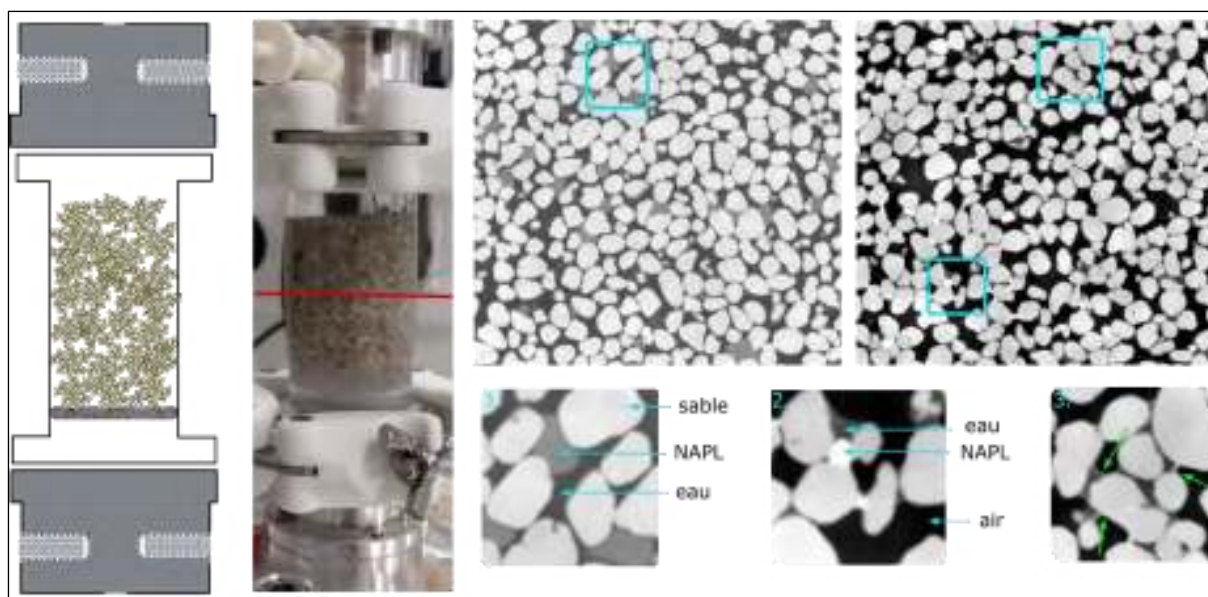


Figure 8 - De gauche à droite : a) Schéma de la colonne de sable polluée imagée par tomographie à rayons X. b) Une photo de la colonne avec une ligne horizontale illustrant où se situent les coupes en niveaux de gris sur la partie droite de l'image. c) Image 2D d'une coupe dans la ZS avec la phase aqueuse en gris foncé, le NAPL piégé en gris intermédiaire et le sable en gris clair. d) Image 2D d'une coupe dans la ZNS, avec la phase gazeuse en noir, la phase aqueuse en gris foncée et la phase NAPL en blanc. Dans le zoom de droite, les films de NAPL sont visualisés par les flèches vertes (source : projet SOBIOVE)

Dans un contexte de pollution dans la ZNS, et pour des contraintes de visibilité, le NAPL est contrasté par des agents spéciaux et apparaît en blanc, les grains sont toujours en gris clair, la phase aqueuse en gris foncé et la phase gazeuse en noir. On observe alors une répartition différente du NAPL s'il est en contact avec de l'air ou de l'eau. En effet, les angles de contacts sont différents et on observe des films de NAPL (illustrés par les flèches vertes) en présence d'air et toujours en forme de « blobs » en présence d'eau uniquement. Dans ce contexte, l'eau et le NAPL sont piégés par les forces capillaires.

Lorsque l'attraction des grains de sol est plus forte pour un fluide par rapport à un autre fluide, on parle de mouillabilité. Cette notion de mouillabilité s'applique autant pour le gaz que pour les liquides (NAPL, eau). Dans ce cas, un écoulement d'hydrocarbures peut déplacer certaines « poches » d'eau piégées par les pores. L'inverse peut se produire en cas de battement de nappe, qui peut déplacer des « blobs » d'hydrocarbures piégés par des grains ayant une meilleure mouillabilité à l'eau. L'effet d'un battement de nappe sur du NAPL mobile au toit de la nappe (« flottant ») peut également induire un piégeage de NAPL dans la ZNS, dans les pores où la mouillabilité et/ou les forces capillaires dominent.

En plus des phénomènes intrinsèques à l'écoulement des fluides, les différentes phases sont également soumises à des mécanismes d'échange entre phases, par exemple la dissolution de NAPL dans la phase aqueuse ou la volatilisation du NAPL ou des hydrocarbures dissous dans la phase gazeuse. La Figure 9 illustre un écoulement gazeux par convection, comme c'est typiquement le cas durant un Bioventing. Dans ce schéma, sont présents du NAPL immobile, des hydrocarbures dissous et gaz et une phase biomasse sous forme de micro-organismes. Cette biomasse est l'acteur clé de la biodégradation, l'un des deux mécanismes (avec la volatilisation) que l'on souhaite stimuler lors d'un Bioventing.

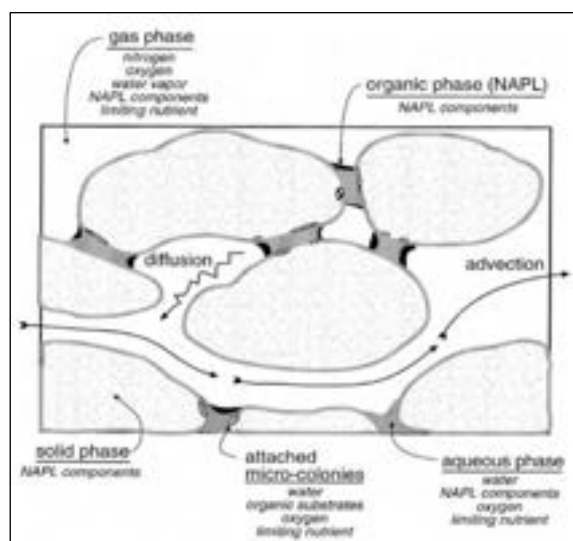


Figure 9 - Schématisation des différentes phases dans le cas d'un écoulement gazeux dans la ZNS (Rathfelder et al., 2000)

2.2. Transport de masse non réactif dans un milieu poreux

Afin de mieux appréhender les différents phénomènes interagissant entre les phases et leurs composés dans le cadre d'un Bioventing, il est important de rappeler leur aspect multi-échelles. En effet, un sol pollué peut souvent être modélisé comme un milieu poreux, bien souvent hétérogène, et différentes échelles spatiales permettent de caractériser des propriétés spécifiques qui n'ont pas forcément de sens si on change d'échelle. On peut distinguer 3, voire 4 échelles spatiales comme illustré Figure 10 : l'échelle microscopique comprenant quelques grains de sols, l'échelle de Darcy ou macroscopique comprenant quelques dimensions caractéristiques du pore, l'échelle mésoscopique représentative des variations des faciès et enfin l'échelle mégascopique ou l'échelle de l'aquifère.

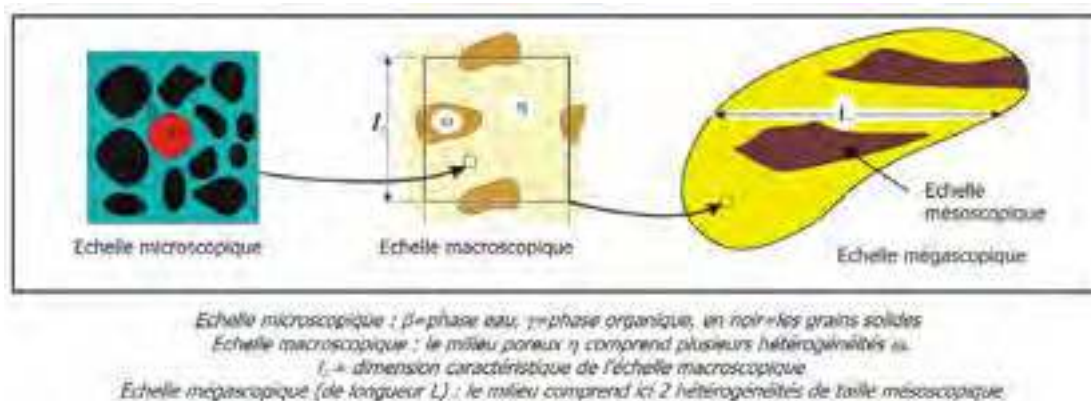


Figure 10 - Illustration des différentes échelles utilisées pour la modélisation du transport en milieu poreux (source : Côme et al., 2006b)

Dans un milieu poreux, les équations de la mécanique des milieux continus permettent de décrire les processus de transport (de masse, de quantité de mouvement et d'énergie) au sein des pores. À cette échelle microscopique, il est donc possible d'écrire des équations de bilan, par exemple, de masse pour tous les composés présents et faire apparaître des termes de convection, de diffusion ou encore des termes de réactions chimiques. On peut aussi écrire les équations de Navier-Stokes pour le bilan de quantité de mouvement (la masse que multiplie la vitesse). Cependant, il est en général impossible de résoudre ces équations microscopiques sur des volumes de grandes dimensions. On utilise alors une description macroscopique représentant le comportement effectif du milieu poreux pour un volume élémentaire représentatif (VER) contenant de nombreux pores. La taille d'un tel VER peut être caractérisée, dans le cas d'un milieu poreux homogène, par une sphère dont le diamètre est environ 30 fois le diamètre moyen de grain (Bear, 1972). À l'échelle macroscopique, la description de l'écoulement des phases introduit des équations nouvelles qui sont la transposition des équations microscopiques de bilans de masse, de quantité de mouvement, ... Par exemple, l'équation de Darcy correspond au bilan de quantité de mouvement à l'échelle macroscopique. Dans ces équations macroscopiques, apparaissent des propriétés effectives, comme par exemple la perméabilité. Une description plus détaillée du changement d'échelle est proposée dans le guide MACAOH sur la modélisation (Côme et al., 2006b).

A l'échelle d'un VER de milieu poreux, le transport de polluant dans un système multiphasique est généralement décrit par l'équation de conservation de masse pour le composé β présent dans la phase α . Un composé indique une espèce chimique qui peut être un constituant du NAPL, un accepteur d'électrons comme l'oxygène ou un métabolite de dégradation comme le CO_2 . Le nombre de composés peut être très élevé, en fonction des scénarios réactionnels à simuler. L'équation suivante est le bilan de conservation de la masse pour un composé β dans une phase α :

$$\underbrace{\frac{\partial}{\partial t} [\rho_\alpha \epsilon_\alpha \omega_{\alpha\beta}]}_{(1)} + \underbrace{\text{div} [\rho_\alpha \epsilon_\alpha \omega_{\alpha\beta} \vec{U}_\alpha]}_{(2)} - \underbrace{\text{div} [\rho_\alpha \epsilon_\alpha \overline{\overline{D_{\alpha\beta}}} \cdot \overline{\text{grad}} \omega_{\alpha\beta}]}_{(3)} + Q_{\alpha\beta} + I_{\alpha\beta} + R_{\alpha\beta} = 0 \quad (4)$$

avec

- (1) Terme de variation temporelle de la masse de composé β dans la phase α au sein du VER
- (2) Terme de transport de masse par convection
- (3) Terme de flux dispersif du composé β dans la phase α dû à la diffusion moléculaire et à la dispersion mécanique

$\omega_{\alpha\beta}$ fraction massique du composé β dans la phase α
 ϵ_α fraction volumique occupée par la phase α
 ρ_α masse volumique de la phase α
 $\vec{U}_\alpha$ vitesse interstitielle (vitesse moyenne de pore) de la phase α

$Q_{\alpha\beta}$	terme puits/ source du composé β dans la phase α
$I_{\alpha\beta}$	terme de transfert de masse interphase du composé β dans la phase α avec les autres phases
$R_{\alpha\beta}$	terme de réaction biochimique du composé β dans la phase α
$\overline{D_{\alpha\beta}}$	tenseur de dispersion du composé β dans la phase α

Le terme de transfert interphase $I_{\alpha\beta}$ peut être représenté par plusieurs expressions pour la dissolution, la volatilisation ou encore la sorption. Les phénomènes de transport de masse interphases sont dépendants de la surface de contact entre les phases concernées. On parle alors de surfaces d'échange et une réduction de celle-ci induit une diminution des transferts de masse (Kacem et al., 2017; Nguyen et al., 2013; Yoon et al., 2003). Il en est de même pour la biodégradation qui requiert un contact direct entre le polluant et les micro-organismes. Dans le cadre du projet SOBIOVE, des essais en petite colonne de laboratoire ont permis de quantifier des surfaces d'échange dans un système représentatif de la ZNS dans un système simulant le Bioventing (Figure 11).

Transfert de masse depuis la phase NAPL

Dans un système tel que celui décrit Figure 9, en accord avec la loi de Raoult, la volatilisation du NAPL est dominée par la pression de vapeur et la fraction molaire du NAPL (DiGiulio, 1992 ; Reisinger, Massengill, 1994). La pression de vapeur est la tendance d'un liquide sous forme de NAPL à s'évaporer. La loi de Raoult stipule que la pression de vapeur partielle d'un constituant dans un mélange gazeux est égale à la fraction molaire du constituant dans la phase NAPL multipliée par la pression de vapeur du constituant pur (qui est fonction de la température). Elle exprime la pression de vapeur de chaque composé β à l'équilibre thermodynamique local, à condition que les vapeurs se comportent comme un gaz parfait. Ce qui est traduit par :

$$P_{g\beta} = x_{o\beta} P_{vap\beta} \quad (5)$$

Avec $P_{g\beta}$ la pression du composé dans la phase gazeuse, $x_{o\beta}$ la fraction molaire du composé β dans la phase organique et $P_{vap\beta}$ la pression de vapeur saturante (ou pression de vapeur du composé pur) du composé β .

Les fractions les plus légères seront volatilisées préférentiellement et on parle alors de volatilisation sélective.

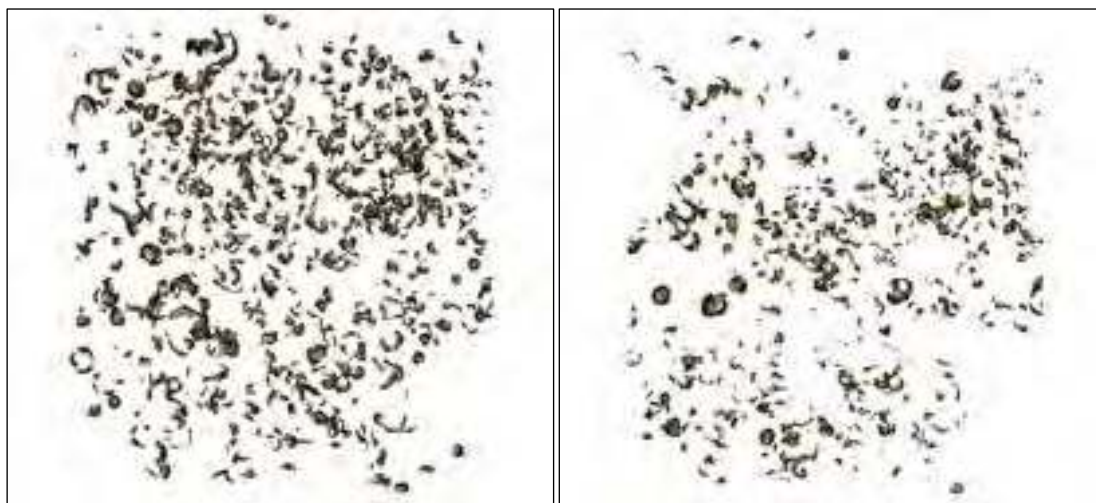


Figure 11 - Évolution de la surface d'échange NAPL/gaz dans une colonne de sols soumise à aération, avec une diminution d'environ 50 % de la surface d'échange entre la figure de gauche à $t=0j$ et de droite à $t=14j$ (source : projet SOBIOVE)

Dans un Bioventing (ou dans un Venting), l'équilibre de ce système est perturbé par une convection d'air (injection et/ou une extraction d'air). Ce changement de pression dans le milieu souterrain va augmenter la cinétique de volatilisation. En effet, la diffusion dans l'air est inversement proportionnelle à la pression ambiante selon la théorie cinétique des gaz (Hamaker, 1972). De plus, les polluants déjà volatilisés sont évacués par l'écoulement de l'air, ce qui diminue leur concentration dans la phase gazeuse et, par conséquence, augmente

le taux de volatilisation. De ce fait, l'écoulement de l'air peut être considéré comme le paramètre physico-chimique prépondérant contrôlant la diminution des concentrations en polluants dans un système de Venting/Bioventing. L'efficacité de la volatilisation dépend des cinétiques d'échange NAPL/gaz (et dans une moindre mesure des cinétiques d'échange eau/gaz et sols/gaz) qui se font dans des conditions de non équilibre local (NEL). La notion de non équilibre local désigne ici des échanges complexes non instantanés. Des échanges en équilibre local (EL) supposent que les gradients de concentration au sein du VER soient petits, ce qui est obtenu si les mécanismes de diffusion au sein des pores sont très importants, soit à cause d'un coefficient de diffusion très élevé ou d'une dimension de l'espace poral petite. Ce qui n'est généralement pas le cas dans les chemins préférentiels lors d'un écoulement gazeux forcé. Pour plus de détails, le lecteur est invité à consulter le guide MACAOH sur la modélisation (Côme et al., 2006b).

Transfert de masse depuis la phase dissoute

La loi de Henry permet de quantifier la volatilisation d'un polluant dissous dans la phase aqueuse. Elle exprime le ratio entre la concentration du composé dans la phase gazeuse et la concentration du même composé dans la phase aqueuse :

$$C_{g\beta} = H_{\beta} C_{w\beta} \quad (6)$$

avec

$C_{g\beta}$ concentration du composé β dans la phase gazeuse

H_{β} constante de Henry du composé β

$C_{w\beta}$ concentration du composé β dans la phase aqueuse

Le terme de transfert de masse d'un composé β depuis la phase aqueuse vers la phase gazeuse s'écrit :

$$I_{g\beta} = \epsilon_g k_w (H_{\beta} C_{w\beta} - C_{g\beta}) \quad (7)$$

avec

$I_{g\beta}$ flux de transfert de masse pour le composé β entre la phase aqueuse et la phase gazeuse

ϵ_g fraction volumique de la phase gazeuse dans le milieu poreux

k_w coefficient cinétique du transfert de masse

En unité standard, la constante de Henry est sans dimension, mais si les concentrations sont exprimées différemment, cette constante peut alors avoir une dimension et il convient d'y être attentif. Cette constante est très dépendante de la température.

2.3. Biodégradation des hydrocarbures

Quoique toute forme de vie possède un potentiel de dégradation, certains microbes possèdent un intérêt particulier, qu'ils soient naturellement présents ou ajoutés (Evans, Furlong, 2003). Dans un sol pollué, les bactéries sont souvent évoquées en priorité, car elles sont les plus nombreuses, adaptables, mesurables et sans doute les plus efficaces. Le terme générique « microbes » s'applique autant à des procaryotes (bactéries et archées) qu'à des eucaryotes (levures, moisissures, protozoaires, rotifères et algues ou végétaux unicellulaires). Certains d'entre eux présentent des potentiels de dégradation de composés hautement toxiques ou récalcitrants, comme tend à le montrer le fait qu'on les retrouve dans des milieux extrêmes et inhospitaliers, dans lesquels leur survie dépend de leurs adaptations fonctionnelles et métaboliques (Gavrilescu, 2010). Les microorganismes peuvent vivre individuellement ou en communautés (biofilms). Les biofilms sont particulièrement intéressants pour de nombreuses applications, en particulier les boues activées et le traitement des eaux usées (Gavrilescu, Macoveanu, 2000 ; Metcalf et al., 1991). L'utilisation des microorganismes pour l'élimination des polluants s'appuie sur le concept que tous les organismes peuvent éliminer des substances,

pour leur propre croissance ou métabolisme (Doble et al., 2004 ; Wagner et al., 2002). Les conditions de dégradation peuvent être aérobies ou anaérobies.

La biodégradation d'hydrocarbures dans les sols s'appuie principalement sur le fait que les microorganismes endogènes présents peuvent transformer les polluants organiques en composés plus petits et moins nocifs. Dans des conditions idéales, les microorganismes utilisent les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie et les métabolisent en dioxyde de carbone et en eau. L'efficacité de la biodégradation des hydrocarbures dans le sol dépend principalement de 4 facteurs, à savoir le sol, les polluants, la microflore et les accepteurs d'électrons, ainsi que les interactions entre ces facteurs. Le sol est une matrice dynamique et son hétérogénéité spatiale participe grandement aux interactions qui ont lieu lors de la distribution de la pollution, le développement microbien et les contacts entre eux. Concernant les polluants, la variabilité des taux de dégradation des différents hydrocarbures est grande, car la famille des hydrocarbures couvre un très large spectre de composés. La performance microbienne dépend de son côté de la densité et de l'équipement enzymatique des microorganismes présents dans le sol et du contact polluants/microorganismes. Le plus souvent, les microorganismes mobilisés sont bien adaptés aux polluants, voire dépendants des conditions environnementales telluriques et de la toxicité des polluants (Chikere et al., 2011). Enfin, la présence d'accepteurs d'électrons, qui fournissent l'énergie nécessaire aux réactions de dégradation, est nécessaire. Dans le cas d'un Bioventing, il s'agit formellement de l'oxygène, lequel est apporté par le dispositif de ventilation. L'activité enzymatique, la densité de bactéries, l'âge de la pollution (Xiao, Zytner, 2019) et la biodisponibilité des polluants (Abbasnezhad et al., 2011) sont également des paramètres qui impactent l'efficacité de la biodégradation. Les fractions les plus volatiles et plus solubles sont généralement les plus faciles à biodégrader, alors que les fractions les plus lourdes ont tendance à persister dans les sols.

Compte tenu de la nature hydrophobe de la grande partie des hydrocarbures et de leur faible solubilité dans l'eau, le taux de biodégradation est généralement limité dans un sol pollué. En effet, la première étape dans le processus de dégradation aérobie d'hydrocarbures pétroliers requiert l'action des oxygénases membranaires, nécessitant un contact direct et efficace entre les bactéries et les hydrocarbures (Xu et al., 2018). La distribution spatiale du polluant et de la phase microbienne, ainsi que la disponibilité conjointe avec l'accepteur d'électrons (l'oxygène) et les nutriments sont des facteurs déterminants.

La biodisponibilité est considérée comme un des facteurs principaux limitant la biodégradation (Yesankar et al., 2022). Elle peut être limitée notamment par le taux de désorption (Fry, Istok, 1994; Scow, 1993). Les bactéries qui se développent à proximité des hydrocarbures sous forme de NAPL secrètent des biosurfactants afin d'accélérer leur solubilisation et leur désorption (Ali Khan et al., 2017; Kaczorek et al., 2018; Mnif et al., 2011; Ron, Rosenberg, 2001; Zhang, Miller, 1995) et par conséquent leur assimilation. L'adhésion des bactéries à la surface du NAPL ainsi que la production de biofilm permet de stabiliser les émulsions NAPL/eau (Omarova et al., 2019) et d'améliorer le transfert de masse entre les deux phases (Johnsen, Karlson, 2004 ; Mnif et al., 2011), même si certaines souches peuvent croître sur des hydrocarbures sans les assimiler (Rosenberg et al., 1980).

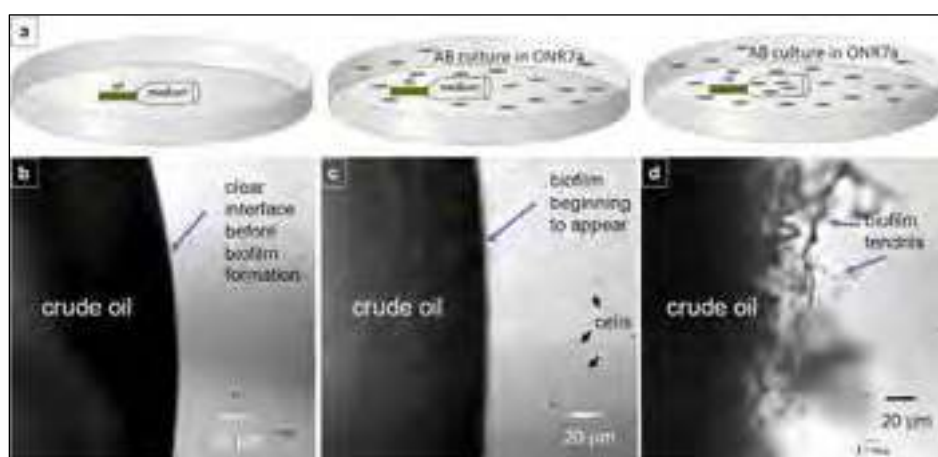


Figure 12 - Interface hydrocarbure/eau avant et après formation d'un biofilm de *A.borkumensis* (source : Omarova et al., 2019)

Mentionnons qu'une concentration trop forte en polluant est potentiellement toxique pour le développement microbien, et peut ainsi réduire le taux de biodégradation (Speitel and Alley, 1991). Plusieurs auteurs ont montré que certains métabolites intermédiaires de la biodégradation d'hydrocarbures sont très solubles et peuvent avoir des effets cytotoxiques plus élevés que les molécules initiales (Hou et al., 2018).

Le Bioventing, qui s'appuie sur une circulation d'air forcé dans la ZNS, est considérée comme une méthode efficace pour augmenter les concentrations et flux d'oxygène et donc améliorer la biodégradation aérobie des hydrocarbures (Baker et al., 1994 ; Dupont et al., 1991). Par ailleurs, l'évacuation des métaboliques (CO₂) et des polluants volatilisés permet une meilleure diffusion de l'oxygène vers les microorganismes (Rathfelder et al., 2000). Dans le cas d'une biodégradation anaérobie (par exemple pour le PCE), l'écoulement gazeux peut être constitué d'H₂, de CO₂ et de N₂ (Mihopoulos et al., 2000).

Sur un site pollué, les taux de biodégradation aérobie des hydrocarbures reportés dans la littérature sont généralement linéaires pour une concentration en oxygène comprise entre 2 et 4 %, valeur au-dessus de laquelle l'oxygène n'est plus considéré comme limitant (Miller et al., 1993). (Sayles et al., 1992) suggèrent un maintien des concentrations en oxygène au-dessus de 5 % afin de ne pas limiter l'activité microbienne. (Roggemans et al., 2001) montrent que la biodégradation aérobie s'arrête ou devient très lente en dessous de 2 %. Il convient de noter que sur plusieurs des sites mentionnés dans cette littérature, les polluants sont localisés aussi bien dans des chemins préférentiels d'écoulement gazeux que dans des pores où le transfert de masse se fait seulement par diffusion. Le guide (USACE, 2002) indique de son côté que souvent c'est la diffusion de l'oxygène et non la concentration en polluant qui régle le taux de remédiation.

2.4. Effet rebond

L'effet rebond se traduit visuellement par une ré-augmentation des concentrations en polluant dans la phase aqueuse ou gazeuse après l'arrêt d'un traitement, en l'occurrence l'arrêt de la circulation forcée d'air dans le cas du Venting/Bioventing. Il peut être caractérisé par un essai de relaxation (suivi des concentrations dans la phase gazeuse ou aqueuse suite à l'arrêt du traitement). Il convient cependant de distinguer l'effet rebond d'éventuels effets saisonniers qui peuvent également induire une augmentation temporaire des concentrations dans l'eau ou les gaz des sols.

L'effet rebond, qui est couramment observé dans la zone saturée dans le cas de traitements avec pompage, a également été étudié pour des systèmes NAPL/gaz ou eau/gaz. (Abriola et al., 2004) ont montré par exemple l'impact de l'évolution des surfaces d'échanges NAPL/gaz sur les cinétiques de volatilisation et de désorption dans le cas d'un mélange NAPL à deux composés. De leur côté, (Switzer et al., 2004) ont montré que la vitesse à laquelle les concentrations ré-augmentent dépend de plusieurs facteurs, notamment la nature et la localisation de la source de polluant, mais aussi les taux de diffusion de la phase gazeuse et de transfert interphases.

L'évaluation de l'effet rebond peut être une source d'informations supplémentaires. Des séquences successives d'extraction des flux (interruption de flux ou pompage pulsé) ont par exemple été réalisées pour identifier les zones où les cinétiques de transfert sont faibles (Brusseau et al., 2007) ou pour localiser la source de pollution (Switzer and Kosson, 2007). (Brusseau et al., 2010) ont montré comment les résultats d'un essai de caractérisation de l'effet rebond peuvent aider à interpréter les flux massiques mesurés dans le cas d'une pollution en ZNS (le calcul d'un flux gazeux en conditions de gradient « naturel » et la comparaison avec un flux de gradient « forcé » par Bioventing permet d'évaluer l'efficacité du traitement). Les données provenant de plusieurs essais de relaxation peuvent ainsi servir à évaluer la dynamique temporelle du flux massique et donc de mieux prédire l'évolution d'un Bioventing.

Dans le cas du Venting, l'effet rebond provient des modifications des dynamiques d'échange entre phases et de transport du polluant dans la phase gazeuse : du fait de l'arrêt de l'extraction de l'air, les vitesses d'écoulement du gaz sont réduites très fortement (le moteur principal du transport est alors (généralement) la diffusion), alors que le transfert du polluant du NAPL (et dans une moindre mesure de l'eau et du sol) vers la phase gazeuse se poursuit. Ce qui génère une augmentation progressive des concentrations en polluants dans les gaz des sols jusqu'à atteinte d'un nouvel état d'équilibre (en postulant que le système n'est pas perturbé de façon significative par des variations de conditions aux limites, par exemple un pompage d'eau, une infiltration d'eau de pluie ou le marnage). En termes de réception des travaux, la caractérisation de l'effet rebond a une importance toute particulière si l'objectif de traitement est une concentration en polluant dans les gaz des sols.

Sur un plan pratique, le nombre de points de mesures dans le suivi d'un essai de relaxation doit être suffisant pour caractériser les concentrations gazeuses du nouvel état d'équilibre. La Figure 13 illustre deux cas d'études d'opérations de Venting avec une durée de deux mois de période d'observation. Dans le premier cas (à gauche), des mesures régulières permettent d'évaluer l'amplitude de l'effet rebond et son retour à un équilibre deux mois

après l'arrêt du traitement. Dans le deuxième cas (à droite), les deux derniers points de mesure ne permettent pas de conclure à la stabilité des concentrations.

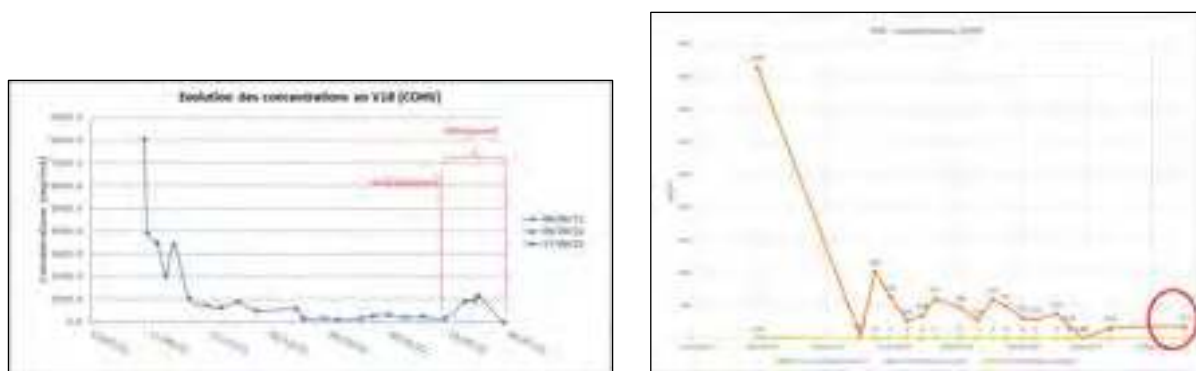


Figure 13 - Illustrations de l'effet rebond (source : GINGER BURGEAP)

L'arrêt d'un traitement par Venting est généralement réalisé sur la base d'opérations de stop and go, successions de phases d'arrêt et de reprise du traitement de quelques jours pour évaluer l'effet rebond et vérifier si les concentrations gazeuses sont compatibles avec les objectifs de fin de traitement. Certaines entreprises de travaux mettent cependant en œuvre un traitement par Venting où se succèdent dès le démarrage du traitement des phases de fonctionnement et d'arrêt temporaire pour optimiser la masse extraite, auquel cas l'évaluation de l'effet rebond peut être davantage anticipé.

Pour le Bioventing, l'effet rebond provient des modifications de 3 dynamiques : les échanges entre phases, le transport du polluant dans la phase gazeuse, et la biodégradation (celle-ci étant ralentie du fait d'un moindre apport d'air, mais elle peut être au moins temporairement augmentée par un transfert plus important des polluants gazeux vers la phase eau). Les dynamiques de ces 3 mécanismes (transport, volatilisation et biodégradation) étant différentes, une attention particulière est recommandée pour caractériser ici l'effet rebond. Il est recommandé de suivre à la fois l'évolution des concentrations en polluants dans les gaz des sols (comme pour le Venting) mais également les concentrations en $O_2/CO_2/CH_4$ pour estimer l'évolution de la cinétique d'utilisation de l'oxygène pour la biodégradation et de production induite de CO_2 et CH_4 (cf. § 3.3.3).

3. Étape 1 : dimensionnement d'un essai pilote

Résumé

Ce chapitre décrit différents essais contribuant au dimensionnement d'un essai pilote (essai sur le terrain de longue durée, généralement quelques mois) :

- Des essais de caractérisation, en s'appuyant sur le guide ESTRAPOL (Vernus et al. 2019) mais avec une liste de paramètres complémentaires proposée
- Des essais en laboratoire : un essai de Venting en colonne, un essai de biodégradabilité en batch et un essai de traitement de Bioventing en colonne, trois essais présentés par ailleurs dans le guide ESTRAPOL. Il est également proposé un essai respirométrique en enceinte fermée de type Oxitop
- Des essais sur le terrain : après quelques considérations générales, des recommandations détaillées sont proposées pour le design technique du dispositif. Puis différents essais de courte durée sont décrits : un essai d'estimation de la perméabilité à l'air, un essai de détermination du rayon d'influence de l'apport d'oxygène, un essai de détermination du taux d'utilisation de l'oxygène, et un essai de relaxation. Enfin, des recommandations complémentaires sont faites pour un essai pilote. Certains de ces essais sont illustrés avec les résultats du projet SOBIOVE.

Si le retour d'expérience des opérateurs fait adresser le Bioventing à des polluants réputés traitables et à des qualités de sol favorables à leur mise en œuvre, un certain nombre de paramètres doit être caractérisé, apportant des informations précieuses pour présélectionner ou exclure le Bioventing, et dans le cas positif, pour fournir des données nécessaires pour les essais d'orientation (E2) ou de performance (E3) à suivre. Ce chapitre s'appuie à la fois sur des données de la littérature (principalement le guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019)), les travaux du projet SOBIOVE ainsi que l'expertise des partenaires du consortium.

3.1. Essais de caractérisation (essais E1)

La première approche proposée de présélection du Bioventing est une discussion des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le Venting/Bioventing tels que mentionnés dans le guide ESTRAPOL (Tableau 1).

Tableau 1- Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le Venting/Bioventing (source : Guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019))

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Pression de vapeur saturante (Pv)	Pv < 0,5 mm Hg (67 Pa) Faisabilité acquise si Pv > 10 mm Hg (1 340 Pa)
Constante de Henry (H) des polluants	H < à 0,01 Pa.m ³ /mol à 20 °C
Conductivité hydraulique (Perméabilité à l'eau des sols)	Kw < 10 ⁻⁷ m/s Faisabilité acquise si Kw > 10 ⁻³ m/s
Biodégradabilité des polluants	Cf § 2.3 du guide ESTRAPOL
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Texture du sol	Les sols fins très limoneux et/ou argileux sont peu perméables et donc plus difficiles à traiter
Teneur en eau	La perméabilité à l'air d'un sol baisse quand sa teneur en eau augmente et devient nulle quand le sol est fortement saturé en eau
pH	Les pH extrêmes non naturels peuvent limiter l'activité biologique du sol

Dans l'hypothèse d'une pré-sélection du Bioventing sur la base de ces paramètres, il est proposé une analyse/discussion sur les paramètres complémentaires suivants :

- Concentrations en polluants dans les sols. Dans le cas des hydrocarbures, il convient de privilégier les analyses TPH (Total Petroleum Hydrocarbons, analyse de 15 classes d'hydrocarbures de C5 et à C40 distinguant par ailleurs les fractions aliphatiques et aromatiques) avec traduction de la concentration en polluant en saturation en NAPL. Par ailleurs, il est recommandé une analyse de la composition du NAPL (a minima analyse TPH pour des hydrocarbures)
- Concentrations en polluants dans les gaz des sols, en particulier avec des mesures de terrain (détecteurs portatifs, par exemple PID, analyseur IR, GC-FID ou MS sur site)
- Caractérisation des propriétés pétrophysiques et de leur variabilité spatiale : description lithologique détaillée (échelle pluri-décimétrique à adapter à la lithologie), granulométrie, perméabilité (essais en laboratoire sur carotte, essais sur le terrain, ou extrapolation à partir de la granulométrie et de formules empiriques). Rappelons que la perméabilité au gaz peut être déduite de la perméabilité à l'eau (appelée souvent perméabilité à saturation). La perméabilité intrinsèque ou absolue est une caractéristique dépendante uniquement du milieu et non du fluide. Elle est dénotée k et son unité est en m^2 ou en Darcy (avec $1 \text{ Darcy} = 0,97 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$). Si l'on considère le cas de l'eau, la perméabilité à l'eau ou la conductivité hydraulique K est décrite comme suit :

$$K = \frac{k \rho g}{\eta} \quad (8)$$

Cette relation relie la perméabilité du milieu aux propriétés de l'eau (viscosité η , masse volumique ρ). La conductivité hydraulique K s'exprime en m/s. Le critère retenu ici est exprimé en perméabilité à saturation en eau (K_w), grandeur usuelle utilisée par les opérateurs de gestion des sites pollués

- Suivi du niveau de nappe avec mesure des épaisseurs de NAPL mobile (« flottant »)
- Concentrations en azote et en phosphore dans les sols,
- Concentrations en COT et fraction de carbone organique dans les sols
- Marqueurs d'activité bactérienne (O_2 et CO_2 au minimum)
- Caractéristiques de l'interface sol/atmosphère (sol nu, dalle béton, ...)
- Description de l'environnement de la zone de pollution. Il convient de préciser l'état de surface et la présence de niveaux très peu perméables afin d'anticiper les éventuels défauts de circulation d'air ainsi que les risques liés à l'engorgement des sols en cas de fortes précipitations pouvant conduire à un arrêt du traitement. Les éventuels ouvrages pouvant court-circuiter la circulation d'air dans le sous-sol doivent être répertoriés (cavités, conduites, réseaux, ...).

Les caractéristiques telles que la perméabilité, la granulométrie, la saturation en eau et la fraction de carbone organique du sol vont déterminer l'efficacité du transport gazeux.

La perméabilité au gaz est une mesure de la capacité d'un gaz à circuler à travers ce milieu. Sa valeur et son hétérogénéité spatiale sont des indicateurs clés pour assurer une bonne répartition de l'écoulement d'air et donc une meilleure distribution de l'oxygène dans le milieu à traiter. La présence de stratifications lithologiques doit être identifiée car elle peut générer des chemins préférentiels contournant les zones potentiellement polluées de faible perméabilité. La perméabilité au gaz est également fonction de la saturation en eau et de la saturation en NAPL (en cas de présence de polluant sous forme de NAPL).

Une saturation minimale en eau est nécessaire à l'activité bactérienne, mais une saturation trop importante en eau réduit de manière significative le transport gazeux (COV , O_2 , CO_2 , ...). Il est généralement recommandé une saturation en eau optimale proche de 20%. Une saturation en eau optimale de 18% est par exemple citée par (Bezerra and Zytner, 2003).

Outre l'apport d'oxygène, l'activité microbienne pour la biodégradation est également dépendante d'un apport en nutriments. Si la source d'énergie, en conditions aérobies, est principalement apportée par l'oxydation des chaînes carbonées en CO_2 (respiration), la constitution des corps microbiens nécessite la présence de nombreux minéraux, majeurs (N, Ca, P, K, Mg) ou oligo-éléments. Les excès ou carences de ces minéraux excluant la vie microbiologique, leur impact pourra être évalué notamment à l'aide d'un essai respirométrique (cf. § 3.2). En agronomie, il est courant d'étudier l'abondance en C, N, P et K, mais les besoins doivent couvrir l'équilibre microbiologique plus l'exportation par les plantes. Dans le domaine de la dépollution des sols, la présence de K

est rarement limitante et les analyses C, N et P à l'état initial suffisent généralement à renseigner sur l'équilibre en nutriments. En pratique, sans exportation culturale, la valeur de P est souvent analysée en excès et n'évolue pas significativement. L'optimisation des apports n'est pas assujettie à la nutrition des plantes, ni contrainte par la perte d'un excès d'azote, qui est considérée comme un gaspillage en agriculture. Les valeurs communément admises sont synthétisées dans le rapport C/N/P = 100/(5 à 15)/1.

3.2. Essais en laboratoire (E2, E3)

Les essais en laboratoire préconisés comprennent à la fois des essais d'orientation (E2) et des essais de performance (E3) :

- Essai de Venting en colonne (E2). Cet essai consiste à faire circuler un volume donné d'air dans une colonne de sol pollué, et à suivre au cours du temps la quantité de polluant volatilisé. Cet essai peut être recommandé pour des polluants aux caractéristiques méconnues ou pour des mélanges complexes de composés. Les paramètres physiques de circulation d'air ne peuvent pas être déduits ici, car l'échantillon de sols est remanié et présente de forts effets de bord avec la colonne. Dans tous les cas, cet essai permet cependant de caractériser le polluant résiduel sur la matrice solide au terme de l'essai.
- Essai de biodégradabilité en batch (E2). Cet essai consiste à placer un sol pollué dans une enceinte hermétiquement close contenant un important ciel gazeux. L'humidité et la température sont ajustées, et éventuellement la concentration en nutriments, pour permettre une biodégradation optimale. L'activité microbienne globale aérobie est évaluée par respirométrie (dosage O₂/CO₂). Cet essai est particulièrement recommandé pour des polluants peu connus ou pour des sols particuliers où les microorganismes sont potentiellement inactifs (pH extrême, présence de toxiques, ...). Dans le cas impliquant des polluants réputés biodégradables et pour lesquels le Bioventing a déjà été utilisé avec succès, cet essai en laboratoire peut être utile si la pollution est ancienne et peu biodisponible.
- Essai respirométrique en enceinte fermée (E2), de type Oxitop (WTW, 1997). Le principe de la mesure consiste à mesurer la seule consommation d'oxygène. Cet essai est révélateur de l'activité microbienne plus que de la biodégradation des polluants, étant donné que la matière organique consommée peut être constituée pour partie de composés autres que les polluants (notion de DSO = demande du sol en oxygène). Cet essai peut constituer une première étape, utile pour distinguer des sols pollués ne présentant pas d'activité biologique en conditions aérobies, de sols pollués en présentant à un niveau suffisant avec ou sans apport de nutriments.
- Essai de traitement de Bioventing en colonne (E3). Cet essai consiste à placer le sol pollué en colonne et à simuler au mieux un traitement tel qu'il pourrait être *in situ* par une circulation d'air. L'évolution des teneurs en polluant et en O₂/CO₂ dans l'air est suivie au cours du temps et l'essai se poursuit jusqu'à l'atteinte d'une asymptote. Cet essai est rarement nécessaire, mais il peut être utile dans certains cas complexes ou pour des polluants difficilement biodégradables. Il peut apporter des informations utiles sur le potentiel de biodégradabilité du polluant sans donner toutefois d'information complémentaire sur son accessibilité et sur les éventuels chemins préférentiels d'écoulements gazeux.

Le descriptif détaillé de ces essais est présenté dans le guide ESTRAPOL (Vernus et al., 2019) sauf l'essai respirométrique en enceinte fermée de type Oxitop.

Outre le suivi de différents paramètres à l'échelle des essais précités, il peut s'avérer utile dans certains cas de compléter l'acquisition de ces paramètres par des images 3D à l'échelle du pore (Tomo X en particulier) pour visualiser la répartition des différentes phases ou suivre l'évolution temporelle des saturations en fluide ou des surfaces d'échange. La précision des images acquises avec cette technique dépend de la différence d'absorption des rayons X des matériaux et de la résolution de l'imageur. Étant donné la petite taille des grains d'argiles et de limons, peu d'imageurs sont actuellement capables de telles résolutions spatiales. Il convient alors d'utiliser des techniques de traitement d'images permettant de calculer des statistiques globales, comme des textures, et de les attribuer à certaines classes granulométriques. La Figure 14 illustre des exemples de résultats acquis dans le cadre du projet SOBIOVE.

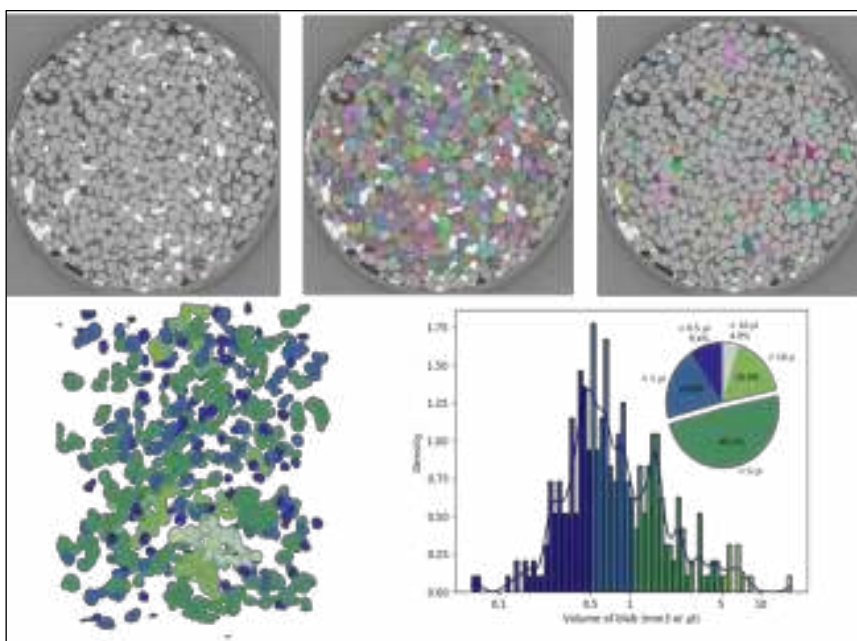


Figure 14 - Images acquises en tomographie à rayons X. Essai en colonne de verre contenant du sable, de l'eau (gris foncé), de l'air (noir) et du décano (blanc). En haut : Coupes 2D d'une image 3D montrant les 4 phases avec une segmentation de la phase solide (milieu) et de la phase NAPL (droite). En bas : à gauche visualisation 3D de la phase NAPL, à droite l'histogramme des volumes de chaque blob de NAPL identifié et de la répartition en proportion volumique (source : projet SOBIOVE)

3.3. Essais sur le terrain (E2, E3)

Les essais sur le terrain présentés ici comprennent à la fois des essais d'orientation (E2) et des essais de performance (E3). Leurs objectifs sont variables (estimation de la perméabilité aux gaz des sols, estimation des cinétiques de biodégradation) et se déclinent dans des essais de courte et de longue durée.

3.3.1. Considérations générales

3.3.1.1. Sélection de la zone d'essai

Le choix mal orienté d'une zone d'essai constitue la première cause d'échec d'un essai de terrain, comme c'est le cas d'un échantillon non représentatif pour un essai en laboratoire. Le choix doit être fait de manière à ce que les ouvrages de traitement soient situés dans les horizons pollués ciblés (prise en compte de lithologies éventuellement variables, risques de concentrations en polluant trop faibles, ...). La validation de la sélection de la zone d'essai nécessite au préalable des prélèvements d'échantillons de sols et des analyses en laboratoire.

3.3.1.2. Paramètres de suivi

Les paramètres de suivi d'un essai sur le terrain sont décrits et discutés § 4.1 à 4.3. Ils concernent principalement des paramètres physiques et chimiques dans ou liés à la phase gazeuse, avec des fréquences variables selon les indicateurs.

Ils peuvent aussi concerner la matrice sols. Les diagnostics de pollution des sols réalisés préalablement à l'essai de terrain n'ont pas toujours abouti à une délimitation complète de la zone de sols à traiter. Pour la réalisation d'un essai de terrain, un nombre suffisant de sondages dans les sols doit être prévu sur la zone à traiter, pour collecter suffisamment d'échantillons de sols en termes de nombre et de fourchette de concentrations en polluants. Le nombre d'échantillons de sols est à déterminer en fonction du programme d'essais, en suivant les recommandations suivantes :

- Mode de prélèvement et échantillonnage des sols : sondages réalisés de préférence par carottage sous gaine pour obtenir des échantillons le moins remaniés possible et éviter les contaminations croisées.

Pour les composés volatils, il est nécessaire d'utiliser le protocole d'extraction méthanolique sur site documenté dans le Guide MACAOH sur la caractérisation des zones sources ((Côme et al., 2006a), la (Norme NF EN ISO 22155, 2016) et le (Projet de Norme NF ISO 18400-301, 2022)

- Transport et conservation des échantillons : les échantillons doivent être envoyés au laboratoire dans des délais courts où ils seront stockés à 4°C pour limiter très fortement les processus de biodégradation
- Paramètres à analyser a minima : hydrocarbures par TPH C5-C40 (qui fournit 15 fractions avec distinction aliphatiques et aromatiques), granulométrie, teneur en eau, COT, azote, phosphore, numération bactérienne (flore aérobie totale et spécifique du polluant).

Concernant la numération bactérienne, notons que dans le cas des essais menés dans le projet SOBIOVE, deux types de souches bactériennes sont présentes dans l'ensemble de la zone de traitement et ne semblent pas limitantes. Dans ce contexte, il nous a semblé inutile de réaliser un ensemencement bactérien (bioaugmentation). Mais ce résultat propre au projet SOBIOVE ne peut être généralisé.

3.3.2. Design technique

Les ouvrages nécessaires pour la réalisation d'un pilote de Bioventing comprennent a minima un puits d'extraction, plusieurs ouvrages de type piezair répartis autour du puits d'extraction, ainsi que un ou plusieurs puits d'injection d'air.

Le design technique (localisation dans le plan et en profondeur des ouvrages d'extraction, d'injection et de contrôle, ainsi que leurs caractéristiques (profondeurs, niveaux crépinés)) doit intégrer les connaissances préalables acquises sur la lithologie, les perméabilités, la pollution ainsi que les aménagements et usages en surface du site. Les piezairs ont un double objectif : estimer d'une part le rayon d'influence, les perméabilités des sols et la répartition des débits d'air, et mesurer d'autre part les évolutions temporelles de différents paramètres durant le traitement (concentrations en polluants, indicateurs de biodégradation, ...). Afin de sécuriser la circulation aéraulique, il est admis qu'une répartition des puits d'injection sur un cercle autour du puits d'extraction est pertinente.

Design des ouvrages

Puits d'extraction d'air :

- Diamètre d'équipement 2 pouces avec des crépines d'ouverture millimétrique uniformément réparties sur la hauteur de la zone que l'on souhaite solliciter
- Les limites hautes et basses de la crépine du puits d'extraction sont très dépendantes des spécificités du site (nappe, lithologie, localisation de la pollution et aménagement de surface)
- La hauteur des crépines est fonction de la lithologie et de la pollution. Les limites haute et basse de la crépine doivent être imbriquées dans les limites haute et basse de la zone à traiter
- La base de l'ouvrage doit se situer au-dessus de la frange capillaire (sauf cas particulier) en s'assurant que les débits d'extraction d'air testés ne conduisent pas à une remontée locale de la nappe jusqu'aux crépines.

Puits d'injection d'air :

- Ouvrages de même type que le puits d'extraction, mais crépinés sur toute la zone cible
- Diamètre d'équipement 1 à 2 pouces, à adapter en fonction du nombre de puits d'injection et des débits/pressions associés, afin de confiner aérauliquement.

Piezairs de contrôle :

- Nombre d'ouvrages dépendant du contexte, avec a minima 3 ouvrages dont le plus proche est à localiser à 1 m environ du puits d'extraction et le plus éloigné à une distance d'environ 5 m (pour des formations perméables)
- Diamètre d'équipement inférieur à 25 mm, avec des crépines d'ouverture millimétriques uniformément réparties sur la hauteur de la zone que l'on souhaite observer. Le diamètre de foration devra être faible afin de limiter le « volume mort » de l'ouvrage et les perturbations locales associées à l'ouvrage. Ce diamètre devra cependant être suffisant pour garantir une parfaite étanchéité au-dessus de la crépine. Par exemple, il est recommandé une foration en diamètre de 50 mm pour un tubage d'équipement 25/32 mm

- La hauteur des crépines doit être limitée et, dans tous les cas, être inférieure à 1 mètre. Elle doit être positionnée dans un unique horizon lithologique (uniformité des écoulements). Cette exigence pourra conduire, pour une succession lithologique hétérogène, à la réalisation de davantage de piezairs afin de suivre les dynamiques d'écoulement et de transport dans les différentes lithologies d'intérêt. Dans ce cas, la réalisation de piezairs en flûte de Pan est à privilégier par rapport à l'installation de packers sur un seul ouvrage avec des multi-crépines
- Les limites haute et basse de la crépine des ouvrages de contrôle sont très dépendantes des spécificités du site (nappe, lithologie, localisation de la pollution et aménagement de surface) :
 - Pour des sites sans couverture de surface (enrobé, dallage ou géomembrane spécifiquement mise en œuvre pour le pilote), la recommandation générale est de ne pas crépiner à moins de 1 mètre de profondeur afin de limiter l'influence des conditions atmosphériques (température, vent, pression, pluie). Si les formations sont très perméables dès la surface, le haut des crépines devra être descendu davantage tout en restant cohérent avec les spécificités du site
 - Pour les sites avec une couverture de surface, les ouvrages pourront être crépinés plus haut en conservant toutefois une hauteur suffisante permettant la mise en place d'une étanchéité annulaire.

Le puits d'extraction d'air doit être raccordé à un dispositif de séparation air/eau et d'une filtration avant rejet à l'atmosphère.

En plus des ouvrages, les points d'attention suivants sont également à retenir :

- Si une foration à l'eau ou à l'air est nécessaire, l'attente du rééquilibrage des saturations en eau dans les terrains sera nécessaire avant la conduite de l'essai pilote. Au vu des recommandations de bonnes pratiques sur la mise en œuvre d'ouvrages de type piezair (guide FLUXOBAT (Traverse et al., 2013), guide DGPR de diagnostic des sites et sols pollués (Marot et al., 2023)), les ouvrages ne pourront pas être utilisés immédiatement après leur mise en place. Le retour à l'équilibre est compris entre quelques heures et plusieurs jours selon la technique employée pour réaliser le sondage (tarière, carottier à rotation ou à percussion, forage à l'avancement, tarière creuse) et les caractéristiques des sols en place
- Lors de la foration pour la mise en place des ouvrages, des caractérisations in situ (description de la lithologie à minima) et des prélèvements éventuels de sols pour analyses sont à prévoir spécifiquement sur ces ouvrages
- Un tubage PEHD est à privilégier si l'ouvrage doit être conservé pour l'opération de dépollution à grande échelle
- Le choix de l'ouverture des crépines et de la granulométrie du massif filtrant est dépendant de la lithologie. Généralement, les ouvrages sont réalisés avec un slot de 1 mm ($S_{\text{slot}}/S_{\text{tub}} de 4 à 8 \%$) et le massif filtrant avec une granulométrie en fonction de la lithologie
- Une parfaite étanchéité de l'espace annulaire est nécessaire afin de garantir l'absence de circulations préférentielles, ce qui est réalisé par la mise en place d'un bouchon de bentonite surmonté d'un coulis bentonitique/ciment sur l'ensemble de la hauteur du tubage plein des ouvrages. Le remplissage de l'espace annulaire avec des billes d'argile arrosées avec de l'eau n'est pas recommandé car des doutes subsisteraient quant à l'étanchéité créée. Il est ainsi recommandé de réaliser le mélange au préalable et de l'injecter ensuite dans l'espace annulaire.

3.3.3. Essais de courte durée

3.3.3.1. Essai d'estimation de la perméabilité à l'air

Un essai d'extraction d'air ou d'injection/extraction d'air permet d'estimer la perméabilité à l'air à proximité des puits concernés, ainsi que le rayon d'influence associé. Un essai par paliers, en fournissant plusieurs valeurs pour différents volumes de sols, permet de préciser l'hétérogénéité spatiale de ce paramètre. Sur un plan pratique, l'essai consiste à mesurer la dépression dans le/les puits d'injection/extraction ainsi que dans les piezairs situés à proximité.

Dans le cadre du projet SOBIOVE, des essais d'injection/extraction d'air avec 5 paliers de dépression ont été réalisés, sur différents ouvrages. Les résultats ont été interprétés en utilisant le logiciel MFRLKINV de l'USEPA tototoqui utilise une méthode par simulation inverse (type Monte-Carlo), en optimisant les erreurs entre les

pressions mesurées sur les piézairs et celles calculées par une solution analytique d'écoulement (équation de Darcy). Les résultats obtenus sur le puits d'extraction du pilote montrent des valeurs de perméabilité à l'air relativement homogènes et un facteur d'anisotropie relativement faible (Tableau 2).

Tableau 2 - Résultats des simulations de la perméabilité pour les essais sur le puits PEC (source : projet SOBIOVE)

Palier	Piezairs	Perméabilité Kx (m ²)	Perméabilité Kz (m ²)	Ratio Kx/Kz
Palier 1	Tous	3.17 10 ⁻¹¹	1.53 10 ⁻¹¹	2.07
	Pzair A+B	3.19 10 ⁻¹¹	1.31 10 ⁻¹¹	2.44
	Pzair C	2.47 10 ⁻¹¹	1.41 10 ⁻¹⁰	0.18
Palier 2	Tous	2.57 10 ⁻¹¹	2.79 10 ⁻¹¹	0.92
	Pzair A+B	3.48 10 ⁻¹¹	2.91 10 ⁻¹¹	1.20
	Pzair C	2.42 10 ⁻¹¹	1.79 10 ⁻¹⁰	0.14
Palier 3	Tous	2.51 10 ⁻¹¹	2.65 10 ⁻¹¹	0.95
	Pzair A+B	2.74 10 ⁻¹¹	2.50 10 ⁻¹¹	1.10
	Pzair C	2.09 10 ⁻¹¹	2.39 10 ⁻¹⁰	0.09
Moyenne		2.74 10 ⁻¹¹	7.73 10 ⁻¹¹	1.01

3.3.3.1. Essai de détermination du rayon d'influence de l'apport d'oxygène

Le principe consiste à réaliser un essai d'injection/extraction d'air pour évaluer le rayon d'influence de l'apport d'oxygène à l'aide d'un suivi des teneurs en oxygène dans les gaz des sols.

En premier lieu, une cartographie des concentrations en oxygène dans les piezairs est réalisée avant l'essai, afin de localiser les zones anoxiques qui devront être alimentées en oxygène en priorité. Dans un deuxième temps, des tests d'injection/extraction d'air sont réalisés. Ces tests permettent de dresser des cartographies de l'enrichissement en oxygène du milieu et les facteurs d'hétérogénéité de la répartition de l'oxygène. La durée de l'essai est très dépendante de la perméabilité des sols et de leur teneur en eau. La stabilisation des taux d'oxygène nécessite généralement entre quelques jours et 2 semaines. L'exploitation des données conduit à statuer sur le rayon d'action de l'injection d'air, et sur les zones dans lesquelles focaliser l'injection d'air. Après cet essai, un essai de mesure du taux d'utilisation de l'oxygène peut être conduit.

3.3.3.2. Essai de détermination du taux d'utilisation de l'oxygène

Le principe de l'essai est de mesurer au niveau des ouvrages de contrôle dans la ZNS la pression et la dépression, ainsi que la teneur en O₂ et en CO₂, et éventuellement en CH₄. La durée de l'essai doit être estimée initialement et vérifiée au cours du temps, afin de l'ajuster en fonction des résultats des mesures.

Un tel essai fournit des éléments clefs pour évaluer l'activité de biodégradation (Leeson, Hinchee, 1995). Ce test permet de comparer les taux d'utilisation de l'oxygène dans le sol à l'état initial et après quelques semaines de circulation d'air.

3.3.3.3. Essai de relaxation

Principe

L'essai de relaxation est à mener à la suite d'un essai d'extraction d'air ou d'injection/extraction d'air, de préférence dès que les teneurs en O₂ dans les ouvrages de contrôle sont supérieures à 10%. Pour chaque ouvrage de contrôle, les teneurs en O₂ et CO₂ et éventuellement en CH₄ sont mesurées à l'aide d'un détecteur multigaz. Après que l'air des sols extrait ait atteint la valeur stabilisée en O₂ souhaitée, la circulation d'air (insufflation et/ou extraction) est stoppée, et les mesures sont poursuivies dans les ouvrages de contrôle jusqu'à atteinte d'une valeur stabilisée (valeur faible indiquant un déficit d'oxygène pour la biodégradation). Les mesures sont réalisées à des pas de temps de 30 minutes au début, puis à des pas de temps à ajuster en fonction de l'évolution des teneurs en O₂.

Cet essai renseigne à la fois sur les cinétiques de retour à un régime pseudo-stabilisé lié à la volatilisation (COV par PID) et la biodégradation (consommation de O₂, production de CO₂ et CH₄). En d'autres termes, il permet de vérifier le développement de l'activité biologique par l'apport suffisant d'oxygène (et éventuellement de nutriments). En l'absence de réponse positive, on pourra considérer le Bioventing comme inefficace. Dans le cas

contraire, le résultat de l'essai fournit une première approche de la cinétique de biodégradation. L'ouvrage à suivre en priorité est le puits d'extraction, mais il peut être utile de faire également cet essai sur quelques piézajets pour évaluer les différences locales de cinétiques. Un exemple est présenté Figure 15.

Cet essai peut être renouvelé dans le temps, dans le cadre d'un essai pilote de longue durée, pour préciser l'évolution dans le temps de la cinétique d'utilisation de l'oxygène.

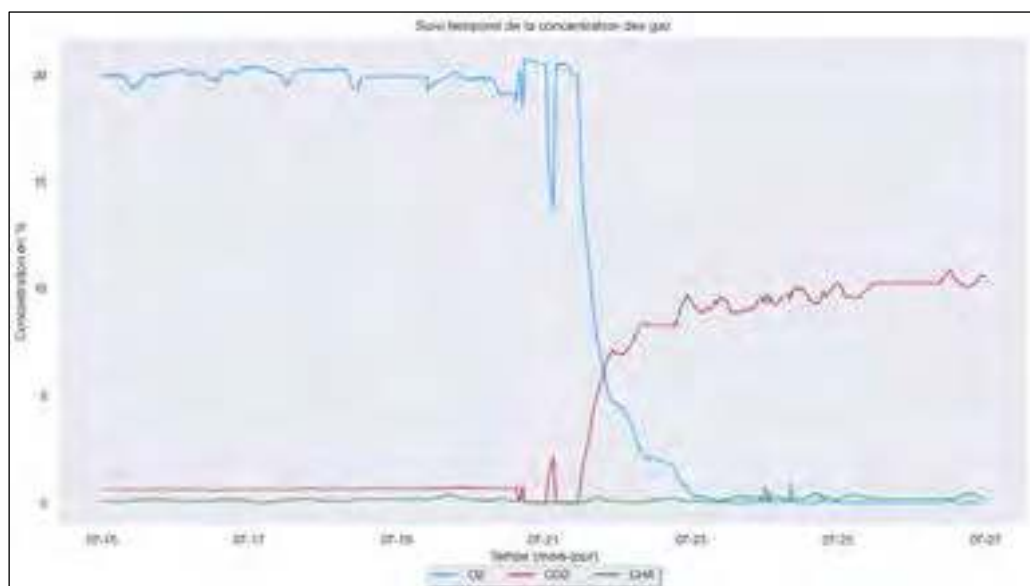


Figure 15 - Évolution des concentrations en O₂, CO₂ et CH₄ sur le puits d'extraction lors de l'essai de relaxation suite à l'arrêt de l'extraction d'air à la fin de la phase de Venting (source : projet SOBIOVE)

Interprétation des mesures

A partir de ces mesures, une courbe de décroissance du taux de O₂ peut être tracée pour estimer le taux d'utilisation de l'oxygène (Figure 16). Ce qui permet ensuite d'estimer la cinétique de biodégradation selon la formule suivante :

$$k_B = \frac{-k_o \theta_a \rho_{O_2} C}{100 \rho_k} \quad (9)$$

k_B : cinétique de biodégradation

$-k_o$: taux d'utilisation de l'oxygène

θ_a : volume d'air par kg de sol

ρ_{O_2} : masse volumique de l'oxygène dans la phase gazeuse à 25°C

C : ratio massique HC / O₂ pour obtenir une minéralisation complète

ρ_k : Masse volumique solide du sol

La cinétique de biodégradation calculée, comparée à la masse initialement présente de polluants, donne une indication sur la faisabilité du traitement et sur la durée de traitement. Il doit cependant être considéré que la cinétique de biodégradation va généralement diminuer au cours du temps.

En considérant l'évolution des teneurs en oxygène de la Figure 15, le taux d'utilisation d'oxygène induit (Figure 16), un hydrocarbure C₁₀-C₂₂, une masse volumique du sol de 2,6 kg/l et une masse volumique de l'oxygène gazeux de 1,4 kg/m³, la cinétique de dégradation est d'environ 1,6 mg HC/kg sol/jour.

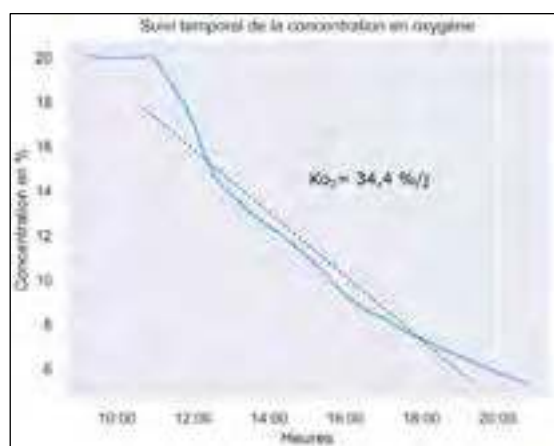


Figure 16 – Evolution du taux d’oxygène lors de l’essai de relaxation (source : projet SOBIOVE)

3.3.4. Essais de longue durée (essai pilote)

3.3.4.1. Durée de l’essai

Un essai de longue durée, dénommé dans ce guide essai pilote, est un essai de performance (E3). Pour un tel essai, la durée est généralement de 3 mois au minimum. Il est recommandé une phase de Venting puis une phase de relaxation, puis une phase de Bioventing pour préciser l’efficacité relative de la volatilisation vs la biodégradation.

3.3.4.2. Apport de nutriments

En cas de concentrations en nutriments azotés et phosphorés dans les sols jugées trop faibles, un apport peut être envisagé préalablement à l’essai. Dans ce cas, les moyens techniques d’introduction des nutriments sous forme de solution aqueuse doivent être dimensionnés pour cibler au mieux les zones visées par cet apport. Parmi les moyens envisageables, on peut mentionner trois types d’apport :

- par infiltration : ce mode n’est recommandé que pour des horizons relativement homogènes et perméables. Dans ce cas, l’état de surface des sols doit être pris en compte et maîtrisé
- par injection dans des ouvrages en place (piézairs) : cette modalité peut être pertinente si les niveaux crépinés des ouvrages sont cohérents avec l’épaisseur des horizons ciblés par l’essai
- par injection avec un équipement de type GEOPROBE, en trou nu ou dans un ouvrage équipé de tube à manchettes, du bas vers le haut du sondage, avec des stations d’injection tous les 30 à 50 cm. Pour ce type d’injection, le rayon d’action ne dépasse généralement pas 1,5 m à 2 m.

3.3.4.3. Sondages dans les sols à l’état final

Les sondages dans les sols à l’état final ne sont pas toujours réalisés au terme d’un essai pilote pour des raisons de coûts ou de pertinence de l’interprétation des résultats. Ils sont néanmoins recommandés, tout particulièrement dans le cas d’une pollution par hydrocarbures, pour estimer a minima l’évolution de la répartition des fractions TPH (cf. Figure 17 et Figure 18). S’il n’est pas toujours aisé, pour un essai pilote de 3 mois, de mesurer des différences significatives de concentrations en hydrocarbures dans les sols entre état final et état initial, il est cependant nettement plus probable d’observer des modifications significatives de répartition des fractions TPH, indicateur généralement probant d’évaluation de l’efficacité du Bioventing.

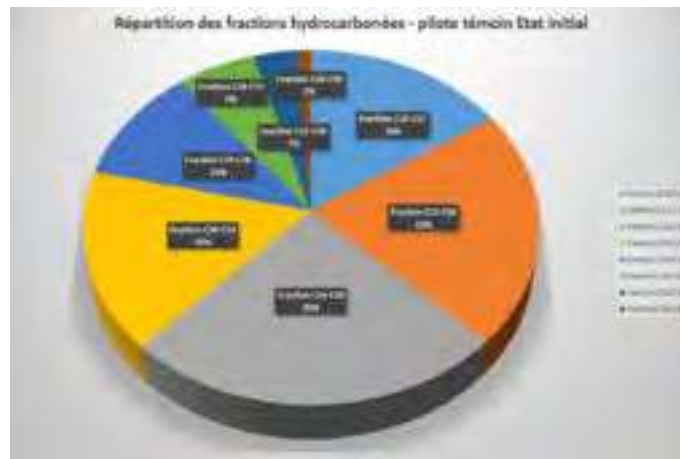


Figure 17 - Répartition moyenne des fractions TPH dans les sols à l'état initial (source : projet SOBIOVE)



Figure 18 - Répartition moyenne des fractions TPH dans les sols après 3 mois de traitement (source : projet SOBIOVE)

Il convient de s'assurer que les techniques de prélèvement, d'échantillonnage et d'analyses des sols retenus au stade des diagnostics sont similaires à celles utilisées pour l'essai de terrain. La densité de points de sondages doit être ajustée à la taille de la zone d'essai. Il est recommandé une densité de 5 points de sondages pour une superficie de 100 m². Cette densité pourra être adaptée en fonction de la superficie de la zone d'essai. Pour l'évaluation verticale de la pollution, il est recommandé de prélever au moins un échantillon par lithologie et par mètre de profondeur à traiter, en associant des mesures systématiques avec un détecteur PID. Les échantillons composites sont proscrits.

3.3.4.4. Dimensionnement des débits d'injection/extraction d'air

Les recommandations dans la littérature visent généralement à disposer d'une vitesse d'air dans les sols supérieure à 0,01 cm/s. A l'aide de simulations réalisées à l'aide du code numérique multiphysique COMSOL, un renouvellement d'air de 5000 correspond à une vitesse de pore de 0,02 cm/s à un rayon de 4 m.

Pour le débit d'injection, nous recommandons un facteur de sécurité proche de 2 (débit 2 fois plus fort que le débit d'extraction), pour sécuriser le confinement aéraulique.

Le débit d'extraction peut être calculé comme suit :

$$\text{Débit} = \text{Volume du pilote} * \text{porosité} * \text{Renouvellement annuel d'air} \quad (10)$$

Dans le cadre du projet SOBIOVE, avec un pilote de rayon 5 m et de profondeur 5,5m, et une porosité de 0,21, le débit d'extraction d'air est le suivant :

Débit (m³/h) = Volume de pilote ($\pi \cdot 5^2 \cdot 5,5$) * porosité (0,21) * Renouvellement annuel d'air (5800/365/24) = 60 m³/h

Les travaux menés sur le pilote SOBIOVE ont montré de petites variations temporelles de débit sur le puits d'extraction mais aussi entre les 8 puits d'injection, avec une moyenne de 13,6 m³/h par puits, soit un débit total d'injection de 107 m³/h $\pm$ 5 m³/h. Les petites variations de mesure peuvent être dues à la sensibilité des appareils de mesure (2 anémomètres différents), à la finesse de réglage des vannes, aux conditions thermodynamiques (température/humidité/densité) du flux d'air mesuré ou encore liées au niveau de la nappe. Un écart important de pression a été observé entre les puits (4-5 à 7-10 mbar), alors que tous les puits ont les mêmes configurations. Ces écarts sont probablement induits par des variations spatiales de perméabilité à l'air.

3.3.4.5. Pilotage de l'essai pilote

Le pilotage d'un essai pilote s'appuie d'une part sur le suivi de paramètres mesurés dans le milieu souterrain, en priorité dans la zone non saturée (paramètres physiques (pression, température, humidité, ...) et chimiques (concentrations gazeuses en COV, O₂, CO₂, CH₄, ...)) et si besoin dans la nappe (niveau d'eau, épaisseur éventuelle de NAPL mobile, ...).

Ce pilotage s'appuie d'autre part sur les équipements de Bioventing et sur l'instrumentation en surface, avec le suivi du bon fonctionnement des équipements ainsi que des paramètres physico-chimiques clés. Le cahier des charges doit intégrer a minima une mesure quasi-continue du débit/pression d'air injecté/extrait, ainsi que des teneurs en COV, O₂, CO₂, CH₄ et humidité au puits d'extraction. Ces mesures peuvent être réalisées à l'aide de capteurs de débit/pression et d'analyseurs PID et multigaz positionnés sur la ligne d'extraction d'air. Les mesures avec enregistrement sont à préférer aux mesures ponctuelles. Ces mesures en quasi-continu doivent être complétées par des campagnes de prélèvement sur support de gaz à l'extraction en vue d'analyses en laboratoire (concentrations en TPH C5-C16, également nécessaires pour étalonner le détecteur COV (PID)).

Un exemple de design est présenté Figure 19.

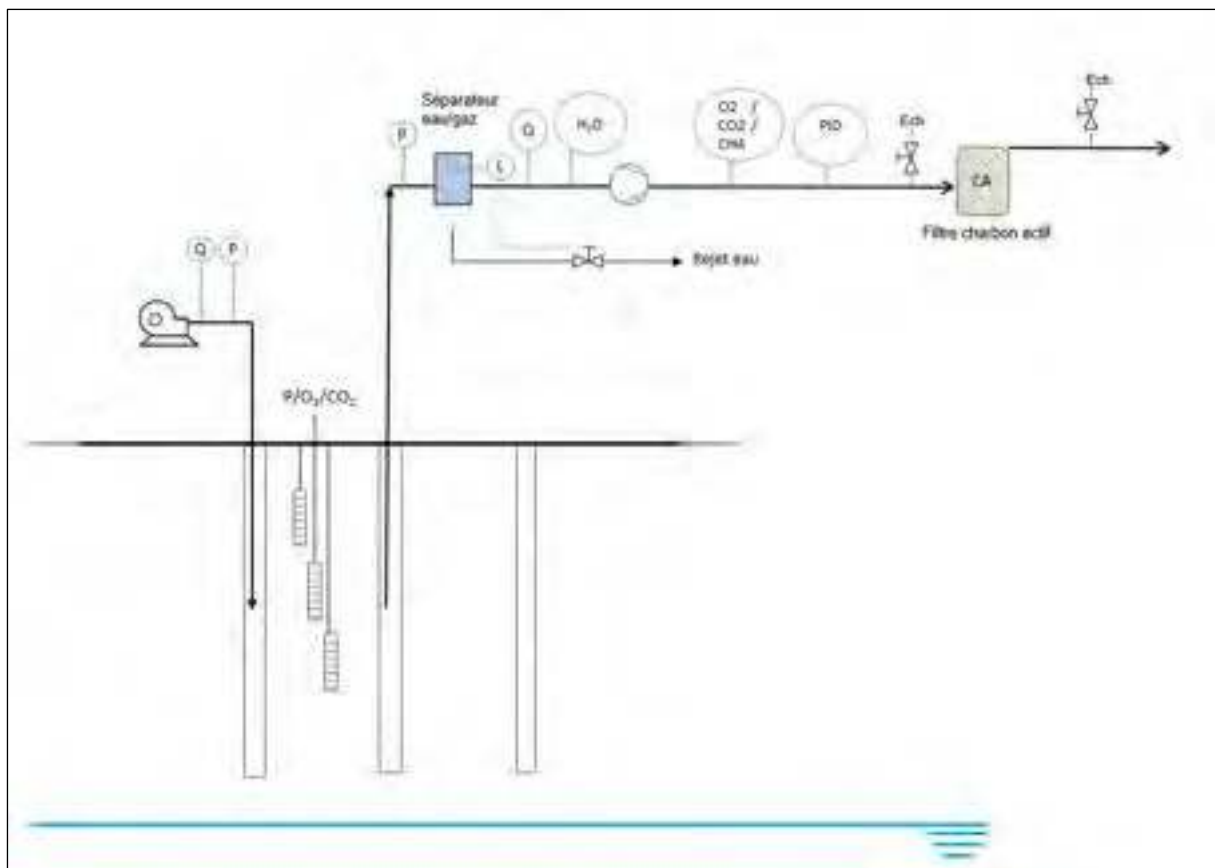


Figure 19 – Exemple de design d'un dispositif pilote de Bioventing (source : projet SOBIOVE)

4. Étape 2 : suivi d'un essai pilote

Résumé

Ce chapitre décrit les paramètres recommandés pour le suivi d'un essai pilote, pour une pollution de type hydrocarbures :

- Paramètres mesurés ou liés à la phase gazeuse :
 - Paramètres physiques (paramètres météorologiques, humidité relative et température du sol, pression, débit d'air, température et humidité relative aux puits d'extraction et d'injection, niveau de nappe, épaisseur de phase NAPL mobile)
 - Paramètres chimiques (suivi en continu de la concentration en COV totaux sur le puits d'extraction (PID) et des paramètres liés à la biodégradation (teneurs en O₂, CO₂, CH₄), campagnes ponctuelles dans différents ouvrages (concentrations en hydrocarbures (indicateur global de type PID et TPH C5-C16), teneurs en O₂, CO₂, CH₄), mesure ponctuelle de l'activité du Carbone 14 du CO₂ au puits d'extraction)
- Paramètres dans les sols : concentrations en hydrocarbures (TPH C5-C40), paramètres d'évaluation de la fertilité (COT, N, P, K), paramètres biologiques (numération bactérienne de la flore aérobie totale et de la flore aérobie spécifique aux hydrocarbures)
- Paramètres dans les eaux souterraines : hydrocarbures par TPH (C5-C40), COD, DBO₅, DCO, paramètres de terrain (O₂, Redox, Température, pH, Conductivité), nutriments (N, P), éventuellement BTEX, CO₂, CH₄, SO₄, H₂S.

L'ensemble des paramètres proposés sont des indicateurs mesurés classiquement sur site ou en laboratoire, hormis les mesures de l'activité du Carbone 14 et les numérations bactériennes.

Les recommandations sont illustrées avec les données de suivi de l'essai pilote SOBIOVE.

Le suivi d'un essai pilote comprend de façon prépondérante des paramètres mesurés ou liés à la phase gazeuse, et de façon plus marginale des paramètres mesurés dans les sols et les eaux souterraines. Cette proposition concerne une pollution par hydrocarbures, qui sera à adapter à la marge pour une pollution par d'autres composés.

4.1. Suivi des paramètres liés à la phase gazeuse

4.1.1. Paramètres physiques

Un suivi temporel de différents paramètres physiques est nécessaire pour comprendre les phénomènes en jeu, piloter l'essai, et établir un bilan de masse au terme de l'essai. Nous recommandons le suivi des paramètres suivants à un pas de temps horaire (à l'aide de capteurs enregistreurs).

Paramètres météorologiques

La pluie, la pression atmosphérique et la température de l'air sont à mesurer de préférence à l'aide d'une station météo locale sur le site.

Humidité relative et température du sol

L'humidité relative (HR) dans les sols est à mesurer à plusieurs profondeurs (Figure 20). La mesure de HR nécessite une calibration lors de la première campagne sur des mesures de teneurs en eau mesurées en laboratoire sur des échantillons de sols. Ce qui fournit une indication de l'évolution de la saturation en eau du sol, en vue d'ajuster si besoin l'humidité requise pour l'air injecté. L'objectif visé est généralement une HR de 80%, ce qui nécessite un barbotage pour éviter une déshydratation du sol (délétère pour la biodégradation). A l'inverse, en cas de condensation trop forte, il peut être envisagé de stopper temporairement le barbotage.

Rappelons que l'HR est le ratio quantité d'eau que contient l'air / quantité maximale qu'il peut contenir pour une température donnée au point de rosée. L'humidité absolue (HA) est par ailleurs une grandeur utile à quantifier à partir de l'HR : il s'agit de la quantité de vapeur d'eau présente dans un volume d'air sec donné, sa valeur restant constante même si la température de l'air varie. L'évolution comparée de ces deux quantités est illustrée Figure 21.

A défaut de mesures de la température à différentes profondeurs dans les sols, il convient de considérer que les oscillations de la température en surface subissent un très fort amortissement avec la profondeur. Il est communément admis que la température varie peu dans le temps à partir de 2 m de profondeur. Durant le projet SOBIOVE, le suivi de la température de l'eau de nappe (située entre 5 à 6 m de profondeur) montre une oscillation d'environ 1,5°C sur l'année (Figure 22), que l'on peut considérer comme représentative de la température du sol vers 5 m de profondeur.



Figure 20 - Suivi des teneurs en eau et de la température à différentes profondeurs dans le sol (sondes capacitatives) et des précipitations journalières (source : projet SOBIOVE)

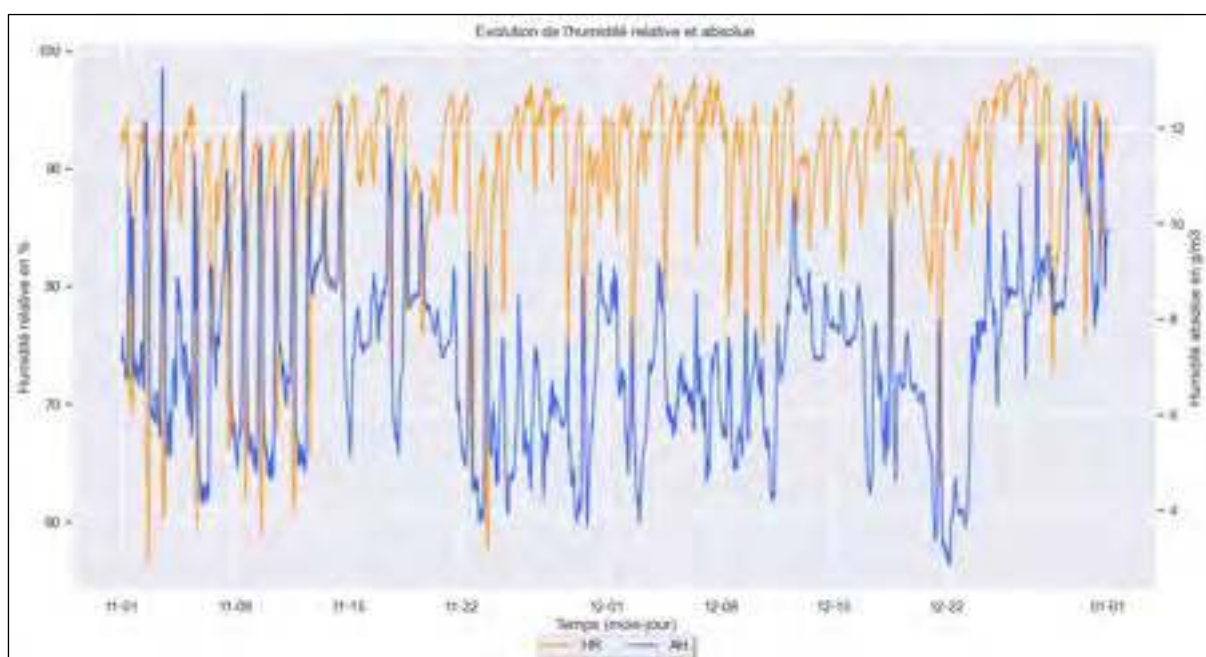


Figure 21 - Évolution de l'humidité relative (en bleu) et absolue (en orange) au puits d'extraction durant 2 mois (source : projet SOBIOVE)

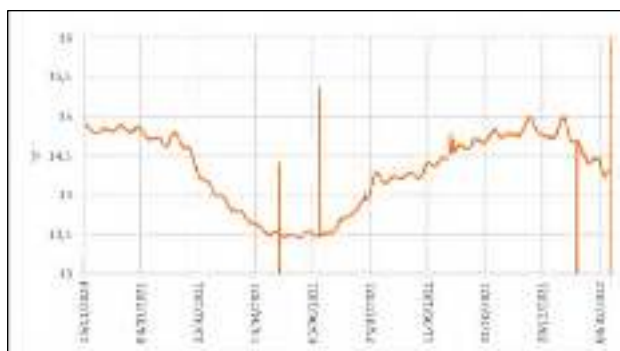


Figure 22 - Suivi de la température de l'eau de nappe dans le piézomètre Pz1 (source : projet SOBIOVE)

Pression, débit d'air, température et humidité relative aux puits d'extraction et d'injection

La pression et le débit fournissent une estimation de la perméabilité à l'air autour du puits. Une comparaison des différents débits et pressions aux puits d'injection donne une indication de l'efficacité de la circulation aéraulique. Ces informations sont très utiles pour des travaux de modélisation numérique du confinement (cf. Figure 24). Rappelons que la température dans le circuit d'injection d'air dépend de la température de l'air atmosphérique, qui est augmentée lors de son passage dans la soufflante : les constructeurs de soufflante donnent une valeur de cette élévation de température en fonction de la pression fournie par l'appareil. L'abaque utilisé pour le modèle installé pour le pilote SOBIOVE est présenté Figure 23.

Cette élévation de température est un paramètre important pour le fonctionnement des soufflantes à canal latéral, car elle influe sur la dilatation de l'aube (rotor) et donc sur la distance des ailettes avec la partie statique. Dans le cadre du pilote SOBIOVE, la température a été mesurée en sortie du barbotage destiné à l'humidification, qui a également un effet de réduction de la température de l'air (inertie de l'eau et consommation de la chaleur spécifique de vaporisation).

Par ailleurs, la température du réseau d'extraction d'air est généralement considérée comme représentative de la moyenne des températures du sol.

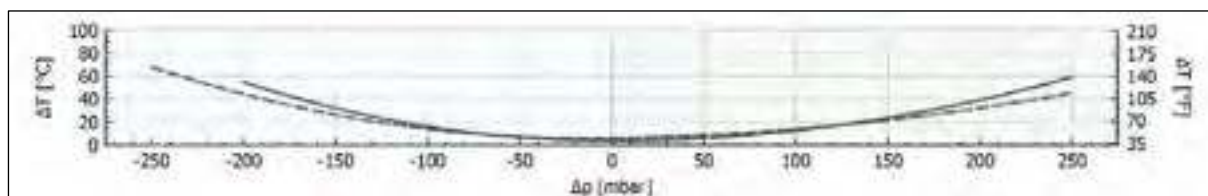


Figure 23 – Abaque de variation de température en fonction de la pression pour le modèle de soufflante utilisée pour le pilote (source : projet SOBIOVE)

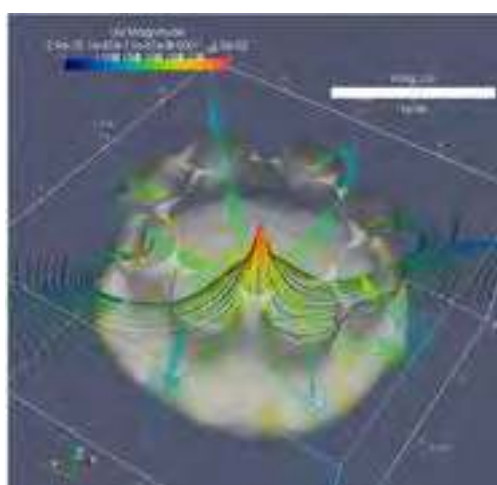


Figure 24 - Modélisation à l'aide du code CubicM des écoulements gazeux des 8 puits d'injection vers le puits d'extraction central (vitesses en m/s). Lignes de courant montrant un bon confinement du système (source : projet SOBIOVE)

Niveau de la nappe

Ce suivi est tout particulièrement nécessaire en cas de battement de nappe cyclique du fait de sa proximité avec un cours d'eau subissant l'influence des marées (marnage).

Le suivi du pilote SOBIOVE a montré que le marnage sur ce site (de l'ordre de 10 cm / marée) a eu un impact cyclique significatif sur les teneurs en gaz, en particulier en CO₂ comme le montre la Figure 25. La Figure 26 montre comment le marnage impacte les teneurs en CO₂ sur le puits d'extraction, même lorsque que l'extraction d'air est éteinte (sauf un pompage minimal effectué lors de la mesure PID).

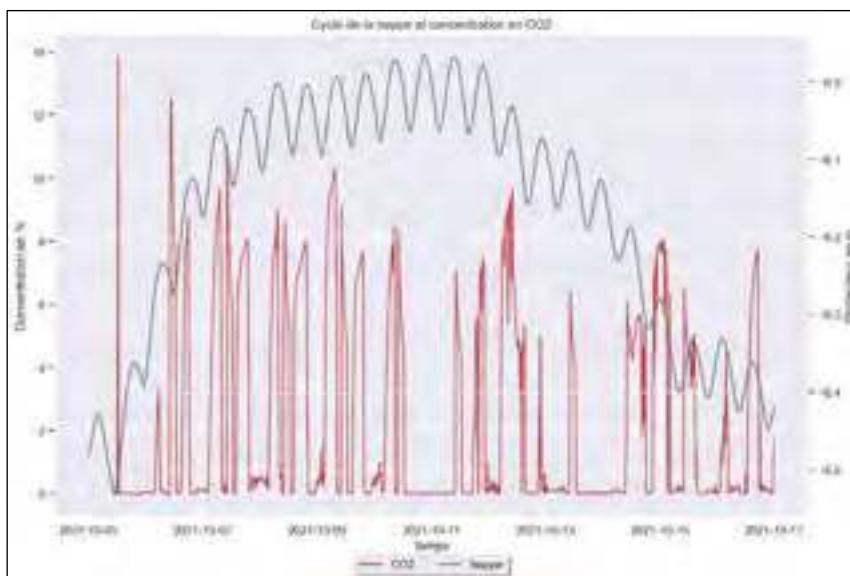


Figure 25 - Évolution des teneurs en CO₂ au puits d'extraction en fonction du battement de la nappe et du cycle d'injection/extraction d'air (à 10h et 22h pendant 72 minutes) sur une durée de 12 jours (source : projet SOBIOVE)

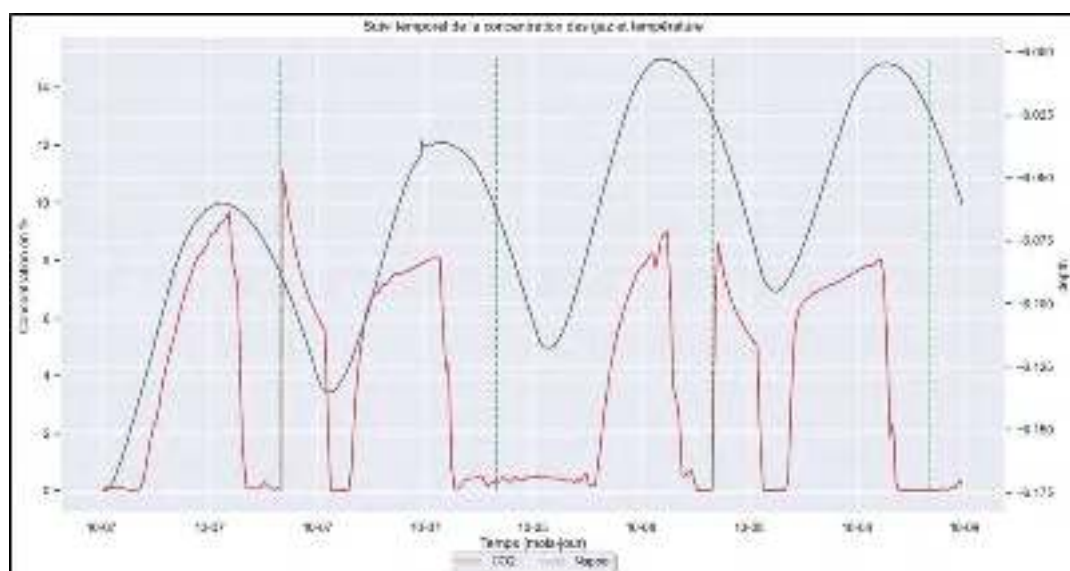


Figure 26 - Influence du marnage sur les teneurs en CO₂ au puits d'extraction sur une durée de 2 jours. Les lignes vertes verticales correspondent au démarrage de l'injection/extraction d'air à 10h et 22h pendant 72 minutes (source : projet SOBIOVE)

Épaisseur de phase NAPL mobile

En cas de présence d'une phase NAPL mobile au toit de la nappe (« flottant »), il convient de mesurer l'épaisseur de celle-ci et son évolution temporelle. Une attention particulière est à porter pour prendre en compte le stock de NAPL mobile dans le bilan de masse de l'essai pilote, tout comme le stock éventuel de NAPL immobile dans la zone de battement de nappe, lequel est en contact avec la zone balayée par le traitement d'air dans la zone non saturée de façon plus ou moins intermittente (extraction d'air, battement saisonnier, marnage, ...).

4.1.2. Paramètres chimiques

Un suivi temporel de différents paramètres chimiques est nécessaire pour comprendre les phénomènes en jeu, piloter l'essai, et établir un bilan de masse au terme de l'essai.

4.1.2.1. Indicateur de la concentration en COV totaux sur le puits d'extraction

Cette mesure est souvent réalisée à l'aide d'un PID sur les gaz en sortie de puits d'extraction. Nous recommandons le suivi de ce paramètre à un pas de temps horaire. Son interprétation nécessite de la comparer à d'autres indicateurs de suivi. Par exemple, la Figure 27 montre l'évolution comparée des teneurs en PID, de la température et du niveau de la nappe. On observe une variation des teneurs quasiment cyclique et journalière qui est influencée davantage par les variations journalières de la température de l'air extrait que par le battement journalier de la nappe. En revanche, la Figure 28 montre une crue de la nappe qui impacte significativement les teneurs.

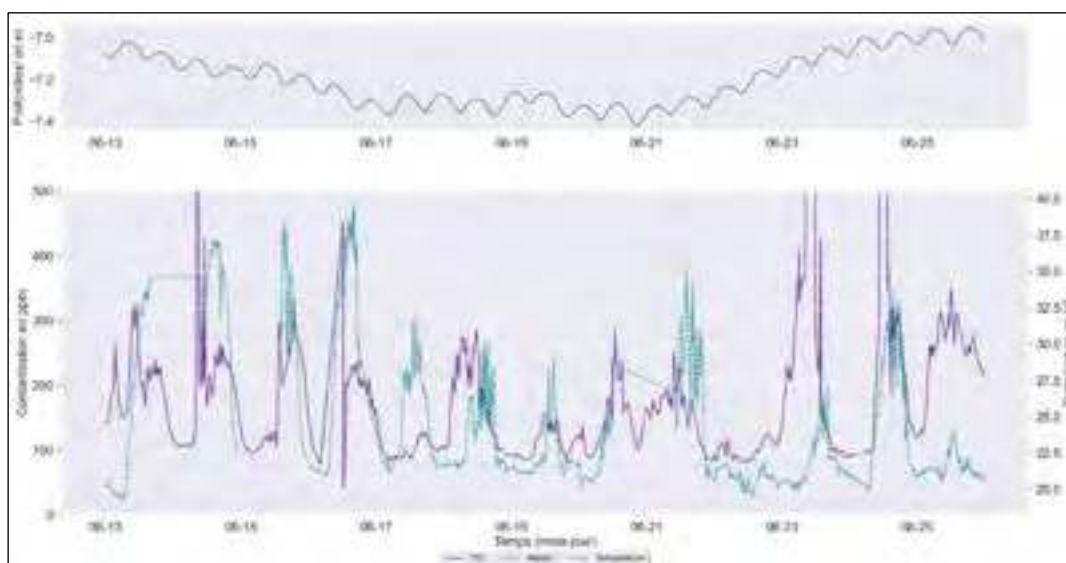


Figure 27 - Évolution des teneurs en PID (violet, valeurs tronquées à 500 ppm), de la température et de la profondeur la nappe (source : projet SOBIOVE)

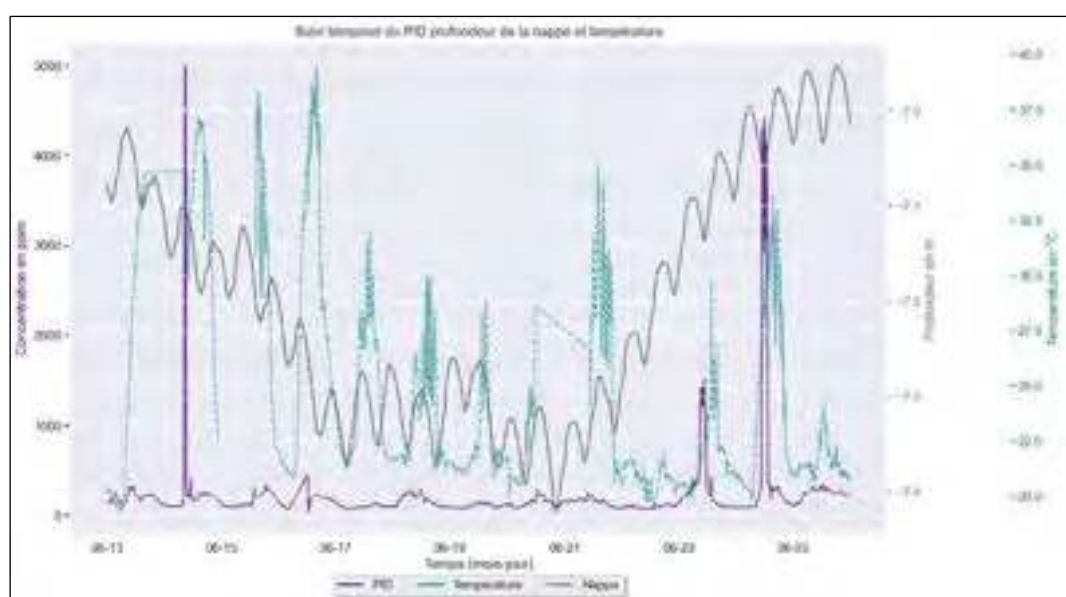


Figure 28 - Évolution des teneurs en PID (valeurs non tronquées), de la température et de la profondeur la nappe (source : projet SOBIOVE)

4.1.2.2. Paramètres liés à la biodégradation (teneurs en O₂, CO₂, CH₄)

Un suivi de ces 3 paramètres (aisé à mesurer avec un analyseur multigaz) à un pas de temps horaire est recommandé sur le puits d'extraction. En fonction du site d'étude, il pourra être réalisé en complément des campagnes ponctuelles de mesure sur le réseau de piezairs.

Le suivi des teneurs en O₂ permet d'évaluer si l'apport en O₂ est suffisant. En effet, il est primordial que l'oxygène ne soit pas limitant lors d'un traitement par Bioventing. Le suivi des teneurs en CO₂ permet lors du bilan de masse d'estimer les masses d'hydrocarbures biodégradées, une fois établie la part ne provenant pas des hydrocarbures. Un suivi des teneurs en CH₄ permet de s'assurer que le type de biodégradation est majoritairement aérobie, ce qui va permettre de conforter certaines hypothèses de calculs quant aux équations stœchiométriques retenues pour le calcul du bilan de masse.

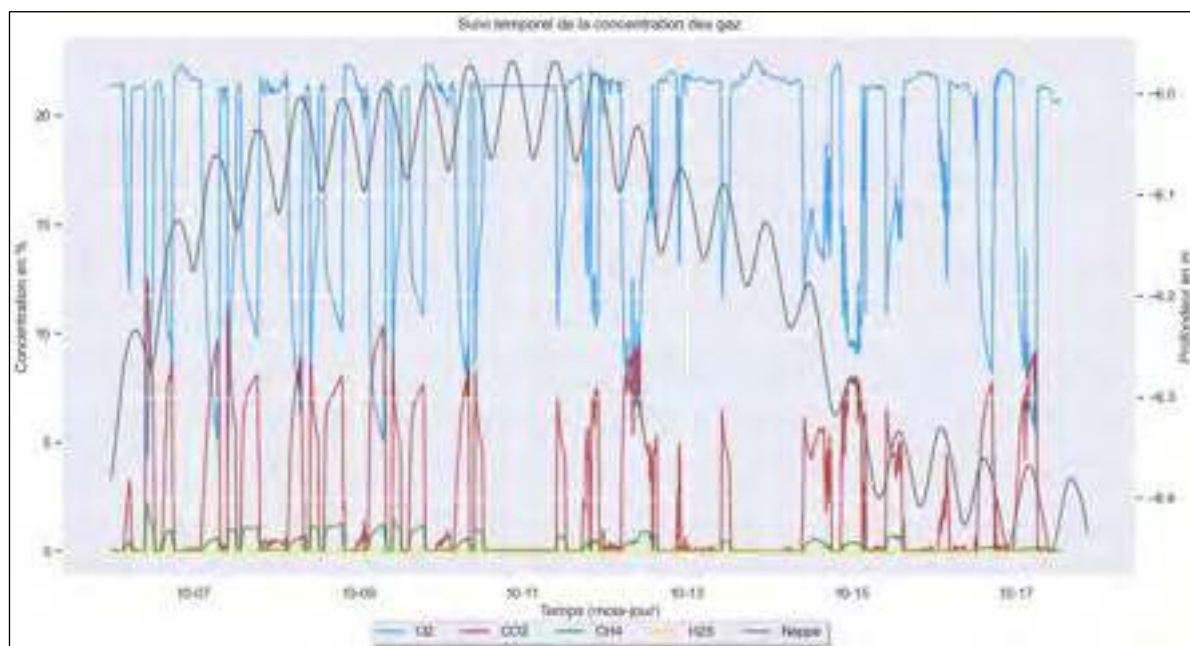


Figure 29 - Teneurs en O₂, CO₂, CH₄ et H₂S (échelle à gauche) dans les gaz extraits et évolution de la nappe (échelle à droite) (Source : projet SOBIOVE)

La Figure 29, qui montre l'évolution de différents indicateurs de biodégradation durant une dizaine de jours de la phase de Bioventing, atteste de la concomitance de conditions aérobies de façon permanente (teneurs en O₂ comprises entre 5 et 21%) et de la présence temporaire et cyclique de CH₄ (avec des teneurs cependant faibles, comprises entre 0 et 1%) liée probablement à l'arrêt de l'injection d'air toutes les 12 h. Concernant les teneurs en H₂S, elles sont toutes nulles durant cette période d'observation et quasiment toutes nulles sur l'ensemble du traitement pilote (seules deux valeurs sont supérieures à la limite de quantification).

La concomitance d'oxygène et de méthane dans les gaz extraits du sol au niveau du puits d'extraction est interprétée par la présence locales de conditions méthanogènes induites par des zones de taille macroscopique (zones de plus faible perméabilité mal balayées par le flux gazeux, ...) et/ou des zones de taille microscopique (chaque biofilm adhérent sur une surface pouvant présenter, en son centre, des valeurs de redox très basses).

Lors du suivi du pilote de Bioventing dans le cadre du projet SOBIOVE, des cartographies croisées heures/jours des données de suivi toutes les 15 mn des concentrations en O₂ et CO₂ ont été produites afin de préciser l'influence des cycles injection/extraction d'air (2 injections/extractions quotidiennes d'une durée de 72 mn, réalisées à 10 h et à 22 h) sur les concentrations en gaz. La Figure 30 atteste de la nature cyclique des variations de concentrations (sauf entre # 25 et 55 jours, où l'absence de données est due à un problème de mesure, avant déplacement et changement de la sonde). On observe globalement une augmentation forte de CO₂ à 0 h et 12 h avec une concentration proche de 6 % durant 1 ou plusieurs heures, avec un décalage au fur à mesure des mois. On observe que les teneurs en O₂ suivent la tendance inverse, avec une moyenne minimale proche de 12 %, ce qui confirme que cet accepteur d'électrons n'est pas limitant pour la biodégradation aérobie. On remarque aussi un décalage horaire périodique sur 8 jours où les teneurs en CO₂ (respectivement O₂) sont élevées

(respectivement basses) en début de matinée puis progressivement vers la fin de matinée. Le même cycle se répète l'après-midi, suivant le battement de la nappe.

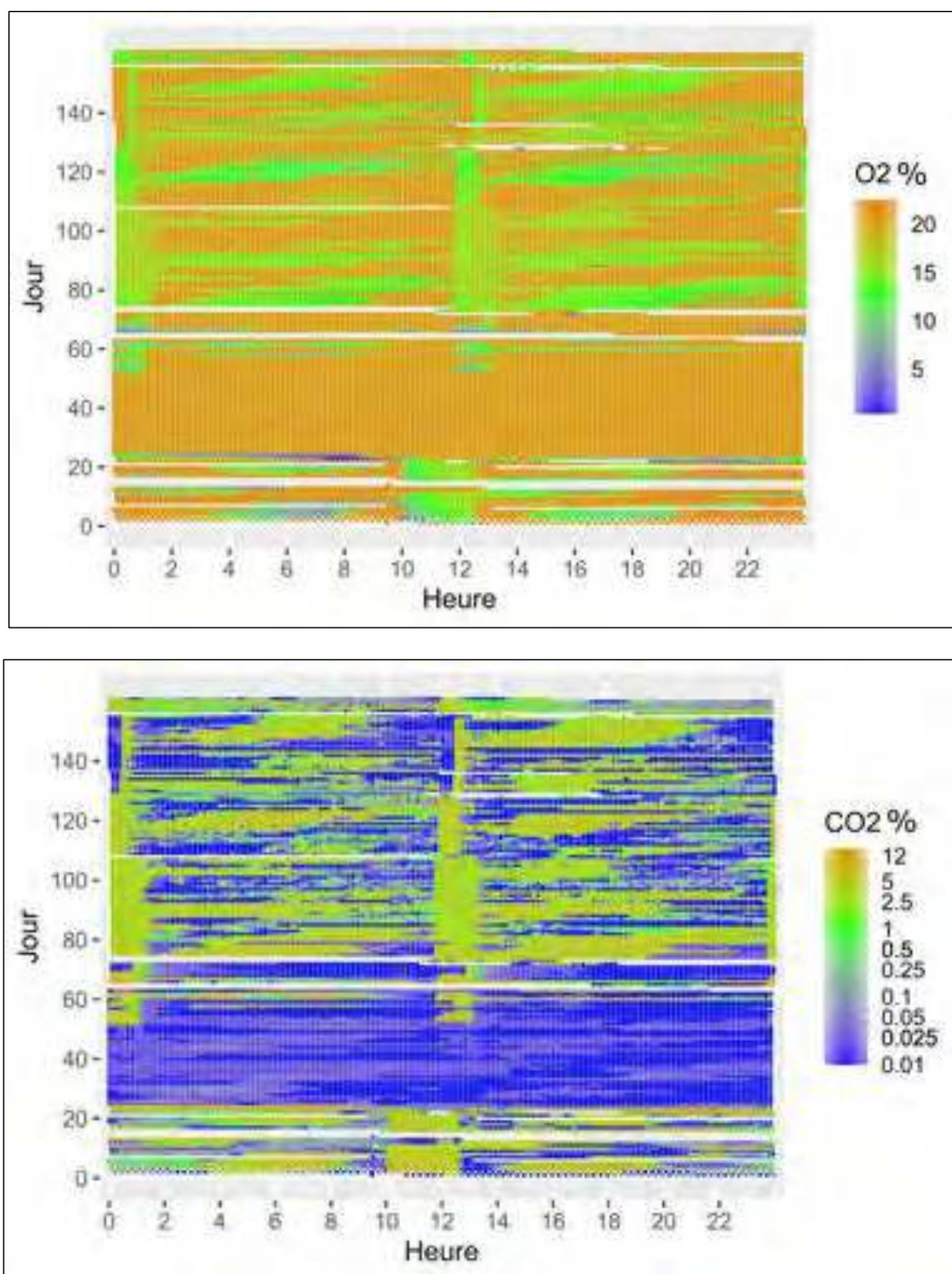


Figure 30 - Évolution des concentrations en O₂ et CO₂ durant la phase Bioventing de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)

4.1.2.3. Concentrations en hydrocarbures

Il est recommandé, au-delà du suivi d'un indicateur global des COV de type PID, de suivre l'évolution des concentrations en hydrocarbures sur le puits d'extraction et les piezairs dans le cadre de campagnes ponctuelles de mesure, avec prélèvements de gaz et analyses en laboratoire. L'indicateur recommandé est les TPH C5-C16, qui permet d'évaluer l'évolution des différentes fractions au cours de l'essai, une information utile pour distinguer les parts de la volatilisation et de la biodégradation (les fractions les plus légères étant en principe réduites de façon privilégiée par volatilisation). Cela permet également de déterminer les fractions les plus impactées par le traitement et de sélectionner en conséquence un ou plusieurs hydrocarbures modèles pour le calcul du bilan de masse (cf. § 5.2.2).

Outre les TPH C5-C16, selon les besoins (notamment liées à l'ARR), il pourra être suivi des polluants spécifiques, par exemple le benzène.

La Figure 31 visualise les variations mesurées sur le pilote SOBIOVE, sur une durée d'un an environ et 14 campagnes de mesures. On observe que les fractions aliphatiques les plus légères sont fortement représentées à l'état initial et lors de la première phase de Venting. Ces fractions diminuent ensuite fortement au cours de la phase de Venting, pour augmenter lors de la phase de relaxation, et diminuer à nouveau durant la phase de Bioventing. De façon plus détaillée, on observe un enrichissement relatif en composés plus lourds C8-C16. En termes d'évolution des concentrations massiques, on observe sur le puits d'extraction une réduction globale d'un facteur proche de 50 (avec une concentration passant de 2.10^7 à 4.10^5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.1.2.4. Mesure de l'activité du Carbone 14 du CO₂ au puits d'extraction

Parmi les indicateurs spécifiques, nous recommandons la mesure de l'activité du carbone 14 (ou radiocarbone) du CO₂ prélevé dans le puits d'extraction. Le protocole de prélèvement suggéré est avec de la soude, avant analyse dans un laboratoire spécifique (U. Lyon, U. Neuchâtel, ...), pour fournir le rapport isotopique C13/C12. Ce ratio est nécessaire pour confirmer que le CO₂ prélevé dans le puits d'extraction provient des hydrocarbures pétroliers et non pas du CO₂ atmosphérique ou de la biodégradation de la matière humique.

La datation par le Carbone 14 est une méthode utilisée pour déterminer l'âge d'un objet contenant de la matière organique à travers les propriétés radioactives de cet isotope du carbone. Développée par Willard Libby en 1949, la méthode est basée sur le fait que du ¹⁴C est continuellement créé dans l'atmosphère terrestre par l'interaction des rayons cosmiques avec de l'azote (Anderson et al., 1947). Combiné à de l'oxygène, il devient du CO₂ radioactif qui est ensuite absorbé par la matière vivante (photosynthèse) au même titre que du CO₂ non radioactif et stable (avec ¹²C et ¹³C), et ainsi de suite par la chaîne alimentaire. Lorsqu'un être vivant meurt, il n'échange plus de carbone avec son environnement et la quantité de ¹⁴C qu'il contient diminue par décroissance radioactive. En mesurant la quantité de ¹⁴C dans ses fragments, il est possible d'estimer quand l'organisme vivant est mort. Plus l'échantillon est vieux, moins il contient de ¹⁴C. La demi-vie du ¹⁴C étant d'environ 5 730 ans (Boyd et al., 2013), les échantillons mesurables les plus vieux ont approximativement 50 000 ans, même si certaines techniques modernes permettent de remonter plus loin dans le temps. Comme le temps de conversion de la matière organique en hydrocarbures pétroliers est de plusieurs millions d'années, ceux-ci contiennent très peu de ¹⁴C, souvent en dessous des limites de détection.

La photosynthèse est la principale voie d'insertion de carbone de l'atmosphère dans la matière vivante. Dans ce processus, le ¹²C est légèrement mieux absorbé que le ¹³C, qui est lui-même mieux absorbé que le ¹⁴C. Cette différence d'absorption des trois isotopes génère des ratios de ¹³C/¹²C et ¹⁴C/¹²C distincts entre les plantes et l'atmosphère. Cette mesure se fait par spectrométrie et le ratio ¹³C/¹²C est utilisé car il est plus facile à mesurer que le rapport ¹⁴C/¹²C. Par ailleurs, ce dernier peut être approximé car la diminution de ¹³C relativement au ¹²C est proportionnelle à la différence entre leur masse atomique. Dans la plupart des réactions biochimiques et abiotiques, les isotopes stables légers (ie ¹²C) réagissent plus rapidement que les plus lourds (ie ¹³C). Au fur et à mesure de la réaction, le ratio d'isotopes stables dans le matériau n'ayant pas encore subi de réaction va donc augmenter, et ce plus ou moins rapidement en fonction de la vitesse de la réaction. Or, la biodégradation ne produit pas toujours un changement mesurable dans le fractionnement isotopique. L'information est surtout qualitative mais peu quantitative et peut même ne pas donner d'indication en cas de réactions couplées (aérobies et anaérobies) ou encore quand la source de pollution est mixte (Boyd et al., 2013). L'identification grâce au ¹⁴C est alors utilisée pour confirmer la nature du CO₂, étant donné que le CO₂ provenant des hydrocarbures pétroliers ne contient presque plus de ¹⁴C alors que le ratio ¹⁴C/¹²C de la matière humique est proche de celui de l'atmosphère (Aelion et al., 1997).

Pour le suivi d'un pilote de Bioventing, nous recommandons au moins 2 analyses isotopiques de datation du CO₂ au puits d'extraction ainsi qu'un « blanc » atmosphérique.

Les mesures réalisées dans le cadre du projet SOBIOVE sont présentées Tableau 3.

Selon le Centre de Datation pour le Radiocarbone, du fait des expériences thermonucléaires des années 1960, les matières organiques d'origine entièrement naturelle ont actuellement (en 2021) une teneur en radiocarbone proche de 13,7+/-0,1 dpm/g soit 228 Bq/kg. En calibrant les mesures avec le blanc atmosphérique, il est alors possible de calculer la proportion de carbone récent et donc d'en déduire la proportion de carbone ancien (ie les hydrocarbures pétroliers). L'application de cette méthode sur 4 échantillons de CO₂ analysés en sortie du puits

d'extraction montre que le CO₂ extrait durant la phase de Bioventing provient à 93-95% de la dégradation des hydrocarbures pétroliers.

Tableau 3 - Résultats des analyses isotopiques du CO₂ prélevé sur le puits d'extraction du pilote (source : projet SOBIOVE)

Échantillon	Date du prélèvement	Rapport isotopique C13/C12 et ‰ PDB	Activité en radiocarbone (en Bq/kg) en dpm/g	% carbone récent	% carbone ancien
Blanc Atmo	12/04/2021	-18.96	219 13.14	95.91	4.09
BV2	17/12/2021	-40.07	10.5 0.63	4.60	95.40
BV3	19/01/2022	-38.10	15.7 0.94	6.86	93.14
BV4	10/02/2022	-43.13	11.5 0.69	5.04	94.96
BV5	09/03/2022	-34.01	10.2 0.61	4.45	95.55

4.2. Suivi des paramètres dans les sols

4.2.1. Concentrations en hydrocarbures

Il est recommandé d'analyser les hydrocarbures à l'aide du paramètre TPH C5-C40, qui fournit 15 fractions et la distinction aliphatiques/aromatiques, ce qui permet de préciser l'évolution dans les temps des fractions. Comme pour tous les COV, il est recommandé l'utilisation d'un kit d'extraction méthanolique sur site pour limiter au mieux les pertes des fractions légères lors de l'échantillonnage et du transport des échantillons des sols au laboratoire (cf. Guide ADEME/MACOH sur la caractérisation des zones sources ((Côme et al. 2006a), la (Norme NF EN ISO 22155, 2016) et le (Projet de Norme NF ISO 18400-301, 2022)). En dépit du prix plus élevé de cette analyse, il est par ailleurs recommandé de réaliser les analyses TPH C5-C40 sur 100% des échantillons et non pas sur un panachage TPH C5-C40/indice HCT C5-C40, car la littérature montre que les résultats d'autres indicateurs (en particulier l'indice global HCT C5-C40) fournit des résultats assez différents du résultat TPH C5-C40.

L'analyse de ces résultats peut fournir des informations précieuses sur les processus en jeu et guider ainsi le dimensionnement et le pilotage d'une opération de traitement en vraie grandeur.

4.2.2. Paramètres d'évaluation de la fertilité

Comme évoqué § 3.1, la fertilité est estimée principalement à l'aide du ratio C/N/P. Les valeurs communément admises sont un rapport C/N/P = 100/(5 à 15)/1.

Dans le cadre du projet SOBIOVE, les concentrations moyennes à l'état initial des éléments fertilisants majeurs sont les suivantes :

- carbone organique total - COT (par combustion, 75 analyses) : 2864 mg/kg MS
- azote global (nitrites, nitrate, Kjeldahl) : toutes les valeurs sont inférieures aux limites de quantification (respectivement 20, 20 et 500 mg/kg de MS)
- phosphore (élémentaire par ICP/AES, 13 analyses) : 198 mg/kg MS
- potassium (élémentaire par ICP/AES 4 analyses) : 370 mg/kg MS

Des duplicats d'échantillons de sols ont par ailleurs été envoyés à un second laboratoire, pratiquant une méthode Dumas pour l'analyse de l'azote total, avec une LQ de 200 mg/kg. Sur 13 échantillons, seules 2 valeurs ont été rapportées supérieures à la LQ : une à 200, l'autre à 300 mg/kg. Au vu de la synthèse des résultats sur les différentes espèces d'azote et des limites de quantification afférentes, la concentration d'azote est considérée comme inférieure à 200 mg/kg pour les calculs de nutriments.

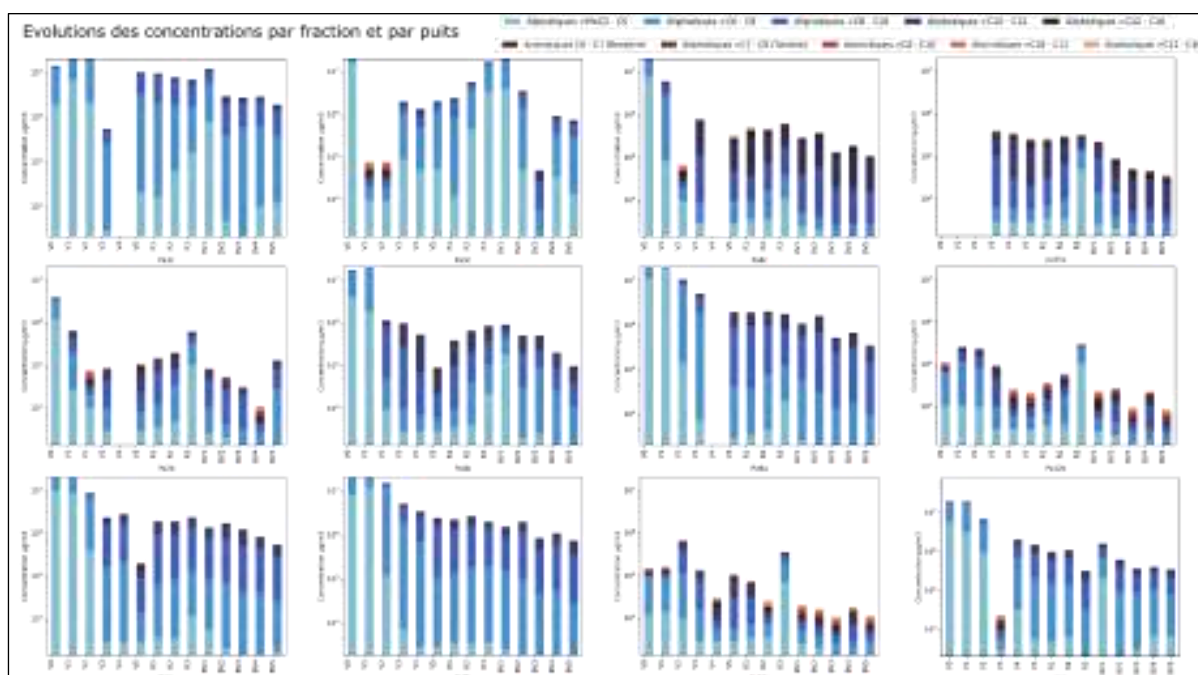


Figure 31 - Évolution des fractions TPH par ouvrage tout au long de l'essai pilote – Phases de Venting (Vi), de relaxation (Ri), de Bioventing (BVi). PEC : puits d'extraction (Source : projet SOBIOVE)

Le ratio synthétique peut alors être exprimé sous la forme $C/N/P/K = 100 / < 5 / 6,9 / 12,9$. Mentionnons que le COT comprend à la fois le polluant faisant l'objet du traitement (le mélange essence/gazole quantifié à l'aide des concentrations en TPH C5-C40) et du carbone organique naturel (acides humiques, métabolites éventuels de dégradation des hydrocarbures, ...). La conversion de la teneur moyenne en hydrocarbures (TPH C5-C40) en quantité de carbone, montre que celui-ci représente 73% du COT. Le phosphore et le potassium, qui montrent des valeurs élevées, ne sont pas limitants. La valeur en azote est faible, ce qui limite formellement le développement bactérien lors de l'aération, par blocage de la synthèse protéique (donc enzymatique). Un apport en azote (sous forme de solution liquide) devrait donc accélérer en principe la cinétique de biodégradation. Il aurait cependant diminué au moins temporairement la perméabilité à l'air, et donc l'apport d'oxygène, dans la zone de traitement. Sur un plan pratique, la présence d'une dalle étanche en surface interdisait une pénétration par submersion depuis la surface. L'utilisation de tranchées drainantes aurait obligé à pratiquer des injections ponctuelles dans des piézais, elles-mêmes porteuses d'incertitudes. Après comparaison des avantages et inconvénients qu'il présentait, cet apport n'a pas été mis en œuvre, compte tenu d'une biodégradation existante, suffisamment intense pour être observée et quantifiée.

4.2.3. Paramètres biologiques

4.2.3.1. Numération bactérienne

Le suivi dans le temps de la numération bactérienne sur des échantillons prélevés dans les sols peut apporter des informations utiles pour comprendre et quantifier la biodégradation.

Afin de quantifier l'activité biologique, générale et spécifique à la biodégradation des hydrocarbures, il est recommandé de réaliser des analyses sur deux milieux :

- Un milieu nutritif de type Plate Count Agar (PCA), destiné au dénombrement de la flore aérobie totale (même si dans la masse de gélose, il est possible d'observer aussi le développement de bactéries aérobies facultatives)
- Un milieu sélectif, spécifique du polluant faisant l'objet du Bioventing. Dans le cas du projet SOBIOVE, nous avons utilisé un milieu minéral minimum (M9 5x, Sigma), additivé de 10 g/L d'huile de paraffine, comme seule source de carbone (Figure 32), en postulant que cette source de carbone est représentative d'un mélange essence/gazole.

Le principe d'un milieu sélectif est que la source d'énergie classiquement utilisée dans les milieux de culture (glucose par exemple), est remplacée par une émulsion d'hydrocarbures, de telle sorte que seules les bactéries possédant l'équipement enzymatique pour hydrolyser ces hydrocarbures sont aptes à créer une colonie.

Le protocole couramment utilisé (en particulier par VALGO dans le cadre du projet SOBIOVE) consiste à réaliser des dilutions successives d'une suspension de chaque échantillon de sol puis à les couler dans l'Agar du milieu de culture de boîtes de Petri. Ce procédé d'ensemencement en masse et non en surface favorise l'expression des colonies aérobies facultatives. Après 48 à 72 h de culture à 22°C, et jusqu'à 7 j pour le milieu sélectif (afin d'avoir des colonies suffisamment visibles), les colonies visibles sont dénombrées, sur la boîte présentant le meilleur compromis entre le nombre de colonies et la lisibilité (comme l'absence de confluence). Si nécessaire, 2 boîtes sont comptées et on établit une moyenne. Le résultat est fourni en UFC/g (unités formant colonie / g de sol).

Dans ce projet, l'essai pilote ayant duré plusieurs mois et ayant mobilisé des personnels différents, pour réaliser les numérations, il convient de mentionner que l'incertitude sur le résultat peut être influencé par l'opérateur : sur le dénombrement visuel (à défaut de mobiliser un logiciel de traitement d'images) et sur le taux d'extraction des bactéries du sol (dilution en cascade en tubes à essai), générant des impacts à la fois sur la quantité et la diversité bactérienne.

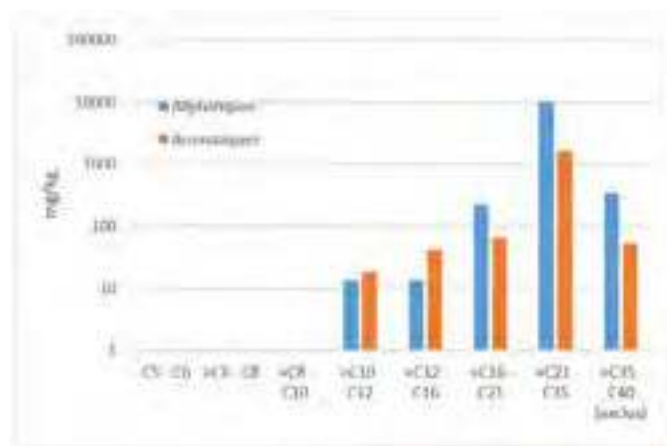


Figure 32 - Composition en hydrocarbures de la paraffine utilisée pour constituer le milieu sélectif (source : VALGO / projet SOBIOVE)

Des numérations bactériennes ont été réalisées sur des échantillons de sols prélevés au droit du pilote SOBIOVE lors de 3 campagnes (à l'état initial (03/2021), pendant la phase de relaxation (09/2021) et au terme de la phase de Bioventing (03/2022)). La répartition des abondances bactériennes, selon la profondeur et selon la concentration en hydrocarbures, est présentée Figure 33 pour le milieu nutritif (flore totale) et Figure 34 pour le milieu sélectif (flore spécifique aux hydrocarbures).

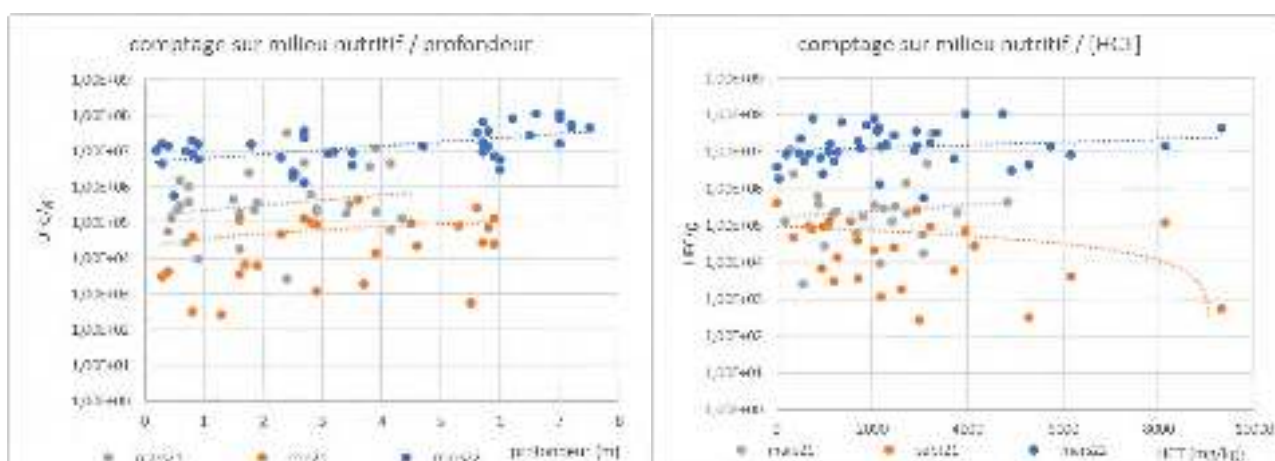


Figure 33 - Numérations bactériennes en flore totale en fonction de la profondeur (à gauche) et de la concentration en hydrocarbures (à droite) (source : projet SOBIOVE)

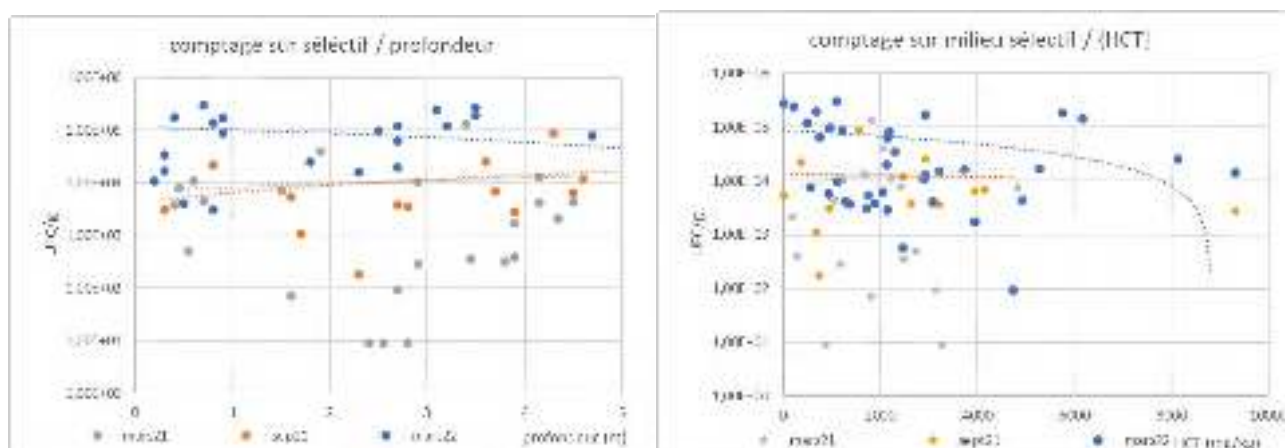


Figure 34 - Numérations bactériennes en flore spécifique aux hydrocarbures en fonction de la profondeur (à gauche) et de la concentration en hydrocarbures (à droite) (source : projet SOBIOVE)

Aucune corrélation significative n'est mise en évidence, pour les 2 indicateurs bactériens, que ce soit avec la profondeur ou la concentration en hydrocarbures. En revanche, on observe une évolution temporelle, avec une augmentation significative des abondances bactériennes entre l'état initial et l'état final, plus marquée pour la flore totale (plus de deux ordres de grandeur) que pour la flore spécifique aux hydrocarbures (moins d'un ordre de grandeur, cf. Tableau 4). Le rôle potentiellement limitant de l'azote dans la croissance bactérienne peut être discuté à partir des abondances bactériennes : en considérant la valeur haute de 108 CFU/g en milieu nutritif, si l'on considère que seules 1% des bactéries du sol sont capables de former une colonie dans ces conditions, cela représente 1 010 bactéries par g de sol, ou 10 mg de matière fraîche, soit 1 g de Matières sèches/kg de sol. Si l'on considère une teneur moyenne en N de 10% de ces Matières sèches, l'ensemble de la flore bactérienne contient environ 100 mg de N par kg de sol, ce qui est cohérent avec des valeurs de N inférieures à la LQ (200 mg/kg) pour les analyses de sols réalisées dans le cadre du projet.

Tableau 4 – Valeurs moyennes des numérations bactériennes (UFC/g). (Source : projet SOBIOVE)

Campagne	Mars 21	Septembre 21	Mars 22
Flore totale (milieu nutritif)	6,59.10 ⁴	2,61.10 ⁶	2,57.10 ⁷
Flore spécifique aux hydrocarbures (milieu sélectif)	1,38.10 ⁴	1,16.10 ⁴	6,06.10 ⁴

4.2.3.2. Outils de la génomique

Principe

L'application des outils de la génomique au domaine des sites et sols pollués a notamment été décrite dans le Guide ADEME sur les outils de biologie moléculaire et leur utilisation pour les sites pollués (Monier, Cecillon, 2015). Les techniques analytiques par PCR sont à présent fréquemment utilisées dans le domaine des sites et sols pollués, en particulier à l'échelle des essais en laboratoire. Les autres techniques génomiques semblent peu utilisées.

La PCR (Polymérase Chain Réaction, Réaction de Polymérisation en Chaîne) est une méthode d'amplification génique qui permet de dupliquer de manière exponentielle une séquence d'ADN ou d'ARN connue à partir d'une faible quantité de matériel génique. Les techniques de PCR dites quantitatives (qPCR, RT-qPCR, dPCR) sont utilisées pour quantifier le nombre de copies d'un gène ou d'une région d'intérêt, et apportent ainsi une information plus complète que la PCR en point final (présence/absence d'un gène). Deux types d'analyses peuvent ainsi être réalisées :

- Un séquençage, c'est-à-dire un inventaire des espèces ou des gènes présents en précisant leur abondance relative ;
- Une quantification de l'ADN et de l'ARN pour des biomarqueurs sélectionnés (par exemple l'alcane monooxygénase pour les hydrocarbures).

Application au Bioventing

En raison des difficultés d'interprétation, ces outils génomiques ne sont pas recommandés dans le cas général, car les biomarqueurs associés à la biodégradation par voie aérobie sont généralement ubiquistes sur les pollués, et le résultat fourni est alors seulement qualitatif.

Néanmoins, ces outils peuvent parfois être utiles dans des cas spécifiques, après démonstration de l'intérêt de les intégrer à un monitoring sur site par des essais préalables en laboratoire.

4.3. Suivi des paramètres dans les eaux souterraines

Nous recommandons de suivre les paramètres suivants, a minima lors de deux campagnes (état initial et état final), sur au moins un piézomètre localisé au droit de la zone de traitement :

- hydrocarbures par TPH (C5-C40)
- COD, DBO5, DCO
- paramètres de terrain : O₂, Redox, Température, pH, Conductivité
- nutriments : azote (NO₃, NO₂, NH₄ ou N Kjeldhal) et phosphore (PO₄)
- Eventuellement BTEX, CO₂/CH₄, SO₄, H₂S.

La quantification de ces paramètres est utile pour préciser la condition à la limite basse de la zone traitée par Bioventing, dans un contexte où cette limite est variable dans le temps (battement saisonnier de la nappe, marnage, arrêt/démarrage de l'injection/extraction d'air ou modification des débits, ...). Selon la dynamique temporelle du battement de la nappe, des impacts significatifs peuvent être observés dans les processus en jeu dans la zone traitée par Bioventing et le bilan de masse associé.

5. Étape 3 : réception d'un essai pilote

Résumé

Ce chapitre présente deux méthodes pour établir un bilan des masses remédiées au cours d'un essai pilote, l'une fondée sur les concentrations dans les sols et l'autre sur le flux gazeux à l'extraction du système.

La première méthode est basée sur au moins deux campagnes de prélèvement d'échantillons de sols et d'analyses en laboratoire (au minimum la concentration en polluant, éventuellement d'autres paramètres, notamment des propriétés pétrophysiques), ainsi qu'un traitement des données visant à spatialiser les données ponctuelles analysées (quelques dizaines de g de sol) au volume de sol traité. L'application de cette approche sur l'essai pilote SOBIOVE a été réalisée avec un traitement géostatistique des données (logiciel KARTOTRAK), qui fournit des résultats de concentrations en polluants (TPH C5-C40) à considérer selon un seuil de probabilité : dans la zone de traitement (ZNS), les calculs indiquent à l'état initial une masse comprise entre 2283 et 2941 kg selon le quantile considéré, pour une masse comprise entre 1418 et 1940 kg à l'état final. Ce qui génère une diminution comprise entre 870 kg (quantile 95%) et 1000 kg (quantile 10%).

La seconde méthode est fondée sur le suivi dans le temps des concentrations de différents indicateurs dans les gaz du puits d'extraction (mesures en quasi continu du débit d'air et des concentrations en COV totaux, O₂, CO₂, et CH₄, campagnes ponctuelles avec analyses en laboratoire (TPH C5-C16 dans le cas des hydrocarbures). À partir choix sur les hydrocarbures modèles, les schémas réactionnels de biodégradation, les équations stœchiométriques et les facteurs de conversion, les flux gazeux sont traduits en masse de polluant extraite du système. L'application de cette approche sur l'essai pilote SOBIOVE montre que 945 kg d'hydrocarbures ont été enlevés du système, dont 145 kg par volatilisation et 800 kg par biodégradation, soit 15 % par volatilisation et 85 % par biodégradation. Pendant la phase de Venting, la masse totale volatilisée est de 130 kg pour une masse totale biodégradée de 415 kg, soit un ratio de 24% volatilisée et 76% biodégradée. Pendant la phase de Bioventing, 385 kg d'hydrocarbures ont été biodégradés et 15 kg volatilisés, soit un ratio de 4% volatilisée et 96% biodégradée. En considérant une masse initiale de 2280 kg d'hydrocarbures (TPH C5-C40), 41 % des hydrocarbures ont été extraits durant l'essai pilote.

La comparaison entre les deux méthodes indique que les incertitudes associées aux résultats fournis sont nettement moindres pour la méthode fondée sur les flux gazeux. Cette méthode est par ailleurs la seule capable de distinguer les masses volatilisées et biodégradées et de suivre l'évolution dans le temps des cinétiques des deux processus. C'est donc, de notre point de vue, la seule méthode permettant de piloter/optimiser un traitement par Bioventing. Elle a cependant besoin de s'appuyer sur un état initial de la masse de polluant dans les sols, si l'on souhaite fournir un ratio masse extraite/masse initiale, qui impose alors une campagne de sondages sols et d'analyses en laboratoire.

Il est également présenté succinctement ici l'apport de la modélisation numérique. La mise en œuvre d'outils de modélisation numérique d'écoulement et de transport peut s'avérer utile pour comprendre/quantifier les mécanismes en jeu, confronter le bilan de masse estimé à partir des données mesurées, tester des hypothèses, et une fois le modèle calibré, réaliser des simulations prévisionnelles pour aider au dimensionnement et au pilotage d'une opération de traitement en vraie grandeur. Ces différents objectifs sont illustrés à partir de travaux réalisés à l'aide du logiciel CubicM dans le cadre du projet SOBIOVE.

Les critères d'arrêt d'un essai pilote sont à distinguer de ceux d'un traitement pleine échelle, en raison d'objectifs différents :

- Dans le premier cas, il s'agit généralement d'évaluer le bilan de masse de polluant entre état initial et état final, de quantifier l'évolution des cinétiques de traitement au cours de l'essai et, recommandation forte de ce guide, d'estimer le ratio masse volatilisée/masse biodégradée. Ce qui nécessite une durée de traitement suffisante et le suivi d'un certain nombre de paramètres dans le temps
- Dans le second cas, il s'agit d'atteindre le(s) critère(s) de fin de traitement généralement fixé(s) par l'Administration. Ces critères sont discutés au Chapitre 6.

Dans ce contexte, deux approches de bilan de masse sont proposées ici, l'une fondée sur les concentrations dans les sols et l'autre sur le flux gazeux à l'extraction du système. Ces approches sont illustrées par les travaux menés dans le cadre du projet SOBIOVE.

5.1. Bilan de masse fondé sur les concentrations dans les sols

5.1.1. Principe

Cette approche est basée sur au moins deux campagnes de prélèvement d'échantillons de sols (un carottage sous gaine est recommandé) et d'analyses en laboratoire (au minimum la concentration en polluant, éventuellement d'autres paramètres, notamment des propriétés pétrophysiques). Lors des campagnes de prélèvement de sols, il convient de renseigner soigneusement la lithologie observée ainsi que les coordonnées XYZ de chaque échantillon analysé. Compte tenu de la présence de composés volatils, il est recommandé la réalisation d'un screening des sols à l'aide d'un PID. La réalisation du bilan de masse sur la pollution nécessite de spatialiser les données mesurées localement (généralement l'échantillon de sols analysé est de quelques dizaines de g) dans le périmètre spatial défini comme étant le volume traité par Bioventing. Cette spatialisation peut se faire manuellement ou à l'aide de logiciels de traitement statistique dont il est reconnu que les plus avancés sont basés sur des techniques géostatistiques (cf. § 5.1.2).

Bien que les méthodes géostatistiques soient considérées comme robustes, les calculs sont néanmoins généralement basés sur un nombre relativement limité d'échantillons de sols, dans un contexte général de fortes hétérogénéités spatiales de la pollution, parfois sans lien significatif avec les propriétés pétrophysiques. A ces incertitudes, il convient d'ajouter celles sur les analyses en laboratoire (souvent supérieures à 20 ou 30%). Par ailleurs, entre deux campagnes successives, il convient d'ajouter les incertitudes liées à des différences de localisation des échantillons de sols (au mieux quelques dizaines de cm en XY) et parfois des différences de nombre d'échantillons, ou encore de paramètres/méthodes analytiques. Afin de réduire au mieux ces incertitudes, il est recommandé de veiller en priorité à une homogénéisation la plus forte possible du nombre et des localisations des échantillons de sols entre les campagnes successives. La Figure 35 montre par exemple sur deux sondages proches (< 1 m) des concentrations en TPH très différentes.

Dans le cadre de l'essai pilote SOBIOVE, des précautions supplémentaires pour les mesures et le traitement des données ont été prises en raison du marnage, lequel induit une dynamique rapide d'évolution de la nappe et de la frange capillaire (dans laquelle est présente du NAPL potentiellement mobile), laquelle constitue formellement la limite basse de la zone de traitement, mais qui est, de fait, soumise à des flux de matières (hydrocarbures, O₂, CO₂, ...) induits par ces cycles courts du marnage.

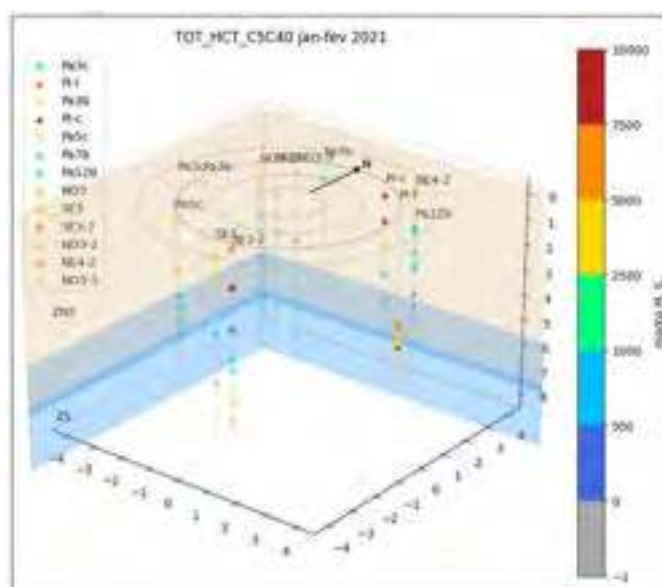


Figure 35 - Concentrations en TPH C5-C40 pour les 3 campagnes de suivi du pilote (source : projet SOBIOVE)

Le bilan de masse réalisé dans le cadre du projet SOBIOVE selon cette méthode est présenté au § 5.1.2, avec les résultats des campagnes de prélèvements et d'analyses de sols de l'état initial et de l'état final.

La Figure 36 visualise les résultats des analyses de sols obtenus pour la zone de sols comprise entre 2,5 m et 5 m de profondeur (ie la zone basse traitée par Bioventing). On observe une diminution de la concentration moyenne de polluant de 33% entre l'état initial et final. Le résultat du bilan de masse intermédiaire, réalisé lors de la

période de relaxation, présente un biais probable lié au faible nombre d'échantillons de sols analysés (30 vs 84 pour l'état final et 151 pour l'état initial) et à leur localisation significativement différente par rapport aux campagnes initiale et finale. Ce qui illustre les difficultés dans l'établissement d'un bilan de masse robuste par cette méthode.

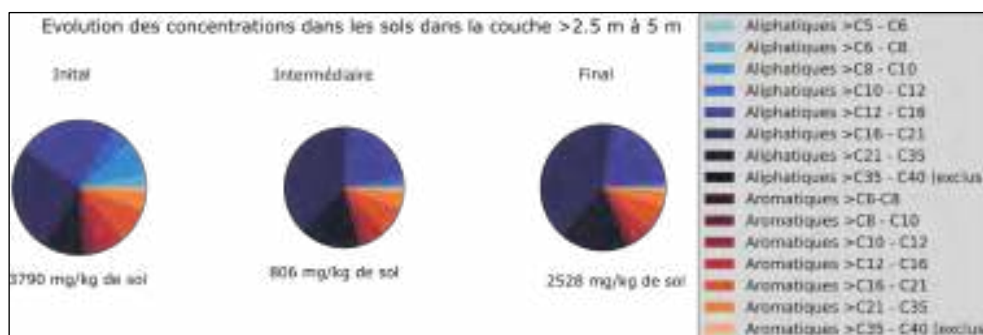


Figure 36 – Concentrations moyennes en TPH C5-C40 dans les sols pour les 3 campagnes (source : projet SOBIOVE)

5.1.2. Traitement géostatistique des données

Compte tenu des hétérogénéités spatiales des paramètres pétrophysiques et de pollution ainsi que du caractère local et généralement fragmentaire des données mesurées, il peut être utile de mettre en œuvre un logiciel de traitement géostatistique. Si le champ d'application d'un tel outil est large, son utilité première concerne les données de concentrations en polluants dans les sols en vue de préciser le bilan de masse du traitement par Bioventing et les incertitudes associées.

L'utilisation de ce type de logiciel est illustrée par les travaux menés sur le pilote du projet SOBIOVE. Le logiciel mobilisé est KARTOTRAK, développé par la société GEOVARIANCES. Les données utilisées sont les lithologies et concentrations en hydrocarbures dans les sols analysées lors de 3 campagnes de sondages/analyses (état initial, à la fin de la période de Venting, état final). La Figure 37 visualise les ouvrages réalisés lors de ces différentes campagnes (tous les ouvrages de l'état initial ont fait l'objet de sondages avec prélèvement d'échantillons de sols). Les calculs sont effectués dans une grille de diamètre 10 m centrée sur le puits d'extraction du pilote. La taille des mailles est de 0,2 m en horizontal et en vertical. Deux zones ont été définies dans le modèle :

- Une Zone Non Saturée (ZNS) de 5 m d'épaisseur, soit un volume de 417,8 m³
- Une Zone de Battement de la Nappe (ZBN) de 2 m d'épaisseur, soit un volume de 167,3 m³.

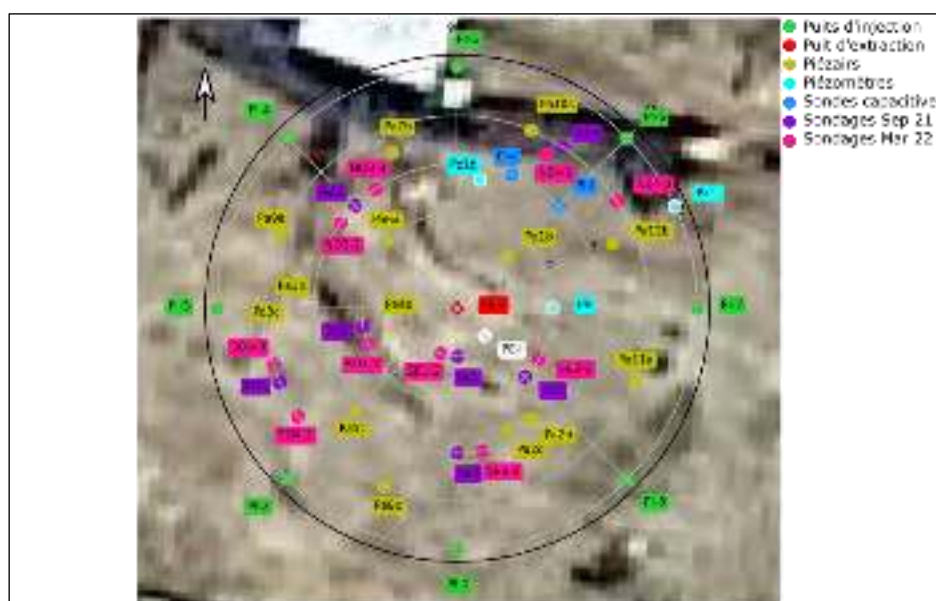


Figure 37 - Localisation des ouvrages du site pilote – Etat initial (puits d'injection, puits d'extraction, piézajrs, piézomètres, sonde capacitive), état intermédiaire après la phase de Venting (sondages 09/2021), état final (03/2022) (source : projet SOBIOVE)

5.1.2.1. Bilan de masse à l'état initial

La base de données à l'état initial comprend 151 échantillons de sols répartis sur 31 sondages. La Figure 38 visualise les profils de concentrations TPH C5-C40 ainsi que les sommes TPH aliphatiques et aromatiques. Son exploitation permet également de visualiser en 3D les concentrations en TPH en fonction de la lithologie comme illustré Figure 39.

À partir de cette base de données, 16 fractions ont été simulées (15 classes TPH + TPH C5-C40). Les résultats permettent d'estimer la masse de polluant pour la ZNS et pour la ZBN. Il convient de mentionner que les masses calculées par le logiciel sont fonction d'une part des paramètres du modèle (le type de méthode géostatistique, la portée du variogramme, le seuil de concentration, les conditions aux limites considérées, ...) mais également que les résultats sont fournis en fonction d'un seuil d'incertitude.

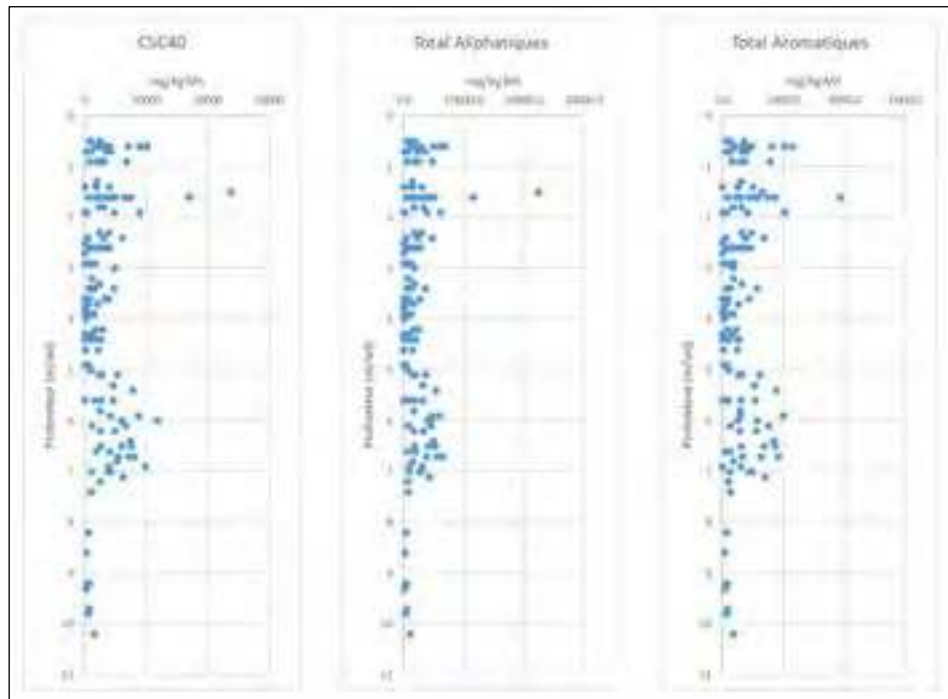


Figure 38 - Profils verticaux des concentrations en TPH C5-C40 dans les sols à l'état initial (source : projet SOBIOVE)

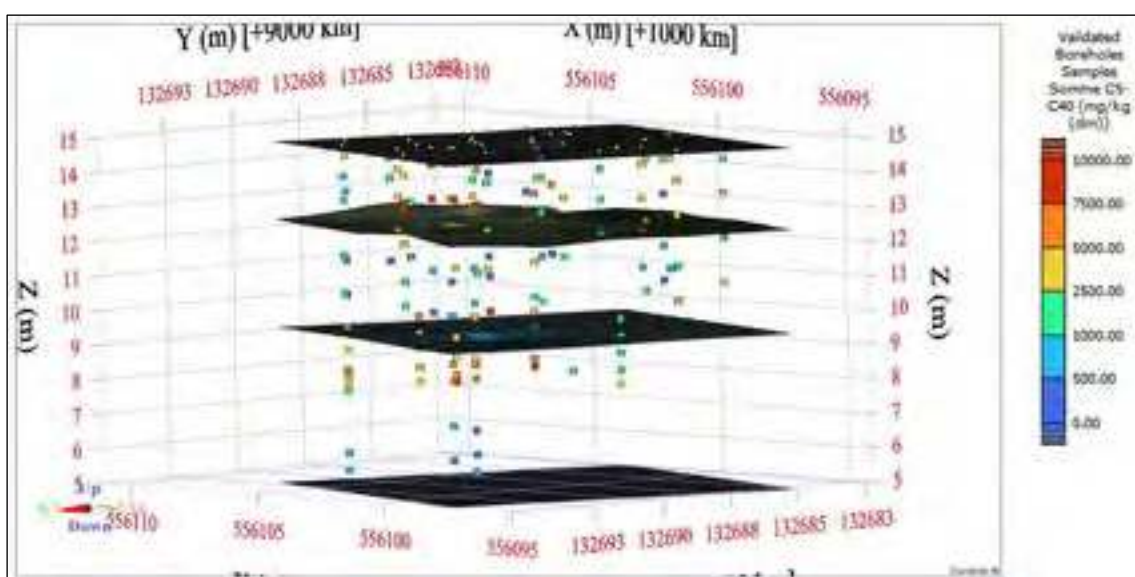


Figure 39 - Vue 3D des concentrations en TPH C5-C40 dans les sols à l'état initial et interfaces de lithologie (source : projet SOBIOVE)

Le Tableau 5 présente les résultats pour différents quantiles. La lecture de ces résultats peut se faire de deux manières :

- En considérant la ZNS pour un quantile de 95%, le tableau indique que la masse de TPH C5-C40 est de 2283 kg : ce qui signifie qu'en considérant une probabilité de 95% (probabilité très forte) qu'une maille donnée du modèle soit polluée au-delà du seuil de concentration considéré (ici 10 mg/kg), la masse de TPH correspondant à ces mailles est de 2283 kg. De même, en considérant une probabilité de 10% (probabilité faible) qu'une maille donnée du modèle soit polluée au-delà du seuil de concentration considéré (ici 10 mg/kg), la masse de TPH correspondant à ces mailles est de 2941 kg ;
- Pour la ZNS, on a une probabilité de 85% que la masse de TPH C5-C40 soit comprise entre 2941 kg (quantile 0.1) et 2283 kg (quantile 0.95), soit une fourchette d'environ 25% entre les deux quantiles.

Tableau 5 – Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état initial selon le quantile (en kg) (source : projet SOBIOVE)

Quantile	0.1	0.25	0.5	0.75	0.9	0.95
Zone non saturée	2941	2802	2651	2505	2347	2283
Zone de battement de nappe	2011	1835	1642	1464	1334	1199

En considérant les autres fractions et un quantile de 95%, les calculs indiquent environ 520 kg de TPH C5-C12 dans la ZNS et environ 330 kg de TPH C5-C12 dans la ZBN.

Au vu de la variabilité du nombre de sondages et d'échantillons analysés sur les 3 campagnes, une étude de sensibilité a été réalisée sur ces paramètres : une simulation a été réalisée en considérant 16 des 31 sondages et 71 des 151 échantillons (les min et max sont conservés, avec une distribution statistique relativement similaire). Les résultats, présentés Tableau 6, montrent des écarts variant entre 4 et 20% dans la ZNS et des écarts plus forts dans la ZBN (entre 12 et 28%, induits par un nombre plus limité de données dans la ZBN). L'écart augmente également avec le quantile, du fait d'un nombre plus petit d'échantillons pris en compte dans la modélisation.

La Figure 40 montre par ailleurs que la répartition de la pollution est fortement hétérogène à l'échelle du pilote, à la fois en XY et en Z.

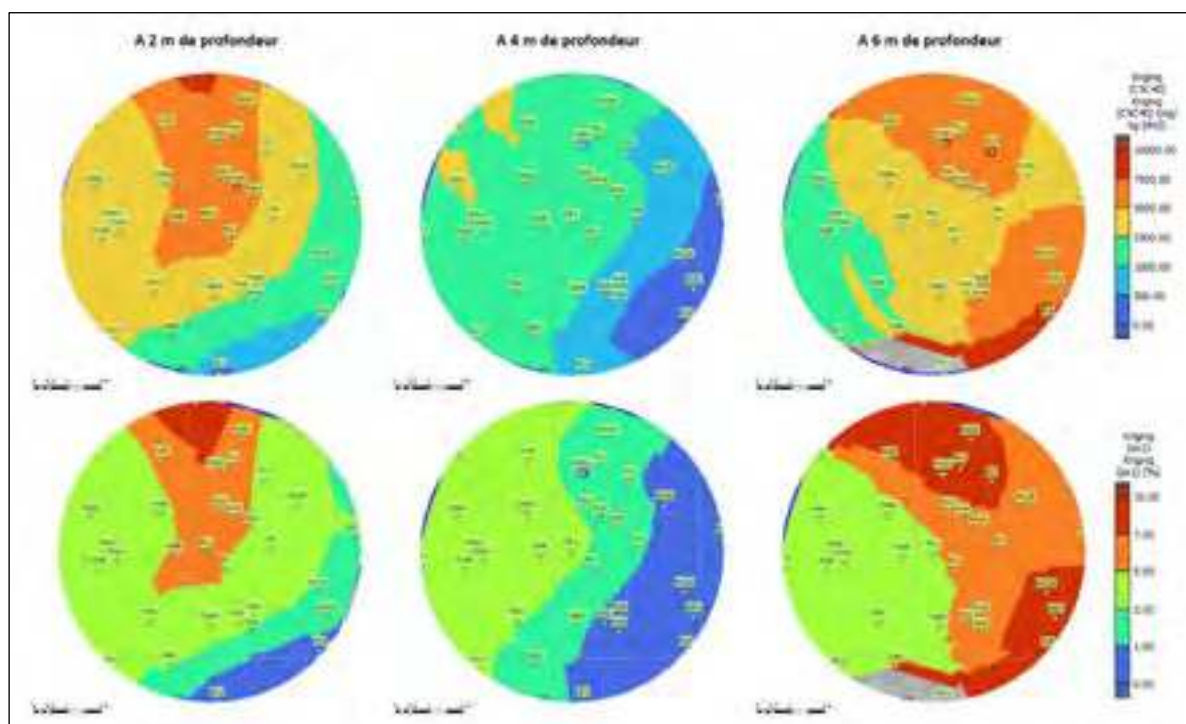


Figure 40 - Simulations KARTOTRAK de la répartition spatiale de la pollution à l'état initial, exprimée en concentrations en TPH C5-C40 (en haut) et en saturation en NAPL (en bas) (Source : projet SOBIOVE)

Tableau 6 - Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état initial (en kg) en considérant 71 et 151 échantillons de sols (source : projet SOBIOVE)

Quantile		0.10	0.25	0.50	0.75	0.90	0.95
Zone non saturée							
TPH C5-C40	151 échantillons	2941	2802	2651	2505	2347	2283
TPH C5-C40	71 échantillons	2811	2568	2271	2079	1894	1827
Ecart	-	-4%	-8%	-14%	-17%	-19%	-20%
Zone de battement de nappe							
TPH C5-C40	151 échantillons	2011	1835	1642	1464	1334	1199
TPH C5-C40	71 échantillons	1771	1548	1328	1049	962	868
Ecart	-	-12%	-16%	-19%	-28%	-28%	-28%

5.1.2.2. Bilan de masse à l'état final

Le bilan de masse à l'état final a été réalisé à partir d'une campagne comprenant 10 sondages dans les sols et 84 analyses en laboratoire (43 dans la ZNS, 27 dans la ZBN, 14 dans la zone saturée).

En considérant un quantile de 95%, le Tableau 7 indique que la masse de TPH C5-C40 dans la ZNS est d'environ 1420 kg dont 55 kg de C5-C12, soit une diminution par rapport à l'état initial de 870 kg (-39%), dont 465 kg de C5-C12 (-89%). En considérant un quantile de 50%, la réduction de masse de TPH C5-C40 dans la ZNS est de 995 kg, et en considérant un quantile de 10% cette réduction est de 1000 kg.

Tableau 7 - Estimation de la masse de TPH C5-C40 à l'état final selon le quantile (en kg) (source : projet SOBIOVE)

Quantile	0.1	0.25	0.5	0.75	0.9	0.95
Zone non saturée	1940	1766	1656	1530	1467	1418
Zone de battement de nappe	912	826	768	699	649	619

La Figure 41, qui visualise la répartition spatiale de la pollution à l'état final, montre que celle-ci est toujours très hétérogène. On observe en particulier que les zones les plus polluées à l'état final sont localisées au sud. Ce qui est interprété un biais induit par la variabilité des localisations, du nombre de sondages (31 vs 10) et du nombre d'échantillons analysés (151 vs 84) entre l'état initial et l'état final.

La Figure 42, qui présente l'évolution comparée des fractions TPH entre l'état initial et l'état final, montre un comportement assez similaire entre ZNS et ZBN. On observe une diminution très forte des fractions les plus légères, ce qui est interprété par l'impact cumulé de la volatilisation et de la biodégradation, processus agissant de façon privilégiée sur les fractions les plus légères. De façon inattendue, on observe une augmentation des fractions aliphatiques C16-C21 et C21-C35, dans la ZNS (+20 à 40%) comme dans la ZBN (+60 à 80%), qui est interprétée également par la variabilité de localisation et de nombre de sondages entre état initial et état final.

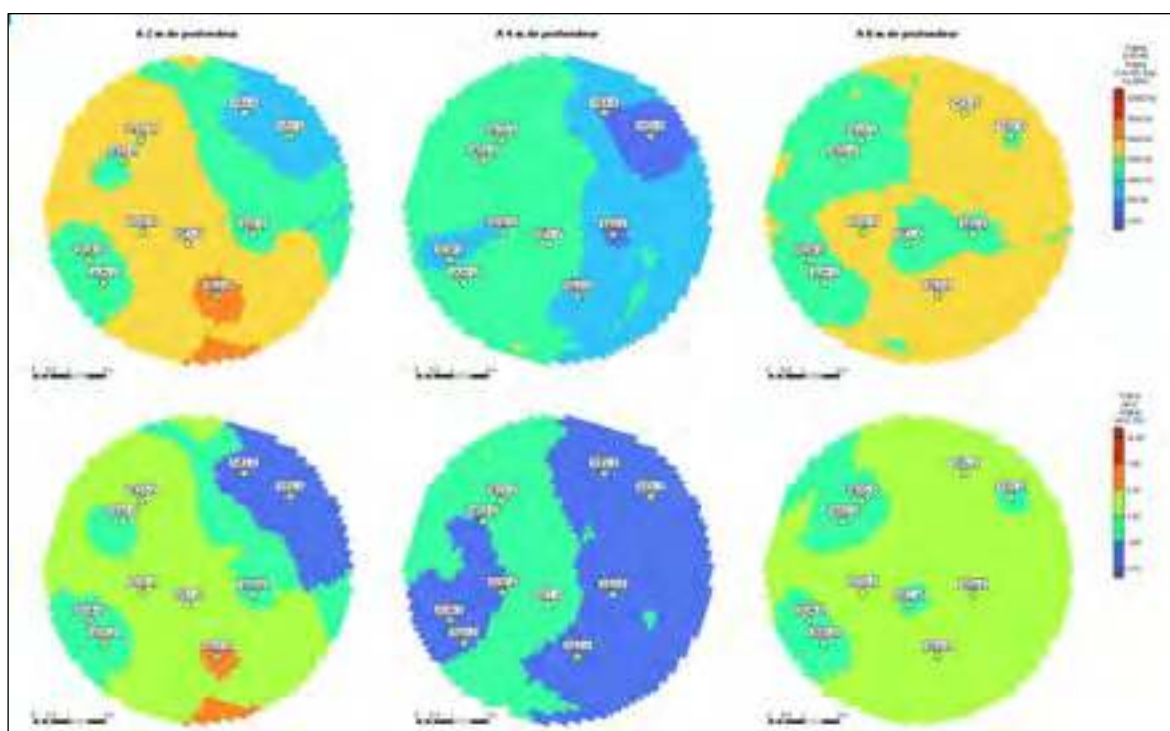


Figure 41 - Simulations KARTOTRAK de la répartition spatiale de la pollution à l'état final, exprimée en concentrations en TPH C5-C40 (en haut) et en saturation en NAPL (en bas) (Source : projet SOBIOVE)



Figure 42 - Répartition des fractions TPH entre état initial et état final (source : projet SOBIOVE)

5.2. Bilan de masse fondé sur les concentrations dans les gaz extraits

Cette approche est fondée sur le suivi dans le temps des concentrations de différents indicateurs dans les gaz du puits d'extraction. Il est recommandé un suivi quasi-continu (pas de temps horaire au maximum) du débit d'air et des concentrations en COV totaux (mesurées à l'aide d'un PID), O₂, CO₂, et CH₄ couplé à des campagnes ponctuelles de prélèvement de gaz et d'analyses en laboratoire, pour calibrer les données de PID sur des mesures de concentrations en polluants (TPH C5-C16 dans le cas des hydrocarbures).

À l'aide d'équations stœchiométriques et de facteurs de conversion, il est ensuite possible de convertir ces flux gazeux en masse de pollution extraite. Un choix d'hydrocarbures « modèles » doit être fait afin d'estimer une masse molaire moyenne (Mm, par ex en g/mol). Ce choix doit s'appuyer sur les fractions TPH mesurées afin de réduire l'incertitude liée à cette méthode, car ce choix peut impacter jusqu'à 30 % la valeur de la masse extraite calculée. La mesure du débit d'air à l'extraction (L³/T par ex. m³/s) permet d'estimer un flux massique (M/L³/T par ex g/m³/s), qui est ensuite intégré dans le temps pour fournir une masse de polluant.

5.2.1. Masse extraite par volatilisation

La masse de polluant extraite par volatilisation est déduite des concentrations en COV mesurées au PID. La conversion de la concentration en COV en masse de polluant se fait à l'aide de l'équation suivante sur la durée de la phase de traitement :

$$\text{Masse [g]} = C [\text{ppm, ppb ou \%}] \times Mm [\text{g/mol}] \times FC [\text{mol/m}^3] \times \text{débit d'extraction} [\text{m}^3/\text{s}] \times \text{durée [s]} \quad (11)$$

Le facteur de conversion (FC) est déterminé grâce à l'équation des gaz parfaits afin de calculer le volume d'air en m³ sur lequel la mesure a été faite (en ppm, ppb ou %). Il est dépendant de la température du sol et de la pression atmosphérique. Des conditions standards sont généralement utilisées et le facteur de conversion est calculé comme suit :

$$FC = n \cdot R \cdot \frac{T}{P} \quad (12)$$

Avec n, le nombre de moles dans la mesure, soit 10⁶ pour des ppm, 10⁹ pour des ppb et 10² pour des %.

R la constante universelle des gaz parfaits (R = 8.31446261815324 m³.Pa.K⁻¹.mol⁻¹)

T la température en Kelvin (valeur standard = 298.15 K soit 25°C)

P la pression en Pascals (valeur standard = 101325 Pa soit 1 atm)

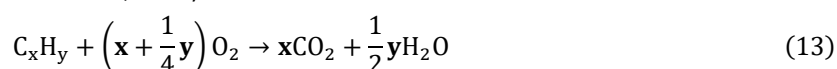
L'utilisation d'une pression et d'une température non standards peut faire varier les résultats d'environ 1 %.

5.2.2. Masse extraite par biodegradation

L'évaluation de la masse de polluant extraite par biodegradation postule que les conditions de dégradation sont aérobies et que le CO₂ est le métabolite final de la réaction. Cette évaluation s'appuie sur le suivi des concentrations en CO₂ ainsi que sur des mesures ponctuelles d'activité du Carbone 14 du CO₂ sur le puits d'extraction (cf. § 4.1.2).

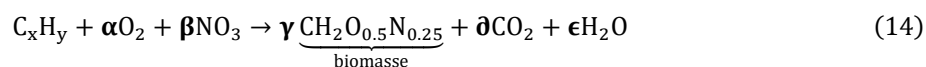
Deux types d'équations stœchiométriques peuvent être utilisées, celles prenant en considération ou non une part de biomasse produite.

Le premier type est une équation de dégradation aérobie stœchiométrique simple d'un hydrocarbure, qui peut s'écrire sous la forme suivante (Haeseler et al., 2010) :

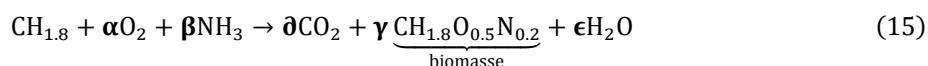


En fonction de chacune des molécules d'hydrocarbures, une relation entre x et y existe, par exemple, pour les aliphatiques, $y = 2x + 2$. Pour les aromatiques, avec un nombre de cycles défini par r , $x = 4r + 2$ et $y = 2r + 4$. Cette équation prend en compte la production de x moles de CO_2 pour chaque mole de C_xH_y dégradée.

Le deuxième type prend en compte une production de biomasse en plus du CO_2 :



Plusieurs schématisations de production de biomasse étant possibles, les coefficients de l'équation peuvent différer. Par exemple, le Guide des Bonnes Pratiques (Bruxelles Environnement, 2015) intègre de l'ammoniac comme source d'azote :



Dans ce second type d'équation, une partie des atomes de carbone et d'oxygène sert à fabriquer de la biomasse. Cette proportion est fixée par le coefficient γ , coefficient souvent mal connu et qui fait l'objet de discussions (VanBriesen, 2002). Il peut être estimé à l'aide d'essais en laboratoire (Wang et al., 2015) ou à partir de la littérature (USACE, 2002). Par exemple, (Malina et al., 2002) l'estiment à 0,2 pour une biodégradation d'un hydrocarbure de type $\text{CH}_{2.2}$. Pour les travaux du projet SOBIOVE, il a été fixé à 1 (comme recommandé dans le guide (USACE, 2002), afin d'obtenir une valeur haute pour la production de biomasse. Une valeur basse correspond à une équation stœchiométrique sans terme de biomasse. L'incertitude liée au choix du coefficient γ impacte d'environ 10 % la masse d'hydrocarbures déduite. Une fois ce coefficient fixé, les autres coefficients sont déterminés par résolution du système linéaire. On peut alors fixer, pour un nombre de moles de CO_2 , combien de moles d'hydrocarbures ont été dégradées et ainsi déduire la masse biodégradée en fonction de la masse de CO_2 extraite.

L'équation de calcul de la masse de polluant extraite par biodégradation est alors similaire à celle décrite pour la volatilisation, hormis le fait que la masse molaire utilisée correspond à celle du CO_2 et qu'on multiplie le tout par le coefficient stœchiométrique δ , déterminé pour l'hydrocarbure modèle choisi :

$$\text{Masse [g]} = C [\%] \times \text{MmCO}_2 [\text{g/mol}] \times \text{FC} [\text{mol/m}^3] \times \text{débit d'extraction} [\text{m}^3/\text{s}] \times \text{durée [s]} \times 1/\delta \quad (16)$$

Rappelons que les équations stœchiométriques décrites ici sont exclusivement valides pour une biodégradation aérobie. D'autres équations pour la biodégradation anaérobie sont disponibles dans la littérature (Haeseler et al., 2010). Il est donc important de vérifier durant l'essai que la production de métabolites liés à la biodégradation anaérobie (en particulier le CH_4) est nulle ou négligeable.

5.2.3. Application à l'essai pilote SOBIOVE

5.2.3.1. Calcul du bilan de masse

Pour la masse volatilisée, la mesure des concentrations en COV à l'aide d'un PID est utilisée comme indicateur, avec comme hydrocarbure modèle C_6H_{14} . Pour la masse biodégradée, deux hydrocarbures modèles sont choisis en fonction de l'évolution des fractions TPH entre l'état initial et l'état final (C_9H_{20} et $\text{C}_{16}\text{H}_{34}$). Au vu des analyses de Carbone 14, on considère que 95 % de la masse de CO_2 extraite provient des hydrocarbures pétroliers.

Les résultats sont présentés Figure 43, qui visualise l'évolution des masses horaires volatilisées et biodégradées pour les deux phases de traitement, la phase de Venting et la phase de Bioventing. Cette figure montre en particulier de très fortes variations temporelles des deux mécanismes sur un pas horaire, ce qui justifie d'autant le suivi quasi-continu de gaz extraits recommandé précédemment.

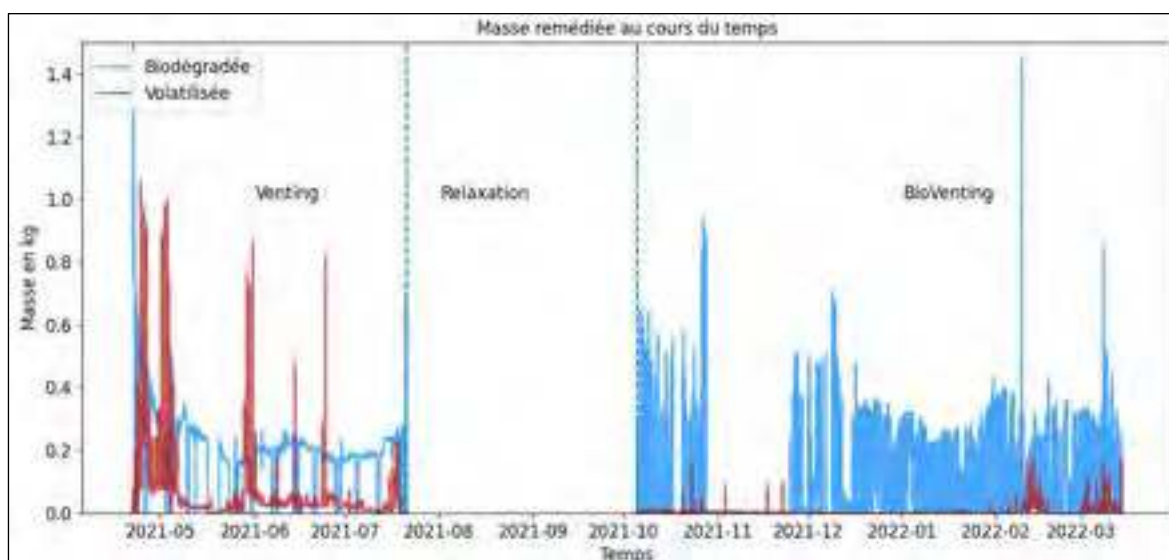


Figure 43 - Evolution à un pas de temps horaire des masses d'hydrocarbures extraites par volatilisation (rouge) et par biodégradation (bleu)
(Source : projet SOBIOVE)

Pendant la phase de Venting, un débit d'extraction est maintenu à 60 m³/h. La cinétique maximale de volatilisation atteint 25 kg/jour ou 20 mg/kg MS/jour pour une cinétique moyenne de 1,5 kg/jour ou 1,3 mg/kg MS/jour. La cinétique moyenne de biodégradation est de 6 kg/jour, soit 5 mg/kg MS/jour. La masse totale volatilisée est d'environ 130 kg pour une masse totale biodégradée d'environ 415 kg, soit un ratio de 24% volatilisée et 76% biodégradée. Si cette phase de Venting favorise en théorie le processus de volatilisation, ce bilan indique ici que la biodégradation représente environ 75% de la masse extraite du système. La cinétique globale moyenne de remédiation (volatilisation + biodégradation) est ici de 7,5 kg/jour.

Pendant la phase de Bioventing, le débit d'extraction instantané est toujours de 60 m³/h mais l'extraction des gaz se fait seulement pendant 2 fois 72 mn par jour, soit 10% du temps. Compte tenu de problèmes techniques durant la période du 28 octobre au 24 novembre, les données de cette période ne sont pas considérées dans les calculs du bilan de masse. On observe que la biodégradation est nettement prépondérante sur la volatilisation, avec des cinétiques maximales de biodégradation proches de 25 kg/jour ou 20 mg/kg MS/jour. Les cinétiques moyennes de biodégradation sont cependant inférieures, d'environ de moitié, à celles de la phase de Venting (3,3 kg/jour ou 2,7 mg/kg MS/jour). Les cinétiques moyennes de volatilisation sont très faibles (0,13 kg/jour ou 0,1 mg/kg MS/jour), induites probablement par le fait qu'une très large fraction des hydrocarbures légers a été volatilisée lors de la phase de Venting. Sur la durée de la phase de Bioventing, le bilan de masse indique un total de 385 kg d'hydrocarbures biodégradés et 15 kg volatilisés, soit un ratio de 4% volatilisée et 96% biodégradée. La cinétique globale moyenne de remédiation (volatilisation + biodégradation) est ici de 3,4 kg/jour.

La cinétique globale moyenne de remédiation de la phase de Venting est donc plus de 2 fois plus forte que celle de la phase de Bioventing. Mais précisons que ces deux cinétiques ne sont pas comparables, car les états initiaux de la phase de Venting et de la phase de Bioventing sont différents, comme le montre par exemple la Figure 36 : au terme de la phase de Venting, une très large proportion des composés les plus légers ont été remédiés. Par ailleurs, il est probable que les polluants remédiés concernent en priorité les pores du sol les plus facilement accessibles à la circulation de l'air, avec des effets à la fois positifs pour la volatilisation et la biodégradation.

Au cours des deux phases de l'essai pilote, et compte tenu des hypothèses considérées, 945 kg d'hydrocarbures ont été enlevés du système (la zone 0-5 m est considérée, même s'il est possible que du CO₂ provenant de la ZBN soit intégré dans ce bilan), dont 145 kg par volatilisation et 800 kg par biodégradation, soit 15 % par volatilisation et 85 % par biodégradation. En considérant une masse initiale de 2280 kg d'hydrocarbures (TPH C5-C40) avant le démarrage de la phase Venting, 41 % des hydrocarbures ont été extraits. Durant la phase de Venting, 545 kg, soit 6 kg/jour, d'hydrocarbures ont été extraits, alors que durant la phase de Bioventing, 385 kg ont été extraits, soit 3,3 kg/jour. La Figure 44 présente de façon visuelle ces différentes dynamiques.

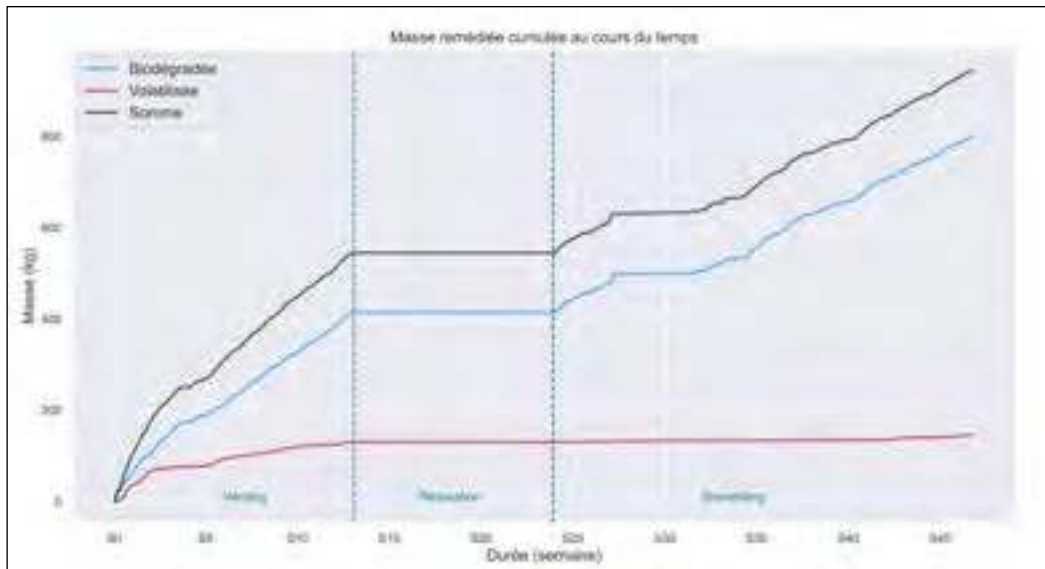


Figure 44- Masse cumulée extraite durant l'essai pilote (Source : projet SOBIOVE)

5.2.3.2. Discussion sur les hypothèses considérées

Dans les hypothèses considérées, l'hydrocarbure modèle pour la biodégradation est environ 2 fois plus lourd que celui pour la volatilisation, le choix des hydrocarbures modèles pouvant de fait impacter les masses d'hydrocarbures et donc le ratio masse volatilisée/masse biodégradée. Précisons par ailleurs que le choix d'utiliser le CO_2 plutôt que l' O_2 pour le calcul de la masse d'hydrocarbures biodégradée a tendance à minimiser celle-ci car la relation stœchiométrique suppose une biodégradation complète. On observe que la pente de la masse biodégradée est plus forte pendant la phase de Venting, ce qui pourrait en première approche indiquer qu'elle peut être favorisée par un débit d'air (et donc d'oxygène) plus important. Mais cette hypothèse devrait être confirmée par d'autres travaux, car les concentrations en TPH C5-C40 et la répartition des fractions est significativement différente entre l'état initial et à l'état intermédiaire (phase de relaxation). Qualitativement, il est en effet probable que les hydrocarbures les plus facilement accessibles à la biodégradation (n-paraffines, pores les plus ouverts à l'écoulement, ...) aient été biodégradés de façon préférentielle durant la phase de Venting. La courbe d'évolution des masses biodégradées durant la phase de Bioventing montre cependant une pente forte, illustrant une activité continue de biodégradation, et non une stagnation comme pour la volatilisation.

Par ailleurs, les calculs de masses biodégradées postulent que la dégradation est strictement aérobie. Le suivi des teneurs en CH_4 sur le puits d'extraction montre cependant la présence de ce gaz témoin d'un processus de biodégradation anaérobie des hydrocarbures, tout particulièrement au début des phases de Venting et de Bioventing. Les teneurs maximales, au début des deux phases, sont proches de 3 ou 4%, mais baissent ensuite rapidement (Figure 45). Ces teneurs élevées sont considérées comme témoignant de processus de biodégradation sans injection/extraction d'air, c'est-à-dire de processus qui ont eu lieu avant les phases de Venting et de Bioventing. Dans ce contexte, elles ne sont pas prises en compte dans le bilan de masse.

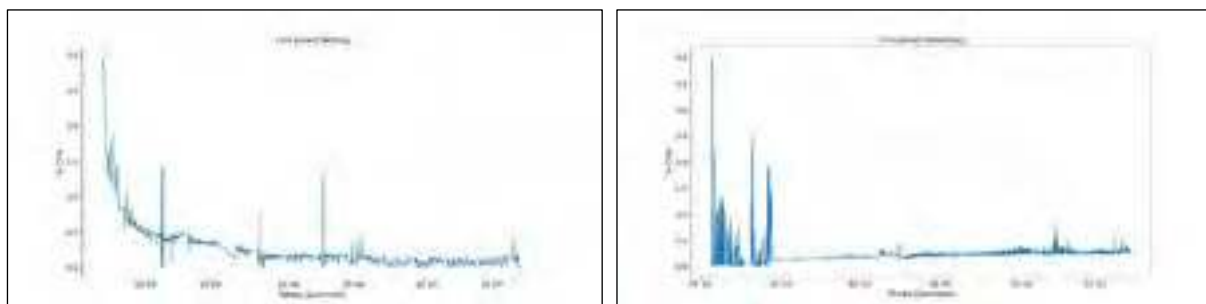


Figure 45 – Teneurs en CH_4 mesurées au puits d'extraction durant les phases de Venting (à gauche) et de Bioventing (à droite) (source : projet SOBIOVE)

A contrario, ces figures montrent avec cette phase de rapide décroissance une pseudo-stabilisation des teneurs, avec des valeurs comprises entre 0 et 0,2% durant la phase de Venting et entre 0 et 0,8% durant la phase de Bioventing (Figure 46). Notons la présence de CH₄ durant toute la phase de Venting, phase de traitement où les conditions du sol sont réputées strictement aérobies, ce qui semble constituer un résultat original vis-à-vis de la littérature.

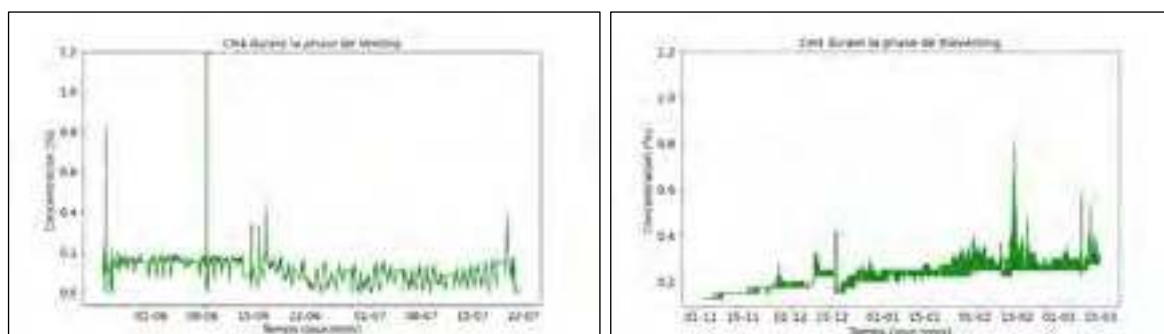


Figure 46 - Teneurs en CH₄ mesurées au puits d'extraction durant les paliers des phases de Venting (à gauche) et de Bioventing (à droite) (source : projet SOBIOVE)

Les réactions méthanogènes de dégradation montrent deux voies possibles de production de CH₄, et pour l'une de ces voies la production concomitante de CO₂ et de CH₄ (Figure 47). Notons que dans notre cas, à l'échelle du système étudié (le volume de sol traité analysé dans les gaz du puits d'extraction), le CO₂ peut donc formellement provenir de réactions méthanogènes en plus des réactions aérobies. Par ailleurs, en considérant un ratio massique CH₄/HC de 0,75 pour la dégradation des hydrocarbures sous des conditions méthanogènes, la masse d'hydrocarbures biodégradée est de 49 kg durant la phase de Venting et de 46 kg durant la phase de Bioventing. Soit environ 100 kg au total, une quantité relative marginale vis-à-vis de la masse biodégradée par voie aérobie (800 kg, soit environ 10% de la masse totale biodégradée, ce qui correspond par exemple à l'incertitude liée au choix du coefficient γ).

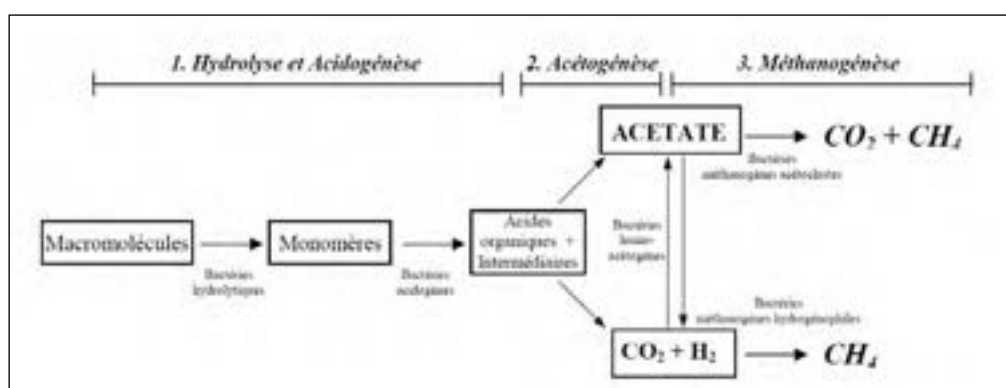


Figure 47 – Schémas de dégradation sous conditions anaérobies méthanogènes (source : Trably, 2020)

La présence de CH₄, qui atteste localement de conditions méthanogènes, incite également à considérer la présence concomitante possible dans le système étudié de conditions de dégradation intermédiaires entre les conditions aérobies et les conditions méthanogènes (dénitrification, réduction du fer, sulfato-réduction). Même si dans le cas présent, le suivi des teneurs en H₂S au puits d'extraction indique que si ce mécanisme est présent, sa contribution au bilan de masse biodégradé peut être considéré comme marginal.

Au vu de ces différents éléments, le bilan des masses biodégradées considéré est celui calculé sur la base des conditions aérobies, mais ces commentaires sur d'autres conditions de dégradation sont intégrés dans la discussion comparative entre les deux approches (5.3).

5.3. Discussion entre les deux approches

L'approche basée sur les concentrations dans les sols indique un bilan de masse remédiée variant, selon le quantile considéré, entre 870 et 1000 kg de TPH C5-C40. Cette fourchette de valeurs n'a pas été mesurée, mais elle est issue d'une modélisation géostatistique dont les résultats sont dépendants des hypothèses de modélisation. Si cette approche géostatistique peut être déclinée par fractions TPH (les résultats montrent par exemple pour la fraction la plus légère C5-C12 environ 500 kg remédié, ce qui correspond à environ 90% de la masse initiale), elle n'est cependant pas capable de produire un ratio entre les masses volatilisées et celles biodégradées.

Cette approche est par ailleurs sujette à de nombreuses incertitudes : localisation différente des échantillons de sols entre les différentes campagnes de mesure, nombre d'échantillons analysés, faible représentativité spatiale des échantillons analysés, méthode d'analyse au laboratoire, maîtrise relative des conditions aux limites du système (battement de nappe avec potentiellement des flux entrants ou sortants, ...).

Les résultats du projet SOBIOVE montrent qu'en dépit du nombre relativement important d'échantillons de sols (environ 250 pour une zone de traitement d'environ 400 m³) et la mise en œuvre d'un logiciel de traitement géostatistique, des incertitudes significatives demeurent. Rappelons également la grande disparité des concentrations mesurées sur des échantillons situés à 1 m ou moins les uns des autres.

L'approche fondée sur le suivi des concentrations gazeuses procure une meilleure représentativité spatiale des indicateurs mesurés, qui sont globaux au puits d'extraction vs locaux quelques dizaines de g de sol. Elle fournit par ailleurs deux indicateurs formellement représentatifs des masses volatilisées (via le suivi PID) et biodégradées (via le suivi CO₂) extraites du système. En d'autres termes, on ne s'intéresse pas ici à évaluer ce qu'il y a dans le volume de sol traité, avec des problématiques associées aux hétérogénéités spatiales multi-échelles des variables et des mécanismes, mais uniquement à ce qui sort du système dans un orifice unique qui est le puits d'extraction. Dans ce contexte, les incertitudes concernent les paramètres mesurés à l'extraction, les conditions de biodégradation et la maîtrise des conditions aux limites du système :

- Paramètres mesurés à l'extraction : l'incertitude sur la mesure du débit d'air est généralement inférieure à 5%, celle sur les mesures PID d'environ 3%, celle sur la pression et la température de l'ordre de 1%. Le choix de l'hydrocarbure modèle peut impacter jusqu'à 30 % la masse calculée. Il est donc important que ce choix s'appuie sur les mesures TPH afin de réduire au mieux cette incertitude. Concernant la masse biodégradée estimée à partir du flux de CO₂, la datation Carbone 14 d'évaluer la seule part provenant de la biodégradation des hydrocarbures. Grâce à une équation stœchiométrique, et en faisant l'hypothèse que la biodégradation se fait de façon aérobie, il est ensuite possible de remonter à la masse d'hydrocarbure biodégradée. L'impact sur la masse de l'incertitude liée au choix du coefficient stœchiométrique est estimé à 10 %. L'incertitude sur les mesures de CO₂ (sonde multiRAE) est estimée entre 0,2 et 1 %.
- Conditions de biodégradation : la présence au puits d'extraction de CH₄ en plus du CO₂ génère une masse biodégradée supplémentaire, dans des conditions méthanogènes, dont les hypothèses (ratio CH₄/HC, devenir du CO₂ qui peut être extrait du système en parallèle du CO₂ provenant de la dégradation aérobie ou être utilisé dans la dégradation méthanogène, ...). Cette présence de CH₄ introduit également la possibilité d'autres schémas réactionnels de dégradation (dénitrification, réduction du fer, sulfato-réduction). L'incertitude associée est estimée ici entre 10 et 20% du bilan de masse.
- Conditions aux limites du système : en latéral, elles sont relativement bien maîtrisées par l'ajout de puits d'injection d'air périphérique autour du puits d'extraction ; en surface, elles sont considérées comme maîtrisées par une surface étanche, mais celle-ci peut contrarier la volonté d'infiltrer des nutriments pour stimuler la biodégradation ; en profondeur, il s'agit - dans notre cas et souvent - de la frange capillaire de la nappe, qui varie généralement dans le temps (battement saisonnier, pompage intermittent, modification des débits d'extraction d'air, parfois marnage comme ici, ...) et qui peut comprendre un stock significatif de polluant sous forme NAPL pouvant générer des flux entrants d'hydrocarbures dans le système.

L'évaluation quantitative de la propagation des incertitudes n'a pas été menée dans le cadre du projet. Au vu de cette discussion sur les incertitudes liées aux deux approches (et qui comprend néanmoins quelques données quantitatives pour certains paramètres), nous estimons cependant qu'elles sont nettement moindres pour la méthode fondée sur les flux gazeux. Cette méthode est par ailleurs la seule capable de distinguer les masses

volatilisées et biodégradées, tout comme en capacité de suivre l'évolution dans le temps des cinétiques des deux processus. C'est donc, de notre point de vue, la seule méthode permettant de piloter/optimiser un traitement par Bioventing. Elle a cependant besoin de s'appuyer sur un état initial de la masse de polluant dans les sols, si l'on souhaite fournir un ratio masse extraite/masse initiale, qui impose alors une campagne de sondages sols et d'analyses en laboratoire.

5.4. Modélisation numérique de l'écoulement et du transport

La mise en œuvre d'outils de modélisation numérique d'écoulement et de transport peut s'avérer utile pour comprendre/quantifier les mécanismes en jeu, confronter le bilan de masse estimé à partir des données mesurées, tester des hypothèses, et une fois le modèle calibré, réaliser des simulations prévisionnelles pour aider au dimensionnement et au pilotage d'une opération de traitement en vraie grandeur. Ce chapitre illustre ces différents objectifs à partir des travaux réalisés à l'aide du logiciel CubicM dans le cadre du projet SOBIOVE.

Le code de calcul CubicM (Di Chiara Roupert et al., 2020) est un code numérique 3D d'écoulement triphasique (eau, gaz, NAPL) et de transport de masse prenant en compte les échanges entre phases (sol, eau, gaz, NAPL) avec des cinétiques d'échange, ainsi que la biodégradation de la phase NAPL et de la phase dissoute. Le modèle de biodégradation s'appuie sur le modèle proposé dans le code numérique SIMUSCOPP (Le Thiez et al., 1996), lui-même fondé sur le formalisme proposé par (Côme, 1995).

L'un des objectifs recherchés ici est de restituer l'évolution temporelle des masses d'hydrocarbures volatilisées et biodégradées telle qu'évaluée à partir des données mesurées (cf. § 5.2), en contraignant la calibration du modèle sur différentes données mesurées, notamment l'évolution des teneurs en O_2 , CO_2 et le niveau de la nappe soumise ici au marnage. Une fois le modèle numérique calibré, celui-ci est exploité dans le cadre d'une simulation prospective.

5.4.1. Schématisation

Les équations sont les suivantes (avec 3 composés hydrocarbures pour schématiser le mélange essence/gazole) :

- 9 équations de transport (3 constituants dans les 3 phases fluides)
- 2 équations pour le CO_2 (phase eau & gaz)
- 2 pour l' O_2 (phase eau & gaz)
- 2 équations pour la biomasse (biomasse dégradant les HC dissous et biomasse dégradant les hydrocarbures sous forme de NAPL)
- 2 équations d'écoulement (pression du gaz et saturation de l'eau), 1 équation pour la saturation en NAPL (immobile).

Le modèle conceptuel est visualisé Figure 48. Il illustre les différentes phases en présence : solide (s), eau (w), NAPL (o), gaz (g), biomasse (biomasse dégradant les HC dissous (X_w) et biomasse dégradant les hydrocarbures sous forme de NAPL (X_o). Sont également visualisées les multiples interactions entre les phases : dissolution, volatilisation du NAPL et des HC dissous, biodégradation du NAPL et des HC dissous, utilisation de l'oxygène, production de CO_2 . Les deux vignettes à gauche de la figure indiquent comment sont modélisés l'évolution de la biomasse dégradant le NAPL et l'évolution de la surface d'échange NAPL/eau en fonction de la saturation en NAPL.

Les principales équations sont décrites ci-dessous. Outre les 3 équations de bilan pour chacune des phases fluides, le système à résoudre comprend un certain nombre d'équations de transport.

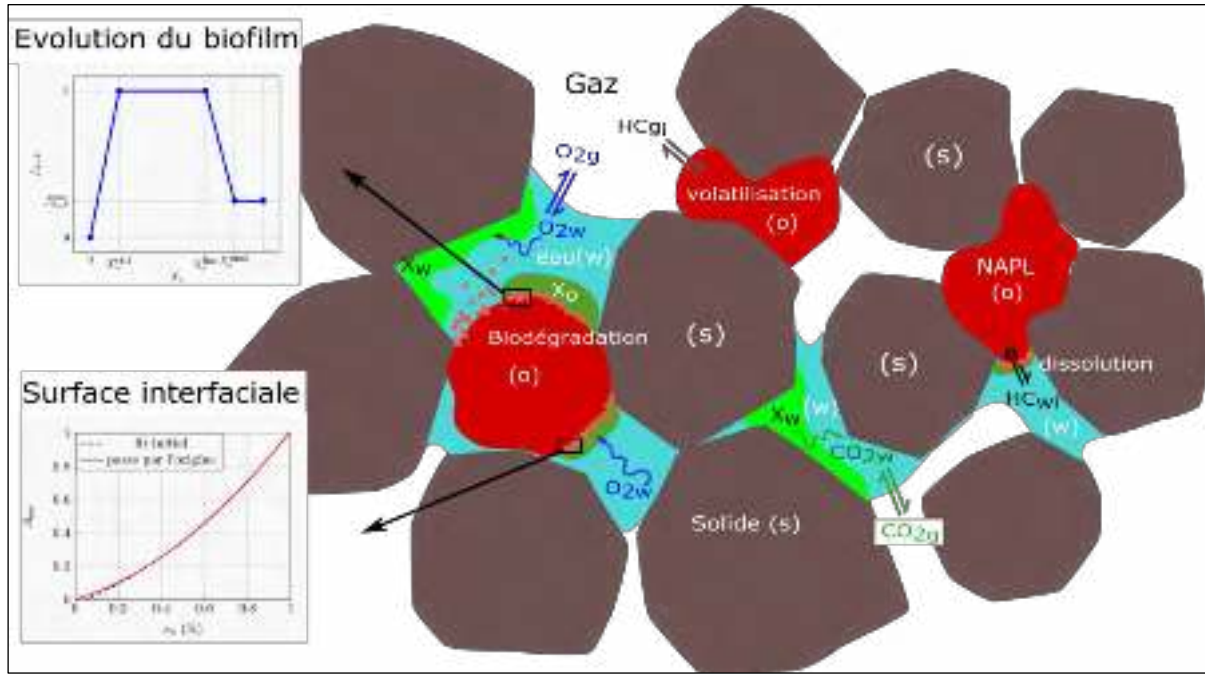


Figure 48 - Modèle conceptuel du code CubicM pour la zone non saturée (source : projet SOBIOVE)

5.4.1.1. Phase gaz

Une équation de conservation des 3 alcanes modélisés (hexane, nonane et hexadécane) avec des cinétiques d'échange d'ordre 1 pour la volatilisation eau/gaz et NAPL/gaz avec $\chi_{o,k}$ la fraction molaire du composé k dans le NAPL et k_k^{cc} la constante d'Henry adimensionnelle :

$$\partial_t(\epsilon_g c_{g,k}) + \nabla \cdot (\mathbf{v}_g c_{g,k}) - \nabla \cdot (\epsilon_g \mathbf{D}_{g,k} \cdot \nabla c_{g,k}) = \epsilon_g \Gamma_{volat,k}^{w \rightarrow g} \left(\frac{k_k^{cc} c_{w,k}}{c_{g,k}^{eq}} - c_{g,k} \right) + \epsilon_g Z_{vapor,k}^{o \rightarrow g} \left(\chi_{o,k} \frac{p_k^{vap} M_{mol,k}}{RT} - c_{g,k} \right) - \epsilon_g \lambda_k c_{g,k} \quad (17)$$

Une équation de conservation pour l'O₂ et le CO₂ avec des termes d'échange pour la volatilisation eau/gaz :

$$\partial_t(\epsilon_g c_{g,k}) + \nabla \cdot (\mathbf{v}_g c_{g,k}) - \nabla \cdot (\epsilon_g \mathbf{D}_{g,k} \cdot \nabla c_{g,k}) = \epsilon_g \Gamma_{volat,k}^{w \rightarrow g} \left(\frac{k_k^{cc} c_{w,k}}{c_{g,k}^{eq}} - c_{g,k} \right) - \epsilon_g \lambda_k c_{g,k} \quad (18)$$

5.4.1.2. Phase eau

Une équation de conservation des 3 alcanes modélisés avec des cinétiques d'échange d'ordre 1 pour la dissolution NAPL/eau :

$$\partial_t(\epsilon_w c_{w,k}) + \nabla \cdot (\mathbf{v}_w c_{w,k}) - \nabla \cdot (\epsilon_w \mathbf{D}_{w,k} \cdot \nabla c_{w,k}) = \epsilon_w I_{disso,k}^{o \rightarrow w} (c_k^{eq} \chi_{o,k} - c_{w,k}) - \epsilon_g \Gamma_{volat,k}^{w \rightarrow g} \left(\frac{k_k^{cc} c_{w,k}}{c_{g,k}^{eq}} - c_{g,k} \right) - \epsilon_w r_{w,k} - \epsilon_w \lambda_k c_{w,k} \quad (19)$$

Le terme réactif de biodégradation dans la phase dissoute :

$$r_{w,k} = \mu_{w,k}^{max} \eta_w^{mp} \frac{c_{w,k}}{K_k^{sat} + c_{w,k}} \frac{c_{w,O_2}}{K_{O_2}^{sat} + c_{w,O_2}} \frac{X_w}{Y_{X_w/HC_k}} \quad (20)$$

Le facteur adimensionnel η matérialise la transposition batch/milieu poreux pour la phase dissoute.

Une équation de conservation de l'O₂ dissous :

$$\partial_t(\epsilon_w c_{w,O_2}) + \nabla \cdot (v_w c_{w,O_2}) - \nabla \cdot (\epsilon_w D_{w,O_2} \cdot \nabla c_{w,O_2}) = -\epsilon_g \Gamma_{volat,O_2}^{w \rightarrow g} (k_{O_2}^{cc} c_{w,O_2} - c_{g,O_2}) - \epsilon_w r_{w,O_2} - \epsilon_w \lambda_{O_2} c_{w,O_2} \quad (21)$$

Avec un terme réactif :

$$r_{w,O_2} = \sum_{k=1}^n \left(\frac{E_{O_2,wk}}{Y_{O_2/HC_k}} r_{w,k} + \frac{E_{O_2,ok}}{Y_{O_2/HC_k}} r_{o,k} \right) \quad (22)$$

Une équation de conservation pour le CO₂ dissous produit :

$$\begin{aligned} \partial_t(\epsilon_w c_{w,CO_2}) + \nabla \cdot (v_w c_{w,CO_2}) - \nabla \cdot (\epsilon_w D_{w,CO_2} \cdot \nabla c_{w,CO_2}) = \\ -\epsilon_g \Gamma_{volat,CO_2}^{w \rightarrow g} (k_{CO_2}^{cc} c_{w,CO_2} - c_{g,CO_2}) + \epsilon_w r_{w,CO_2} - \epsilon_w \lambda_{CO_2} c_{w,CO_2} \end{aligned} \quad (23)$$

Avec le terme réactif :

$$r_{w,CO_2} = \sum_{k=1}^n \left(\frac{P_{CO_2,wk}}{Y_{CO_2/HC_k}} r_{w,k} + \frac{P_{CO_2,ok}}{Y_{CO_2/HC_k}} r_{o,k} \right) \quad (24)$$

Les termes E (« switch » sur l'accepteur d'électrons) et P (« switch » sur la production de CO₂) dans les deux termes réactifs précédents (équations (22) et (24)) permettent d'activer (valeur à 1) ou d'éteindre (valeur à 0) la consommation de l'accepteur d'électrons et/ou la production du composé carboné en bout de chaîne de dégradation (CO₂, CH₄ par exemple).

5.4.1.3. Phase NAPL

Une équation de conservation des 3 alcanes dans la phase NAPL :

$$\begin{aligned} \partial_t(\epsilon_o c_{o,k}) - \nabla \cdot (\epsilon_o D_{o,k} \cdot \nabla c_{o,k}) = \\ -\epsilon_w I_{disso,k}^{o \rightarrow w} (c_k^{eq} \chi_{o,k} - c_{w,k}) - \epsilon_g Z_{vapor,k}^{o \rightarrow g} \left(\chi_{o,k} \frac{p_k^{vap} M_{mol,k}}{RT} - c_{g,k} \right) - \epsilon_o r_{o,k} - \epsilon_o \lambda_k c_{o,k} \end{aligned} \quad (25)$$

$k_k^{cc} c_k^{eq}$

Avec un terme réactionnel :

$$r_{o,k} = \mu_{o,k}^{max} \eta_o^{mp} \frac{c_{o,k}}{K_k^{sat} + c_{o,k}} \frac{c_{w,O_2}}{K_{O_2}^{sat} + c_{w,O_2}} \frac{X_o}{Y_{X_o/HC_k}} f_{X_o,k} \quad (26)$$

Le facteur η matérialise la transposition batch/milieu poreux pour la phase NAPL. Une calibration de ce terme a été nécessaire pour rendre compte de l'évolution de la masse biodégradée de l'essai pilote du Bioventing.

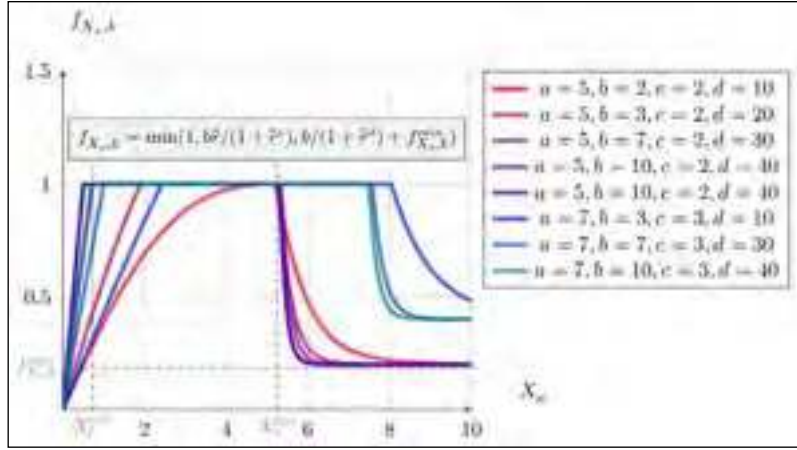


Figure 49 - Différents scénarios d'évolution de la fonction du biofilm dégradant le NAPL dans le code CubicM (source : projet SOBIOVE)

La fonction suivante :

$$f_{X_o,k} = \min \left(1, \frac{\hat{r}\delta_{2,k}}{1 + \hat{r}\delta_{3,k}}, \frac{\delta_{2,k}}{1 + \hat{r}\delta_{4,k}} + f_{X_o,k}^{min} \right) \quad (27)$$

traduit l'évolution du biofilm en fonction de différentes concentrations seuils en biomasse (limite, critique et maximale) :

5.4.1.4. Biomasse

La biomasse est modélisée avec deux types de biofilms, l'un se développant sur la phase solide X_w avec comme source de carbone les hydrocarbures dissous, et l'autre se développant directement sur la phase NAPL, X_o , avec comme source de carbone les hydrocarbures sous forme de NAPL. Cette dernière est modélisée comme suit :

$$\partial_t X_o = \sum_{k=1}^n r_{o,k} - \mu_o^{dec} F(A_{ow}) X_o \quad (28)$$

Avec la fonction F qui traduit l'évolution de la surface d'échange NAPL/eau (ou surface interfaciale A_{ow}) en fonction de l'évolution de la saturation en NAPL (Figure 48, vignette basse).

L'évolution de la biomasse X_w est modélisée par l'équation suivante :

$$\partial_t X_w = \sum_{k=1}^n r_{w,k} - \mu_w^{dec} X_w \quad (29)$$

avec un terme de croissance basé sur la somme des taux de dégradation des alcanes dissous et un terme de décroissance (decay) fonction de la concentration en biomasse dissoute.

5.4.1.5. Géométrie

Le système modélisé comprend 33000 mailles dont la géométrie est illustrée Figure 50. Le domaine est discrétisé sur 8 m de profondeur et de section 20 m x 20, avec une répartition en 4 couches de porosités et perméabilités distinctes (dalle de 10 cm d'épaisseur, deux couches en ZNS, une zone de battement de nappe, zone saturée).

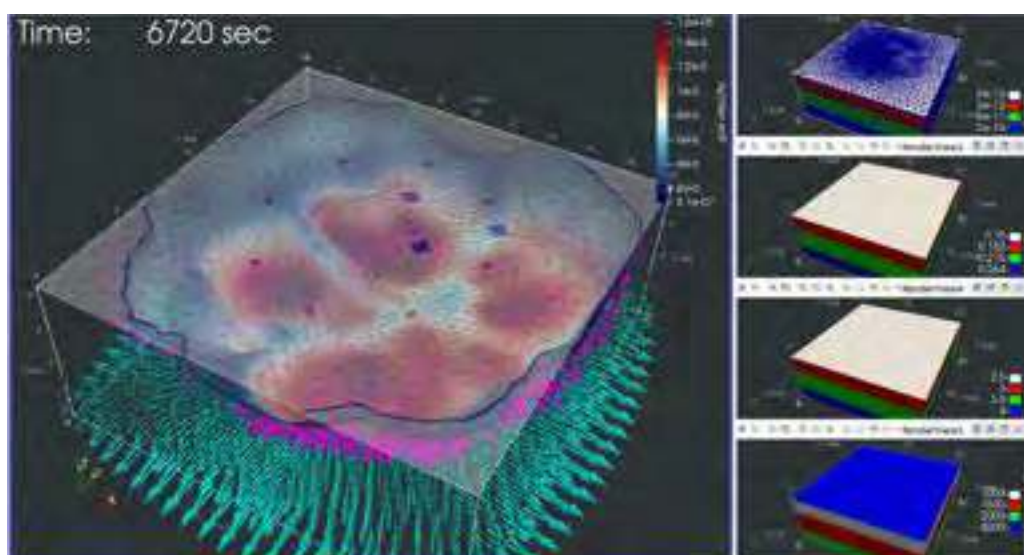


Figure 50 - Domaine discrétisé (8m de profondeur, section 20m x 20m) et initialisation du modèle CubicM (source : projet CubicM)

Une première phase de drainage d'eau est simulée afin d'initialiser le champ de saturation en eau en tenant compte des hétérogénéités des propriétés pétrophysiques (vignettes à droite). Les puits d'injection (PI) apparaissent en rouge, le puits d'extraction central est en jaune. Les autres surfaces (vert, bleu) sont utilisées pour le suivi des concentrations au cours du temps. Sont illustrées les différentes couches traitées (n) avec leur perméabilité (K en m^2) et porosités associées ainsi que les données de pression en entrée.

5.4.1.6. Conditions initiales et aux limites du modèle

Les saturations en NAPL à l'état initial sont visualisées Figure 51. Cette distribution de la pollution est modélisée à partir des données géostatistiques obtenues avec le logiciel KARTOTRAK.

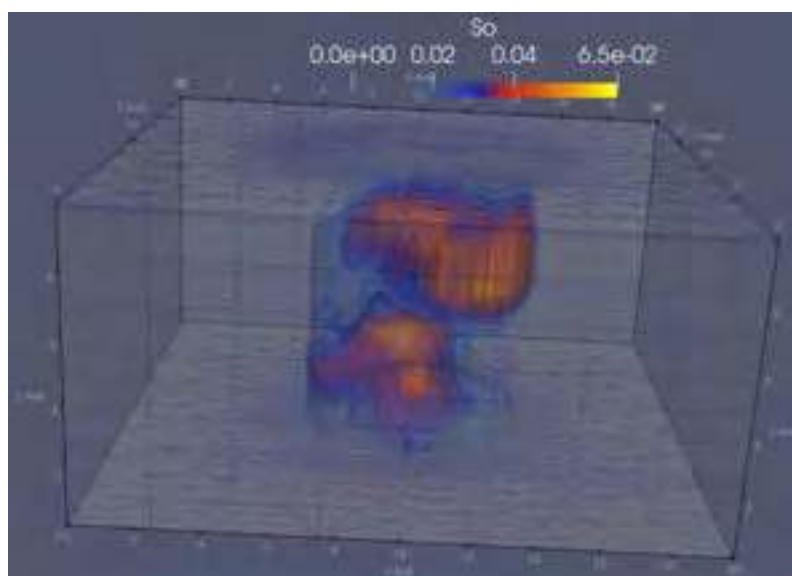


Figure 51 - Distribution des saturations en NAPL à l'état initial du modèle, dans le domaine discrétisé à partir des données KARTOTRAK (source : projet SOBIOVE)

Les autres conditions initiales et aux limites du modèle sont les suivantes :

- Composition de la phase NAPL : 10 % de C_6H_{14} , 40% de C_9H_{20} et 50% de $C_{16}H_{34}$. Le choix des 3 hydrocarbures est fondé sur la composition du NAPL fournie par les analyses TPH C5-C40

- 8 puits d'injection d'air (en vert) et un puits d'extraction central (en bleu) identiques au site pilote (Figure 52). Les débits sont basés sur les mesures en instaurant des conditions de surpression et dépression pour reproduire les valeurs ainsi que les cycles de ventilation pendant le Bioventing
- Une évolution de la nappe afin de reproduire le marnage suivant une fluctuation journalière et mensuelle. Cette condition est initiée en indiquant une pression fluctuante et régulière aux limites de la zone saturée
- Les paramètres des termes liés à la biodégradation sont basés sur les résultats du projet SOBIOVE ainsi que de la littérature.

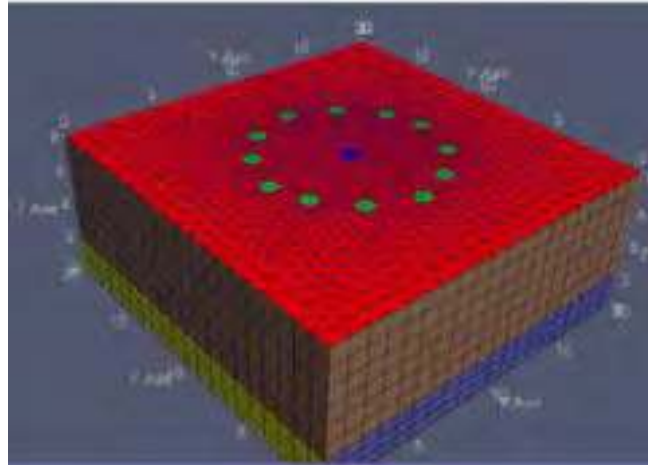


Figure 52 – Maillage, puits d'injection et d'extraction du modèle CubicM (source : projet SOBIOVE)

5.4.2. Calibration du modèle

La calibration du modèle a été réalisée sur les données mesurées lors des phases de Venting et de Bioventing du pilote SOBIOVE. L'objectif recherché est de restituer l'évolution temporelle des masses d'hydrocarbures volatilisés et biodégradés telles qu'évaluées à partir des données mesurées (cf. § 5.2), en contraignant le modèle sur différentes données, notamment l'évolution des teneurs en O_2 , CO_2 et le niveau de la nappe.

La

Figure 53 visualise sur l'axe de droite la calibration du modèle pour les masses d'hydrocarbures volatilisés (en rouge) et biodégradés (en violet pour la phase de Venting et en bleu foncé pour la phase de Bioventing). Il est à noter que la calibration de la masse biodégradée est effectuée sur une partie seulement de la courbe, du fait d'un manque de données mesurées au début de la phase de Bioventing. Sur l'axe de gauche sont visualisées les teneurs en O_2 (en bleu) et en CO_2 (en vert) au puits d'extraction (valeurs mesurées en clair, valeurs simulées en foncé).

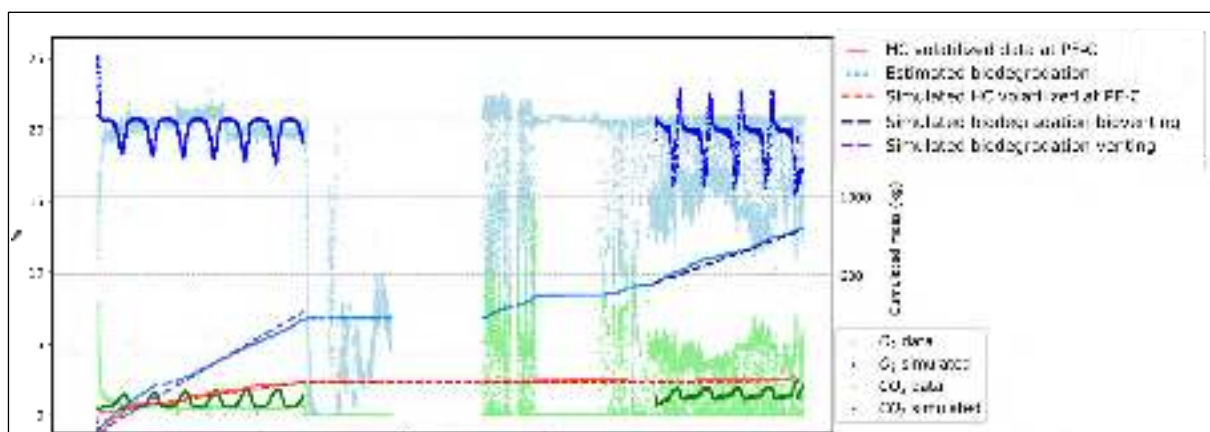


Figure 53 - Calibration du modèle CubicM avec comparaison des données simulées et mesurées : masses volatilisées et biodégradées (échelle de droite) et concentrations en O₂ et CO₂ (échelle de gauche) (Source : projet SOBIOVE)

Les résultats de cette calibration montrent une bonne restitution des cinétiques et bilans de masses volatilisées et biodégradées. Pendant la phase de Venting, on note que les données simulées pour l'O₂ et le CO₂ montrent des fluctuations plus importantes que les données mesurées, peut-être induites par la hauteur de la crépine du puits d'extraction (entre 3 et 5 m), avec des écoulements d'air difficiles à reproduire par simulation compte tenu de l'hétérogénéité des propriétés pétrophysiques et des impacts du marnage. Durant la phase de Bioventing, on observe également l'impact du marnage sur les teneurs en O₂ et CO₂. Cependant, pendant la phase de Bioventing, les gaz sont soumis non seulement à l'effet du marnage mais aussi à celui de la ventilation cyclique. D'où des fluctuations différentes de la phase Venting qui sont plus importantes pour l'O₂ et moins marquées pour le CO₂.

Les résultats simulés permettent de préciser l'origine du polluant dans la masse d'hydrocarbures biodégradée. On observe que la part d'hydrocarbures dissous est négligeable :

- Pour la phase de Venting :
 - Masse biodégradée sous forme de NAPL : 414 kg (C6 = 45 kg, C9 = 164 kg, C16 = 205 kg)
 - Masse biodégradée sous forme d'hydrocarbures dissous : 0,5 kg (dont 0,47 kg de C6)
- Pour la phase de Bioventing :
 - Masse biodégradée sous forme de NAPL : 563 kg (C6 = 62 kg, C9 = 224 kg, C16 = 277 kg)
 - Masse biodégradée sous forme d'hydrocarbures dissous : 2,7 kg

5.4.3. Simulation prévisionnelle

Une fois le modèle calibré, il est possible de réaliser des simulations, en modifiant par exemple les conditions de ventilation afin de prédire l'évolution des variables calculées, des cinétiques ou des bilans de masses.

Dans ce contexte, une simulation a été réalisée pour prédire l'évolution des cinétiques de biodégradation lorsqu'on stoppe la ventilation, en l'occurrence ici pendant la phase de relaxation qui dure 78 jours. Les conditions aux limites des puits d'injection et d'extraction sont imposées à pression atmosphérique.

La Figure 54 visualise les résultats de cette simulation. L'évolution de la cinétique de biodégradation (en tireté bleu foncé) montre que ce mécanisme continue d'être actif tout en diminuant progressivement pendant 40 jours environ avant d'atteindre une vitesse quasiment nulle. Cette dynamique est due à la baisse progressive des concentrations en O₂, qui chutent graduellement d'environ 20% à 0% (en trait continu en bleu). En corollaire, on observe une augmentation des concentrations en CO₂ jusqu'à un palier proche de 15 %.

Ces résultats fournissent des indications quant à l'inertie du système en cas d'arrêt de la ventilation. Ils montrent par ailleurs que l'apport de O₂ induit par le marnage est marginal vis-à-vis de celui apporté par la ventilation (la pente de la cinétique de biodégradation étant quasiment nulle sur les 30 derniers jours de la simulation).

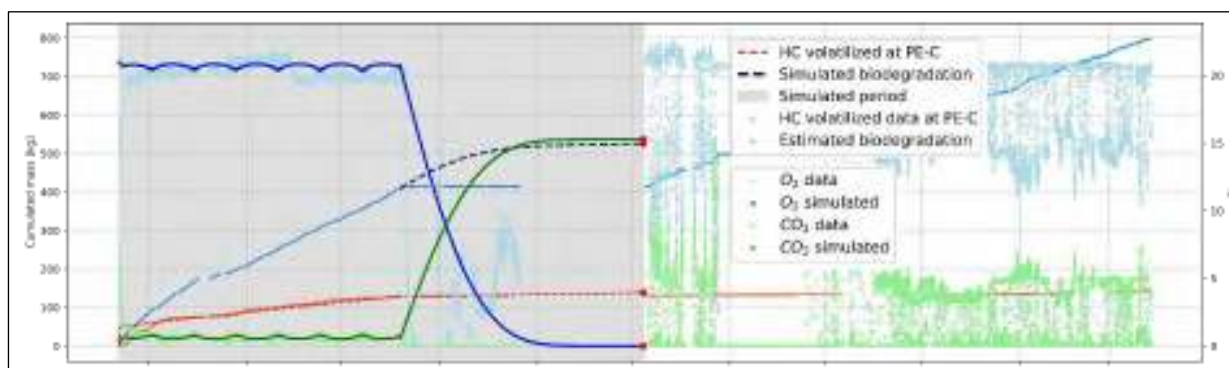


Figure 54 - Simulation exploratoire débutée après le Venting en imposant des conditions de pression atmosphérique dans les puits d'injection et d'extraction (source : projet SOBIOVE)

6. Etape 4 : traitement à pleine échelle

Synthèse

Ce chapitre présente des recommandations pour un traitement à pleine échelle. Comme un tel traitement n'a pas été réalisé dans le cadre du projet SOBIOVE, les recommandations formulées ici sont sommaires. Elles s'appuient sur certains résultats des travaux du projet ainsi que sur l'expérience de GINGER et de VALGO acquise lors de la réalisation de travaux de dépollution. Sont abordés ici le dimensionnement, l'évaluation de l'impact du procédé en termes d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), le suivi du traitement, la réception des travaux ainsi que la surveillance post-travaux.

Les bilans GES réalisés à partir des résultats des essais pilote SOBIOVE indiquent un ratio 4 en termes d'impacts en faveur de la biodégradation vis-à-vis de la volatilisation. Au regard de cet indicateur, ce résultat incite à chercher à stimuler en priorité la biodégradation vis-à-vis de la volatilisation dans un traitement par Bioventing. Il est recommandé par ailleurs de veiller à maintenir au mieux des conditions aérobies de biodégradation dans la zone de traitement pour éviter des émissions de CH₄ dont le PRG (Pouvoir de Réchauffement Global) est 28 fois supérieur à celui du CO₂.

Pour la réception des travaux, les critères de fin de traitement sont variables selon le contexte du site : une concentration inférieure à une concentration seuil sur un indicateur global, un ratio associé à un bilan de masse sur les concentrations dans les sols, un ratio associé à un bilan de masse sur le flux gazeux extrait du sol, ou l'atteinte d'une asymptote sur les concentrations en indicateurs gazeux à l'extraction. Si plusieurs critères d'arrêt sont demandés, nous recommandons de réaliser en priorité un bilan de masse sur les flux gazeux à l'extraction.

6.1. Dimensionnement

6.1.1. Critères généraux

Le dimensionnement d'un traitement à pleine échelle s'appuie largement sur les résultats des essais pilote, en particulier pour :

- L'évaluation des processus de volatilisation et de biodégradation, qui peut représenter une source importante d'efficacité technique, économique mais également de gain en termes de durée du traitement et de bilan des émissions de GES (Gaz à Effet de Serre)
- La géométrie du design du traitement : les distances entre puits d'injection/extraction, le débit d'air, la présence d'une couverture/étanchéité en surface, ...

Ce dimensionnement doit également prendre en compte des données complémentaires :

- Le diagnostic de la pollution du milieu souterrain sur l'ensemble de la zone à traiter, avec une discussion des différences éventuelles avec la zone de l'essai pilote (propriétés pétrophysiques, concentrations et nature de la pollution, ...). Parmi les points d'attention, mentionnons la prise en compte des hétérogénéités spatiales des paramètres mesurés (paramètres pétrophysiques et de pollution) et la limite basse du système à traiter (zone de battement de nappe, ...)
- Les objectifs du traitement et les critères d'arrêt
- Les critères de décision complémentaires : le coût, la durée, l'état de surface du sol (couverture étanche ou pas, ...), les seuils de rejet (COV, CO₂, ...), le bilan des émissions de GES, ...

6.1.2. Prise en compte du changement d'échelle

Le changement d'échelle concerne les dimensions spatiales mais également temporelles, la durée de l'essai pilote étant généralement significativement inférieure à celle d'un traitement à pleine échelle. Il est recommandé que la prévision de la durée du traitement s'appuie sur l'évolution des cinétiques de traitement évaluée par un suivi des flux gazeux à l'extraction (COV, CO₂, CH₄, fractions TPH) plutôt que sur un bilan de masse

issu des analyses de concentrations dans les sols à l'état final et initial. Rappelons ici que les résultats du pilote SOBIOVE ont montré une quasi-disparition des fractions légères (C5-C10) durant la courte phase de Venting (90 jours). L'estimation de la durée du traitement doit également tenir compte d'une évolution non linéaire des cinétiques de traitement, en particulier sur la période finale, généralement caractérisée par des cinétiques lentes.

L'estimation de ces dynamiques peut être appuyée par la mobilisation d'un modèle numérique d'écoulement/transport, qui sera calibré dans un premier temps sur la base des données de l'essai pilote, avant d'être exploité dans le cadre de simulations prospectives en considérant les différentes hypothèses envisagées par l'équipe projet.

6.1.3. Dimensionnement du dispositif de ventilation

Pour l'essai pilote SOBIOVE, rappelons qu'une soufflante unique a été utilisée pour les deux phases de l'essai, avec un débit continu durant la phase de Venting et un débit discontinu (extraction d'air 2 fois par jour pendant 72 mn) pendant la phase de Bioventing. L'utilisation d'une même soufflante pour un essai pilote est jugée pertinente, car l'un des enjeux clés est d'évaluer les impacts de différents débits d'extraction d'air. Une soufflante unique évite ainsi un changement de matériel et procure des marges de manœuvre plus larges pour tester sur des cycles temporels variables différents débits d'extraction.

Un schéma différent peut être envisagé pour un traitement à pleine échelle, par exemple pour un traitement visant à stimuler en priorité la biodégradation avec un débit d'injection/d'extraction d'air en continu et relativement faible. L'apport d'oxygène peut également être assuré par insufflation d'air. Un dispositif de type compresseur à pistons est souvent utilisé dans ce cas. Le débit d'insufflation d'air et son séquençage sont définis lors de la phase de réglage.

L'impact en termes de cinétiques de volatilisation et de biodégradation de ces différents schémas peut être estimé par la modélisation numérique, mais plus difficilement par des essais de terrain sur des pilotes en parallèle en raison des hétérogénéités locales des propriétés pétrophysiques et des caractéristiques de la pollution inhérentes à tout site pollué. Sur un plan qualitatif, une extraction d'air en continu permet difficilement d'évaluer les cinétiques de consommation de O₂ et de production de CO₂ et de CH₄, comme montré dans le suivi de la phase de Bioventing du projet SOBIOVE.

L'essai pilote SOBIOVE a par ailleurs apporté des informations sur la distance entre les puits et la puissance du dispositif de ventilation. Il a été l'occasion de conforter une pratique de terrain consistant à dire « on ventile toujours trop » :

- Lors de la caractérisation initiale du site pilote, les valeurs de perméabilité mesurées localement ont été prises en compte dans le calcul des distances entre puits et de la puissance de la soufflante. Mais lors des essais de mise en place du pilote, la perméabilité mesurée a conduit à augmenter la distance entre les puits d'injection et le puits d'extraction d'air
- Lors du démarrage de l'essai pilote, la pression nécessaire pour appliquer les débits requis a nécessité d'équilibrer les réseaux avec des vannes en ligne (pertes de charge) et de la dilution (pertes de flux). Techniquement, il a fallu faire fonctionner la soufflante en bout de courbe d'efficacité. On peut considérer ici que les moteurs de ventilation étaient surpuissants, dissipant une partie de leur énergie dans l'air atmosphérique
- En fin de période de Bioventing, le ratio de ventilation utilisé correspondait à 10% du débit appliqué durant la période de Venting. Ce ratio a par ailleurs été à nouveau diminué, sur la base des observations de terrain.

Ce retour d'expérience suggère que les équipements d'extraction d'air peuvent être dimensionnés à la baisse dans le cas d'un passage en pleine échelle, avec des conséquences également sur le dimensionnement du traitement des effluents gazeux (généralement un filtre charbon actif). Des moyens matériels plus limités et une moindre consommation énergétique associée sont autant de bénéfices économiques et environnementaux.

6.2. Evaluation de l'impact du procédé en termes d'émissions de GES

Le bilan des émissions de gaz à effet de serre (GES) fait partie des critères de décision dans le choix et le pilotage d'un traitement d'une pollution de sols. Le Guide ADEME « Elaboration des bilans coûts avantages adaptés aux contextes de gestion des sites et sols pollués » (ADEME, UPDS, 2016) indique des critères environnementaux à considérer, proportionnellement à l'enjeu de l'étude (bilan équivalent carbone, analyse du cycle de vie, études d'impacts faune/flore, ...). Dans le cas d'un Bioventing, ce bilan peut avoir des conséquences sur l'orientation plus ou moins « physique » (ie stimuler en priorité la volatilisation) ou « biologique » (ie stimuler en priorité la biodégradation) du traitement, cet indicateur étant ensuite à intégrer dans une approche multi-critères plus large.

Dans ce contexte, le bilan GES recommandé est à mener dans une approche de type ACV (analyse de cycle de vie). L'objectif n'est pas d'élaborer une ACV précise, avec un inventaire détaillé de l'ensemble des processus mis en jeu sur tout le cycle de vie du berceau jusqu'à la tombe, mais plutôt d'estimer, par un modèle simplifié, les émissions équivalentes de CO₂ et d'évaluer selon ce critère le bilan de l'essai pilote SOBIOVE ainsi que l'intérêt du Bioventing comparé au Venting, ou encore de la volatilisation comparée à la biodégradation.

6.2.1. Modélisation simplifiée du système et principales hypothèses

Le périmètre spatial considéré est la zone pilote des sols traités (diamètre 10 m, profondeur 5 m), considéré comme étant le système. Le périmètre temporel comprend la phase de Venting et de Bioventing. La majeure partie des équipements (bungalow, soufflantes, enveloppes des filtres, ...) étant immobilisée sur une période courte par rapport à la durée de vie de ces équipements, nous considérons qu'ils sont entièrement restitués en fin de chantier, équilibrant ainsi leur introduction dans le système. Par ailleurs, ces équipements sont les mêmes pour les phases de Venting et de Bioventing, et ce serait également le cas pour un traitement à pleine échelle. Dans ce contexte, ils n'ont pas été pris en compte dans le bilan GES.

Les bilans GES présentés ici ont des objectifs et des unités fonctionnelles différentes :

- Comparaison entre Venting et Bioventing rapportée à 1 kg de polluant traité (unité fonctionnelle : 1 kg de polluant traité). Cette analyse de type unitaire est utile pour analyser les autres résultats ;
- Analyse de la phase expérimentale du pilote SOBIOVE (unité fonctionnelle : essai du site pilote) ;
- Extrapolation pour deux types de comparaison (unité fonctionnelle : 1000 kg de polluant traité) :
 - Comparaison entre les phases de Venting et de Bioventing ;
 - Comparaison entre les mécanismes de volatilisation et de biodégradation.

Bien que la volatilisation et la biodégradation aient lieu de manière concomitante durant les phases de Venting et de Bioventing, il est utile de dissocier ces deux mécanismes afin d'analyser les processus mis en jeu ainsi que les principales étapes prises en compte dans le bilan GES.

La Figure 55 représente de manière simplifiée le processus de volatilisation. Du fait du dispositif d'injection/extraction d'air, les hydrocarbures gazeux sont extraits du sol et traités sur site par un filtre charbon actif. Dans un deuxième temps, le charbon actif est régénéré (hors site), ce qui génère deux impacts :

- Un impact lié au processus lui-même (régénération du charbon actif avec consommation d'énergie) ;
- Un impact lié à la fin de vie de l'hydrocarbure après désorption, celui-ci étant transformé en CO₂ qui est ensuite libéré dans l'atmosphère.

La Figure 56 représente le processus de biodégradation. Les hydrocarbures sont transformés dans le sol majoritairement en CO₂ (conditions aérobies) et éventuellement en CH₄ (conditions méthanogènes). Dans ce schéma, les émissions diffuses de CO₂ et de CH₄ à l'interface sol/atmosphère ailleurs que celles canalisées dans le puits d'extraction sont considérées comme négligeables.

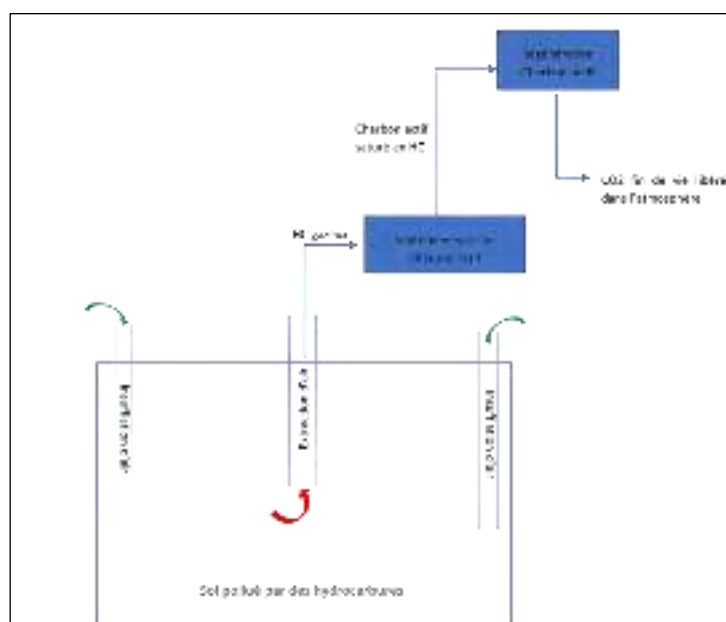


Figure 55 - Schéma de principe du processus de volatilisation dans un traitement par Bioventing (source : projet SOBIOVE)

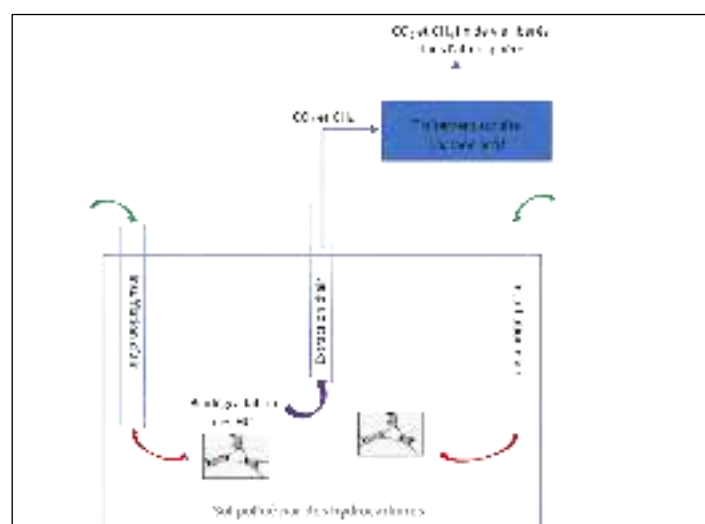


Figure 56 - Schéma de principe du processus de biodégradation dans un traitement par Bioventing (source : projet SOBIOVE)

Les principales étapes retenues pour décrire le système sont les suivantes :

- Traitement sur site
- Fabrication du charbon actif
- Transport du charbon actif
- Régénération du charbon actif (hypothèse retenue : le charbon actif est régénéré à hauteur de 90 %)
- Consommation d'électricité pour le fonctionnement du pilote.

Par ailleurs, ce modèle simplifié fait apparaître des émissions induites lors de la fin de vie des molécules d'hydrocarbures. Ces émissions de fin de vie dépendent du processus mis en jeu et il convient de les considérer dans le bilan GES :

- Soit lors de la régénération du charbon actif pour le mécanisme de volatilisation, par désorption puis par transformation en CO₂ lequel est rejeté dans l'atmosphère
- Soit par biodégradation des hydrocarbures dans le sol. Dans ce cas, les hydrocarbures se transforment en CO₂ et éventuellement aussi en CH₄.

Les quantités de polluant traitées et les durées correspondantes sont indiquées Tableau 8. Ce tableau fait également apparaître les quantités mesurées de CO₂ et de CH₄ (générées par biodégradation dans le sol) et extraites par le puits d'extraction.

Tableau 8 - Quantités de polluants extraites lors de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)

Phase	Venting	Bioventing
Quantité de polluant traitée [kg]	545	400
Dont quantité traitée par volatilisation [kg]	130	15
Dont quantité traitée par biodégradation [kg]	415	385
Quantité de CO ₂ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction [kg]	1 156	1 072
Quantité de CH ₄ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction [kg]	49	46
Durée [j]	90	150

Les principales hypothèses retenues sont décrites Tableau 9 et ci-dessous :

- La distance de transport pour la livraison du charbon actif est arbitrairement fixée à 200 km
- La consommation électrique est calculée sur la durée de chaque phase de l'essai, avec une puissance issue des courbes de fonctionnement, pour une pression/dépression moyenne de 1000 Pa
- La consommation de charbon actif est considérée pour une saturation de 10%
- Le charbon actif traite 100% des hydrocarbures, 0% du CO₂ et 0% du CH₄
- Un ratio massique CO₂/HC de 3,12 pour la dégradation des HC lors de la phase de désorption depuis le charbon actif (approche de type Demande Théorique en Oxygène)
- Un ratio massique CO₂/HC de 2,78 pour la biodégradation des HC en phase aérobie.

Tableau 9 – Hypothèses retenues pour le bilan GES de l'essai pilote (source : projet SOBIOVE)

Paramètre	Valeur	Unité	Source
Emissions pour la production de charbon actif neuf	7.0	kgCO ₂ eq / kg charbon	Fournisseur ²
Emissions pour la production de charbon actif régénéré	1.58	kgCO ₂ eq / kg charbon	Fournisseur ³
Taux de charbon actif régénéré	90	%	Fournisseur
Emissions pour le transport de charbon actif	0.14	kgCO ₂ eq / t.km	Ecoinvent
Emissions pour la consommation électrique	64	gCO ₂ eq / kWh	INIES
Distance de transport pour la livraison de charbon actif	200	km	GINGER BURGEAP
Emission de CO ₂ en fin de vie des hydrocarbures (après désorption depuis le charbon actif)	3,12	kgCO ₂ / kg	GINGER BURGEAP
PRG CH ₄ à 100 ans ⁴	27,9	-	GIEC

6.2.2. Résultats en termes de bilan GES

Le Tableau 10 présente les résultats des émissions de GES par kg de polluant traité. On constate que les émissions sont de 7.0 kgCO₂eq / kg de polluant pour le Bioventing contre 10.9 kgCO₂eq / kg de polluant pour le Venting, soit un écart de près de 60%. Cela est notamment dû au fait que le Bioventing génère une utilisation nettement moindre de charbon actif. Cependant, les émissions issues des réactions de biodégradation génèrent des impacts

² Charbon actif en grains de houille neuf, extraction de la matière première non comprise – Source ASTEE

³ Extraction de la matière première non comprise – Source ASTEE

⁴ Le Pouvoir de Réchauffement Global d'un gaz (PRG) permet de calculer la quantité équivalente de CO₂. Ce coefficient est donné pour un horizon temporel (100 ans dans notre cas).

GES significatifs, qui représentent 42% des émissions dans le cas du Venting et 84% dans le cas du Bioventing. Notons par ailleurs que les émissions de GES liées au CH₄ sont un peu supérieures à celles liées au CO₂ en dépit des quantités massiques émises de CH₄ très faibles, du fait d'un fort PRG du CH₄.

Tableau 10 – Emissions de GES calculées pour l'essai pilote - Unité fonctionnelle : 1 kg de polluant traité (source : projet SOBIOVE)

	Phase	Venting	Bioventing	Unité
Inventaires des principales quantités mises en jeu	Charbon actif	2.39	0.38	kg
	Quantité de polluant traitée par biodégradation	0.76	0.96	kg
	Quantité de polluant traitée par volatilisation	0.24	0.04	kg
	Quantité de CO ₂ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	2.12	2.68	kg
	Quantité de CH ₄ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	0.09	0.11	kg
	Quantité de CO ₂ générée après régénération du charbon actif	0.74	0.12	kg
	Electricité	3.96	0.94	kWh
Emissions de GES	Production de charbon actif	5.25	0.83	kgCO ₂ eq
	Transport du charbon actif	0.07	0.01	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré par biodégradation	2.12	2.68	kgCO ₂ eq
	CH ₄ généré par biodégradation	2.49	3.21	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré après régénération du charbon actif	0.74	0.12	kgCO ₂ eq
	Electricité	0.25	0.06	kgCO ₂ eq
	Total	10.9	6.99	kgCO₂eq

Tableau 11 - Emissions de GES calculées pour l'essai pilote - Unité fonctionnelle : toute la durée de l'essai (source : projet SOBIOVE)

	Phase	Venting	Bioventing	Total	Unité
Inventaires des principales quantités mises en jeu	Quantité totale de polluant traitée	545	400	945	kg
	Quantité de polluant traitée par biodégradation	415	385	800	kg
	Quantité de polluant traitée par volatilisation	130	15	145	kg
	Charbon actif	1 300	150	1450	kg
	Quantité de CO ₂ générée par la biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	1 156	1 072	2 228	kg
	Quantité de CH ₄ générée par la biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	49	46	95	kg
	Quantité de CO ₂ générée après régénération du charbon actif	406	47	452	kg
	Consommation d'électricité	2 160	380	2 540	kWh
	Durée	90	150	240	j
Emissions de GES	Production charbon actif	2 864	330	3 194	kgCO ₂ eq
	Transport charbon actif	36	4	40	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré par biodégradation	1 156	1 072	2 228	kgCO ₂ eq
	CH ₄ généré par biodégradation	1 357	1 282	2 640	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré après régénération du charbon actif	406	47	452	kgCO ₂ eq
	Electricité	138	24	163	kgCO ₂ eq
	Total	5 957	2760	8 717	kgCO₂eq

Le Tableau 11 présente les résultats des émissions de GES pour les 2 phases de Venting et Bioventing de l'essai pilote. Les émissions totales de GES sont de 8 717 kgCO₂eq., dont près de 70% pour la phase de Venting. Les émissions de GES liées à la biodégradation (CO₂ et CH₄) représentent le poste le plus contributeur dans le bilan global (4868 kgCO₂eq, soit 56%), à part presque égale entre la phase de Venting (52%) et la phase de Bioventing (48%). Le poste charbon actif (production, transport, régénération) représente 43% du bilan global (3686 kgCO₂eq), dont 89% pour la phase de Venting. Les émissions de GES en fin de vie après désorption sur charbon actif sont relativement négligeables (5% du bilan global), du fait du faible ratio quantité de polluant volatilisé/quantité totale de polluant traitée (15%).

Afin de comparer le Venting et le Bioventing, le Tableau 12 dresse le même type de bilan, mais ici pour atteindre la même quantité de polluant traitée (1000 kg). Les émissions de GES calculées sont une extrapolation des calculs présentés Tableau 10.

Tableau 12 - Emissions de GES calculées comparées pour le Venting et le Bioventing - Unité fonctionnelle : 1000 kg d'hydrocarbures traités (source : projet SOBIOVE)

	Phase	Venting	Bioventing	Unité
Inventaires des principales quantités mises en jeu	Quantité de polluant traitée	1 000	1 000	kg
	Quantité de polluant traitée par biodégradation	761	963	kg
	Quantité de polluant traitée par volatilisation	239	38	kg
	Quantité de charbon actif utilisée	2 385	375	kg
	Quantité de CO ₂ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	2 121	2 680	kg
	Quantité de CH ₄ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	89	115	kg
	Quantité de CO ₂ générée après régénération du charbon actif	744	117	kg
	Consommation d'électricité	3964	950	kWh
	Durée	165	375	j
Emissions de GES	Production de charbon actif	5 255	826	kgCO ₂ eq
	Transport de charbon actif	65	10	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré par biodégradation	2 121	2 680	kgCO ₂ eq
	CH ₄ généré par biodégradation	2 491	3 206	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré après régénération du charbon actif	744	117	kgCO ₂ eq
	Electricité	254	61	kgCO ₂ eq
	Total	10 930	6 900	kgCO₂eq

Un bilan GES est également proposé pour comparer les deux processus de volatilisation et de biodégradation pris séparément, en supposant que chacun des deux processus agit sans interaction avec l'autre. Bien que ce cas de figure soit relativement théorique, un tel bilan permet de préciser le potentiel d'amélioration du bilan GES en cherchant à stimuler le processus le plus sobre, en l'occurrence la biodégradation. L'unité fonctionnelle est la même que précédemment (1000 kg de polluant traité). Les hypothèses, déduites de l'essai pilote, sont les suivantes :

- Pour la volatilisation, la quantité de charbon actif utilisée durant l'essai pilote (1300 kg) est rapportée à la quantité de polluant traité par volatilisation (130 kg), ce qui donne 10 kg de charbon actif par kg de polluant. Le même raisonnement est appliqué pour la consommation d'électricité et la durée du traitement
- Pour la biodégradation, la quantité de charbon actif utilisée est nulle. La consommation d'électricité, ainsi que la quantité de CO₂ et de CH₄ émises est rapportée à la quantité de polluant traité par biodégradation.
- Les durées du traitement : elles sont calculées à partir des cinétiques de réaction déduites du bilan de masse sur les émissions gazeuses présenté § 5.2. Pour le processus de volatilisation, 130 kg de polluant ont été traités en 90 jours durant la phase de Venting, soit une cinétique de 1.44 kg/j. Pour le processus

de biodégradation, 385 kg ont été traités en 150 jours durant la phase de Bioventing, soit une cinétique de 2.56 kg/j (à noter que cette cinétique serait plus élevée si l'on avait considéré la phase de Venting).

Les résultats, présentés Tableau 13, montrent un bilan GES global de 26 487 kgCO₂eq. pour la volatilisation et de 6 178 kgCO₂ eq. pour la biodégradation, soit un ratio proche de 4 entre les deux processus. La production de charbon actif représente le poste le plus important pour le processus de volatilisation (83 %). Pour le processus de biodégradation, le poste électricité est négligeable (1%) vis-à-vis du poste GES liés à la biodégradation des hydrocarbures, dont la part prépondérante est due au CH₄ (54%).

Tableau 13 - Emissions de GES calculées pour les processus de volatilisation et de biodégradation - Unité fonctionnelle : 1000 kg d'hydrocarbures traités (source : projet SOBIOVE)

	Processus	Volatilisation	Biodégradation	Unité
Inventaires des principales quantités mises en jeu	Quantité de polluant traitée	1 000	1 000	kg
	Quantité de polluant traitée par biodégradation	0	1 000	kg
	Quantité de polluant traitée par volatilisation	1 000	0	kg
	Quantité de charbon actif utilisée	10 000	0	kg
	Quantité de CO ₂ générée par biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	0	2 784	kg
	Quantité de CH ₄ générée par la biodégradation des HC dans le sol et sortie du système par le puits d'extraction	0	119	kg
	Quantité de CO ₂ générée après régénération du charbon actif	3 120	0	kg
	Consommation d'électricité	16 617	987	kWh
	Durée du traitement	692	408	j
Emissions de GES	Production du charbon actif	22 030	0	kgCO ₂ eq
	Transport du charbon actif	274	0	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré par biodégradation	0	2 784	kgCO ₂ eq
	CH ₄ généré par biodégradation		3 331	kgCO ₂ eq
	CO ₂ généré après régénération du charbon actif	3120	0	kgCO ₂ eq
	Electricité	1 063	63	kgCO ₂ eq
	Total	26 487	6 178	kgCO₂eq

6.2.3. Valorisation des résultats et recommandations

Lors de la mise en œuvre d'un traitement à grande échelle, la différence de bilan GES entre les deux processus serait en principe plus importante : pour une même surface traitée par Venting, le Bioventing nécessite un débit d'air moindre, donc une puissance de motorisation plus faible, voire un espacement plus grand entre les puits, et donc un nombre d'ouvrages plus limité.

Ces bilans GES étant liés aux conditions spécifiques du site d'essai SOBIOVE, leur extrapolation à d'autres sites pilote ou à la pleine échelle, n'est pas recommandée. Ils montrent néanmoins qu'avec un même dispositif technique, un essai pilote peut apporter des arguments tangibles et chiffrés pour arbitrer entre volatilisation et biodégradation ou entre Venting et Bioventing, en vue d'un traitement à pleine échelle. Compte tenu des résultats présentés, il est recommandé de stimuler la biodégradation dès le début du traitement, et de lui donner de façon générale la priorité vis-à-vis de la volatilisation (diminution des débits d'extraction, ajout de nutriments qui va réduire temporairement les saturations en eau dans la zone traitée, ...). Ces résultats incitent également à une attention particulière aux émissions de CH₄ qui peuvent rapidement impacter davantage que les émissions de CO₂ en termes de bilan GES, avec comme conséquence pratique de tenter de maintenir au mieux des conditions aérobies dans la zone de traitement.

6.3. Suivi du traitement

6.3.1. Paramètres physiques et chimiques

Dans le cadre du suivi d'un traitement par Bioventing, nous recommandons la mesure de différents paramètres pour évaluer 5 points clés :

- Les conditions d'écoulement d'air dans la zone de sols traitée
- Les conditions de biodégradation
- La cinétique d'extraction des flux gazeux en COV, CO₂ et CH₄
- La qualité des rejets atmosphériques
- Les conditions à l'interface entre la zone de traitement en ZNS et la zone de battement de nappe.

Les paramètres recommandés pour une pollution de type hydrocarbures sont décrits Tableau 14 :

- Paramètres aérauliques : l'objectif est ici de vérifier que les paramètres d'extraction de l'air du sol sont cohérents avec le dimensionnement réalisé au préalable. Le suivi sur tous les ouvrages permet également de contrôler l'équilibre du système et de rééquilibrer si besoin les pertes de charges pneumatiques
- Cinétiques de biodégradation : la fréquence de mesure est à adapter selon les paramètres. Une attention particulière est à porter sur les paramètres permettant d'identifier des périodes de temps ou des zones de sols présentant des conditions anaérobies (d'où les mesures recommandées en CH₄ et éventuellement en H₂S)
- Cinétiques d'extraction des COV : le suivi puits par puits permet de détecter d'éventuelles hétérogénéités dans les cinétiques d'extraction et donc de piloter plus précisément les paramètres d'extraction. Les prélèvements de gaz sur cartouche permettent d'obtenir une donnée qualitative et quantitative nécessaire au bilan de masse
- Qualité des rejets atmosphériques : ce suivi d'ordre réglementaire a pour objectif de valider les performances d'épuration des effluents générés par le procédé
- Zone de battement de nappe : une attention particulière est à porter sur le caractère souvent transitoire de la présence de NAPL mobile (« flottant ») et de la présence potentielle d'une émulsion NAPL/eau dans les échantillons d'eau analysés.

Ce suivi peut être complété par des paramètres mesurés sur des échantillons de sols dans le cadre de campagnes intermédiaires de sondages et d'analyses en laboratoire. Dans ce cas, les paramètres mesurés en priorité sont les concentrations en TPH C5-C40, l'azote (NO₃, NO₂, N Kjeldhal), le phosphore (PO₄), ainsi que des numérations bactériennes (flore aérobie totale et flore spécifique au polluant). Ce qui permet d'identifier d'éventuels facteurs limitants à la biodégradation, en vue de corriger ces paramètres si cela s'avérerait nécessaire.

6.3.2. Essais de relaxation

Il est recommandé de réaliser des essais de relaxation durant le suivi du traitement, afin (i) de préciser les cinétiques de consommation de l'oxygène pour le processus de biodégradation, et (ii) de préciser les cinétiques de retour à un état pseudo-équilibré des concentrations gazeuses, information qui peut s'avérer particulièrement utile en cas d'objectif de fin de traitement sur les concentrations en COV dans les gaz des sols.

Cet essai consiste à stopper le fonctionnement du dispositif de ventilation et à suivre l'évolution des teneurs de différents indicateurs dans les gaz des sols jusqu'à stabilisation des concentrations dans quelques ouvrages (par exemple le puits d'extraction et quelques piezairs), avant de redémarrer le dispositif. Les indicateurs recommandés sont les suivants : COV totaux (avec un PID de terrain), O₂, CO₂, CH₄, éventuellement H₂S (avec un analyseur multigaz). La durée caractéristique d'un essai de relaxation est de l'ordre de 1 semaine. La fréquence de mesure recommandée est de 1 heure.

L'acquisition des cinétiques de relaxation permet de les implémenter dans le modèle de fonctionnement de la zone de sols à traiter et de les intégrer dans le calendrier prévisionnel du traitement. Ce modèle de relaxation est ensuite enrichi lors des différents essais réalisés durant le traitement.

Tableau 14 – Paramètres de suivi d'un traitement à pleine échelle

Paramètre aérauliques			
Paramètres	Fréquence	Points de mesure	Moyens
Pression différentielle	1 mois	Puits d'extraction et puits d'injection	Manomètre différentiel de précision
	1 mois	Extracteur	Manomètre -1 bar - 0 bar
Vitesse d'air	1 mois	Lignes d'extraction	Anémomètre
Débit d'air (avec suivi en continu du ON/OFF de l'extraction)	1 heure	Collecteur	Débitmètre optique
Cinétiques de biodégradation			
Paramètres	Fréquence	Points de mesure	Moyens
Pluviométrie	1 jour	Station météo	Station météo sur site
Pression atmosphérique	1 jour	Station météo	Station météo sur site
Température et Humidité de l'air	1 jour	Puits d'extraction	Thermo-hygromètre
	1 jour	Air ambiant	Thermo-hygromètre
Humidité des sols	1 mois	Sols	Sondes TDR
O ₂ , CO ₂ , CH ₄ , (H ₂ S)	1 h	Puits d'extraction	Analyseur mobile multigaz
O ₂ , CO ₂ , CH ₄ , (H ₂ S)	1 mois	Piezairs	Analyseur mobile multigaz
Cinétique d'extraction des COV			
Paramètres	Fréquence	Points de mesure	Moyens
COV Totaux	1 h	Puits d'extraction	PID portatif
Polluants : a minima TPH C5-C16, si besoin des composés ciblés (BTEX, Naphtalène ...)	1 mois	Eau condensée avant filtration CA	Prélèvement et analyse en laboratoire externe COFRAC
Polluants : a minima TPH C5-C16, si besoin des composés ciblés (BTEX, Naphtalène ...)	1 mois	Collecteur de gaz avant filtration CA	Prélèvement sur cartouche et analyse en laboratoire externe COFRAC
Qualité des rejets atmosphériques			
Paramètres	Fréquence	Points de mesure	Moyens
Polluants : a minima TPH C5-C16, si besoin des composés ciblés (BTEX, Naphtalène ...)	1 mois, voire plus fréquent en fonction du voisinage	Rejet eau	Prélèvement et analyse en laboratoire externe COFRAC
Polluants : a minima TPH C5-C16, si besoin des composés ciblés (BTEX, Naphtalène ...)	1 mois, voire plus fréquent en fonction du voisinage	Rejet air	Prélèvement sur cartouche et analyse en laboratoire externe COFRAC
Zone de battement de nappe			
Paramètres	Fréquence	Points de mesure	Moyens
Niveau de nappe	1 jour (1 si marnage)	Piézomètre proche des puits d'extraction	Capteur enregistreur
Epaisseur éventuelle de NAPL mobile	1 jour à 1 mois	Piézomètre proche des puits d'extraction	Capteur enregistreur ou mesure sonde à interface
Concentrations en composés dissous : a minima TPH C5-C40, COD, NO ₃ , NO ₂ , N Kjeldhal, PO ₄	1 mois	Piézomètre proche des puits d'extraction	Prélèvement et analyse en laboratoire externe COFRAC
Paramètres dans l'eau : O ₂ , Redox, Température, pH, Conductivité	1 mois	Piézomètre proche des puits d'extraction	Malette multi-paramètres de terrain

6.3.3. Autres outils de pilotage du suivi

Selon les sites, il pourra être utile de mobiliser des moyens complémentaires de pilotage du suivi du traitement à pleine échelle. On peut citer en particulier :

- Un modèle numérique d'écoulement/transport, qui sera calibré au préalable sur les données de l'essai pilote de terrain. Ce modèle pourra être utilisé (i) d'une part pour comprendre/quantifier les mécanismes en jeu au cours du traitement par une mise à jour régulière de la calibration du modèle sur les données mesurées, (ii) et d'autre part pour simuler le devenir de la pollution (durée d'atteinte des objectifs de fin de traitement, ...) avec ou sous modifications des conditions aux limites (baisse du niveau de la nappe, ...) ou des conditions imposées au modèle (modification du débit d'extraction ou de la température de l'air, ...)
- La télésurveillance d'une partie des paramètres, éventuellement couplée à des seuils d'alerte et/ou des algorithmes de traitement des données.

6.4. Réception des travaux

Dans le cas d'un traitement à pleine échelle, il s'agit d'atteindre le(s) critère(s) de fin de traitement généralement fixé(s) par l'Administration, qui peut(vent) être variable(s) selon le contexte du site :

- une concentration inférieure à une concentration seuil sur un indicateur global, qui peut être un polluant unique (par exemple le benzène) ou un groupe de polluants (par exemple les BTEX), dans la matrice sols, ou éventuellement dans une matrice d'impact (eau ou gaz). Notons que le Guide BRGM de bonnes pratiques pour l'arrêt des traitements in situ (Colombano et al., 2022) recommande d'éviter un critère de type concentration seuil dans les sols, car les concentrations seuil sont souvent déconnectées de la faisabilité technique (prise en compte insuffisante de certains paramètres déterminants comme les hétérogénéités spatiales multi-échelles des propriétés du sol ou de la pollution, ...)
- un ratio associé à un bilan de masse sur les concentrations dans les sols. Pour un tel bilan, il est nécessaire de réaliser une campagne de sondages et d'analyses en laboratoire à l'état initial et pour un ou plusieurs états intermédiaires et finaux, afin d'évaluer le ratio masse de polluant final/masse de polluant initial. La méthode et les recommandations associées sont décrites § 5.1
- un ratio associé à un bilan de masse sur le flux gazeux extrait du sol. La méthode et les recommandations associées sont décrites § 5.2. Pour évaluer le ratio de masse de polluant extrait du système, il est nécessaire d'évaluer par ailleurs la masse de polluant dans la zone traitée à l'état initial (généralement à l'aide d'une campagne de sondages dans les sols et des analyses en laboratoire)
- l'atteinte d'une asymptote sur les concentrations en indicateurs gazeux à l'extraction. La méthode est basée sur le suivi présenté Tableau 14. La diminution asymptotique des concentrations extraites peut refléter la présence d'une zone localisée de pollution concentrée peu accessible au traitement (zone de faible perméabilité à l'air, matière organique dite vitreuse, ...).

Si plusieurs critères d'arrêt sont demandés, au vu du Guide BRGM de bonnes pratiques pour l'arrêt des traitements in situ (Colombano et al., 2022) et des travaux menés dans le cadre du projet SOBIOVE, nous recommandons de réaliser en priorité un bilan de masse sur les flux gazeux à l'extraction : nous considérons que cette méthode est relative robuste (les incertitudes sur les résultats sont relativement faibles) et c'est par ailleurs la seule méthode capable de distinguer les masses volatilisées et biodégradées, et de suivre l'évolution dans le temps des cinétiques des deux processus.

Mentionnons qu'à ces critères est assujettie une exigence de stabilisation dans les temps des valeurs mesurées. Ce critère peut cependant poser problème. Dans le cas d'un bilan de masse sur des concentrations dans les sols, la forte hétérogénéité spatiale de la pollution peut induire des biais, avec des augmentations locales de concentrations en dépit d'une diminution de la concentration moyenne en polluants. Dans le cas d'une concentration seuil sur les gaz des sols, il est souvent observé des effets rebonds (ie une augmentation des concentrations) lors de l'arrêt de l'extraction d'air.

Il conviendra dans tous les cas de fournir des résultats en présentant de façon détaillée les hypothèses et les données utilisées ainsi qu'une discussion sur les incertitudes.

6.5. Surveillance post-traitement

Il est parfois nécessaire de suivre l'impact de la pollution résiduelle une fois le traitement arrêté, notamment lorsque le site est en exploitation. Les modalités de mise en œuvre de ce suivi (avec selon les cas une remise en fonctionnement conditionnelle du traitement) ainsi que son contenu sont en principe décrits dans le Plan de gestion. Ce contenu pourra cependant être adapté en fonction des résultats du traitement.

Les paramètres de suivi sont fonction des critères d'arrêt du traitement et d'éventuels autres indicateurs (présence de riverains au voisinage du site, risques potentiels pour les travailleurs sur le site, ...). Ils concernent généralement en priorité les milieux gaz des sols et air intérieur de bâtiments vis-à-vis du milieu eau souterraine. Ce suivi peut s'inscrire dans un bilan quadriennal.

Milieu gaz des sols

Concernant ce milieu, une surveillance s'impose si un objectif de traitement a été défini sur les concentrations dans les gaz des sols. Si aucun objectif n'a été fixé dans les gaz des sols, le programme de surveillance est généralement optionnel. Le cas échéant, le cahier des charges type de la surveillance est le suivant :

- Prélèvement de gaz des sols dans un réseau de piézairs
- Analyses en laboratoire des composés pour lesquels des objectifs de traitement ont été fixés. Pour les hydrocarbures, il est recommandé les TPH C5-C12
- Le réseau de surveillance doit être fondé sur celui des piézairs utilisés pour la surveillance pendant le traitement, dont peuvent être soustraits les ouvrages pour lesquels les seuils ont été atteints sans qu'un effet rebond dépassant les seuils ait été mesuré
- La durée de surveillance est a minima de deux années à l'issue de la réception du traitement, incluant deux campagnes annuelles (hiver/été). Elle sera prolongée si les valeurs mesurées sont proches des objectifs de traitement ou les dépassent
- En cas de dépassement des seuils d'arrêt du traitement, une action corrective devra être envisagée (par exemple un traitement biologique complémentaire ou une mesure constructive). Cette action corrective doit être définie dans le Plan de gestion.

Milieu air intérieur

Concernant ce milieu, une surveillance est nécessaire si un objectif de traitement est défini sur les concentrations dans l'air intérieur pour vérifier la compatibilité sanitaire du projet à l'issue de la réception du traitement et des potentielles actions sur le bâtiment. Dans ce cas, le cahier des charges type est le suivant :

- Prélèvements dans l'air intérieur dans les différents locaux sur lesquels ont porté l'analyse des risques sanitaires
- Analyses en laboratoire des composés pour lesquels des seuils ont été fixés
- Durée de surveillance quadriennale, incluant a minima deux campagnes annuelles (hiver/été) et l'évaluation du fonctionnement de la ventilation
- En cas de dépassement des seuils de compatibilité sanitaire, des actions correctives devront être envisagées portant soit sur des traitements complémentaires soit des dispositions constructives (étanchéification des singularités, ventilation, système de dépressurisation des sols, etc.).

Milieu eau souterraine

Concernant ce milieu, même si le Bioventing n'a formellement pas d'action directe sur la nappe, le traitement peut impacter les processus en jeu dans la zone de battement de nappe, et in fine les concentrations en polluants dissous dans les eaux souterraines.

Dans ce contexte, en fonction de la sensibilité de ce milieu, il peut être utile de mettre en place une surveillance dans les eaux souterraines. Dans ce cas, le cahier des charges type de la surveillance est le suivant :

- Prélèvement d'eau souterraine dans quelques piézomètres localisés au droit et en aval de la zone traitée
- Analyses en laboratoire, a minima TPH C5-C40 en cas de pollution par des hydrocarbures

- La durée de surveillance habituellement recommandée est de 4 ans (bilan quadriennal), incluant deux campagnes annuelles hiver/été, avec arrêt au bout de 2 ans s'il peut être justifié. La surveillance sera prolongée si les valeurs mesurées sont proches des critères fixés ou les dépassent.

Qu'il soit régi par un Plan de gestion ou pas, si la surveillance après traitement doit être modifiée par les mesures de terrain, il est recommandé de s'appuyer également sur les données de l'essai pilote. Le budget temps alloué au traitement des données de l'essai pilote compense généralement la dimension spatiale limitée de la zone concernée par l'essai pilote. Il en résulte que le descriptif détaillé de la surveillance post-travaux est à envisager avant la fin du traitement pleine échelle, et qu'il sera finalisé à l'issue des résultats des différentes phases d'arrêt du traitement (essais de relaxation pendant le traitement et essai final de relaxation).

De façon générale, le contenu de la surveillance post-traitement est à adapter en fonction de l'usage du site, notamment en cas de site en exploitation. Les changements d'usage, induisant souvent des changements de conformation des ouvrages et des bâtis du site, devront également faire l'objet d'une attention particulière.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbasnezhad, H., Gray, M., Foght, J.M., 2011. Influence of adhesion on aerobic biodegradation and bioremediation of liquid hydrocarbons. *Appl Microbiol Biotechnol* 92, 653–675. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3589-4>
- Abriola, L.M., Bradford, S.A., Lang, J., Gaither, C.L., 2004. Volatilization of Binary Nonaqueous Phase Liquid Mixtures in Unsaturated Porous Media. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 645-655. <https://doi.org/10.2113/3.2.645>
- ADEME, UPDS, 2016. Élaboration des Bilans Coûts-Avantages adaptés aux contextes de gestion des sites et sols pollués – Guide méthodologique. 251 p.
- Aelion, C.M., Kirtland, B.C., Stone, P.A., 1997. Radiocarbon Assessment of Aerobic Petroleum Bioremediation in the Vadose Zone and Groundwater at an AS/SVE Site. *Environ. Sci. Technol.* 31, 3363–3370. <https://doi.org/10.1021/es960857p>
- Ahmed, T., 2019. Chapter 5 - Relative Permeability Concepts, in: Ahmed, T. (Ed.), *Reservoir Engineering Handbook* (Fifth Edition). Gulf Professional Publishing, pp. 283–329. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813649-2.00005-0>
- Ali Khan, A.H., Tanveer, S., Alia, S., Anees, M., Sultan, A., Iqbal, M., Yousaf, S., 2017. Role of nutrients in bacterial biosurfactant production and effect of biosurfactant production on petroleum hydrocarbon biodegradation. *Ecological Engineering* 104, 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.023>
- Anderson, E.C., Libby, W.F., Weinhouse, S., Reid, A.F., Kirshenbaum, A.D., Grosse, A.V., 1947. Radiocarbon From Cosmic Radiation. *Science* 105, 576–577. <https://doi.org/10.1126/science.105.2735.576>
- Aubert, N, Lethielleux, L., 2016. Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines. BRGM & INERIS.
- Baker, R., Ghaemghami, J., Simkins, S., Mallory, L., 1994. A vadose column treatability test for bioventing applications. *Hydrocarbon bioremediation* 32–39.
- Bear, J., 1972. *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Courier Corporation.
- Bezerra S.M., Zytner R.G., 2003. Bioventing of Gasoline-Contaminated Soil : some Aspects for Optimization. *Proceedings of the 10th Annual International Petroleum Environmental*.
- Billard, A., Vincq, C., Begassat, P., Droissart-Long, A., Dubrac, N., Leprond, H., 2019. Guide méthodologique relatif au Plan de Conception des Travaux (PCT). Direction générale de la prévention des risques.
- Boyd, T.J., Pound, M.J., Lohr, D., Coffin, R.B., 2013. Radiocarbon-depleted CO₂ evidence for fuel biodegradation at the Naval Air Station North Island (USA) fuel farm site. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 15, 912–918. <https://doi.org/10.1039/C3EM00008G>
- Brusseau, M.L., Nelson, N.T., Zhang, Z., Blue, J.E., Rohrer, J., Allen, T., 2007. Source-zone characterization of a chlorinated-solvent contaminated Superfund site in Tucson, AZ. *J. of Contaminated Hydrology*, 90, 21-40. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.09.004>
- Brusseau, M.L., Rohay, V., Truex M.J., 2010. Analysis of Soil Vapor Extraction Data to Evaluate Mass-Transfer Constraints and Estimate Source-Zone Mass Flux. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 30, 57-64. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2010.01286.x>
- Bruxelles Environnement, 2015. Guides de Bonnes Pratiques Bioventing.
- Cavelan A., Golfier F., Colombano S., Davarzani H., Deparis J., Faure P., 2022. A critical review of the influence of groundwater level fluctuations and temperature on LNAPL contaminations in the context of climate change. *Science of The Total Env.*, Vol 806, Part 1. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150412>
- Chikere, C.B., Okpokwasili, G.C., Chikere, B.O., 2011. Monitoring of microbial hydrocarbon remediation in the soil. *3 Biotech* 1, 117–138. <https://doi.org/10.1007/s13205-011-0014-8>
- Colombano, S., Hubé, D., Léprond, H., 2022. Guide de bonnes pratiques pour l'arrêt des traitements en place (in situ) (No. RP-71923-FR). BRGM.
- Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Barenger, S., Hubé, D., Blanc, C., Zornig, D., Girardeau, I., 2010. Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices (Rapport final). BRGM.
- Côme, J-M., 1995. Expérimentation et modélisation des procédés in situ de dépollution par biodégradation aérobie des aquifères contaminés par des hydrocarbures. Prise en compte d'une phase résiduelle en huile. Th. Doctorat, Ecole des Mines de Paris, 311 p.

- Côme, J.-M., Ropars, M., Kaskassian, S., Razakarisoa, O., Quintard, M., Schäfer, G., Haeseler, F., 2006a. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques (MACAOH) (Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés)). ADEME.
- Côme, J.-M., Quintard, M., Schäfer, G., Mosé, R., Delaplace, P., Haeseler, F., 2006b. Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères (MACAOH) (Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés)). ADEME.
- DGPR, 2017. Méthodologie nationale des sites et sols pollués. Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer.
- DiGiulio, D.C., 1992. Evaluation of soil venting application. *Journal of Hazardous Materials, Proceeding of the Gulf Coast Hazardous Substance Research Center Fourth Annual Symposium: Ground Water \3- The Problem and Some Solutions* Lamar University, Bealmon, TX, U.S.A. 32, 279–291. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(92\)85098-L](https://doi.org/10.1016/0304-3894(92)85098-L)
- Doble, M., Kruthiventi, A.K., Gaikar, V.G., 2004. *Biotransformations and Bioprocesses*. CRC Press.
- Dupont, R.R., Doucette, W.J., Hinchee, R.E., 1991. *Assessment of in situ bioremediation potential and the application of bioventing at a fuel-contaminated site*. Butterworth Publishers, United States.
- Evans, G.M., Furlong, J.C., 2003. *Environmental Biotechnology: Theory and Application*. John Wiley & Sons.
- Fry, V.A., Istok, J.D., 1994. Effects of rate-limited desorption on the feasibility of in situ bioremediation. *Water Resources Research* 30, 2413–2422. <https://doi.org/10.1029/94WR01272>
- Gavrilescu, M., 2010. Environmental biotechnology: achievements, opportunities and challenges. *Dynamic biochemistry, process biotechnology and molecular biology* 4, 1–36.
- Gavrilescu, M., Macoveanu, M., 2000. Attached-growth process engineering in wastewater treatment. *Bioprocess Engineering* 23, 95–106. <https://doi.org/10.1007/s004490050030>
- Haeseler, F., Behar, F., Garnier, D., Chenet, P.-Y., 2010. First stoichiometric model of oil biodegradation in natural petroleum systems. *Organic Geochemistry* 41, 1156–1170. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.05.019>
- Hamaker, J.W., 1972. *Diffusion and volatilization. Organic Chemicals in the Soil Environment*.
- Horst, J., Welty, N., Stuetzle, R., Wenzel, R., St. Germain, R., 2018. Fluorescent Dyes: A New Weapon for Conquering DNAPL Characterization. *Groundwater Monitoring & Remediation* 38, 19–25. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12261>
- Hou, N., Zhang, N., Jia, T., Sun, Y., Dai, Y., Wang, Q., Li, D., Luo, Z., Li, C., 2018. Biodegradation of phenanthrene by biodemulsifier-producing strain *Achromobacter* sp. LH-1 and the study on its metabolisms and fermentation kinetics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 163, 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.064>
- Kacem, M., Esrael, D., Benadda, B., 2017. Flowrate and water presence effect on venting/SVE process efficiency. *Int J Energy Environ Eng* 8, 209–217. <https://doi.org/10.1007/s40095-017-0238-4>
- Kaczorek, E., Pacholak, A., Zdarta, A., Smulek, W., 2018. The Impact of Biosurfactants on Microbial Cell Properties Leading to Hydrocarbon Bioavailability Increase. *Colloids and Interfaces* 2, 35. <https://doi.org/10.3390/colloids2030035>
- Leeson, A., Hinchee, R.E., 1995. *Bioventing Principles and Practice*. US Environmental Protection Agency.
- Lenhard, R.J., Oostrom M., Dane J.H., 2004. A constitutive model for Air-NAPL-water flow in the vadose zone accounting for immobile, non-occluded (residual) NAPL in strongly water-wet porous media. *J. of Contaminant Hydrology*, 71, 261-282. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2003.10.014>
- Lion, F., Colombano, S., Aubert, N., Boissard, G., 2015. Définir une stratégie de dépollution : Approche basée sur la masse de polluant et la capacité de relargage d'une pollution (Rapport final). BRGM.
- Malina, G., Grotenhuis, J.T.C., Rulkens, W.H., 2002. Vapor Extraction/Bioventing Sequential Treatment of Soil Contaminated with Volatile and SemiVolatile Hydrocarbon Mixtures. *Bioremediation Journal* 6, 159–176. <https://doi.org/10.1080/10588330208951211>
- Marot, F., Favéreaux, S., Drzewiecki, P., Lion, F., Coftier, A., Gay, G., Vincq, C., Perronet, K., 2023. *Guide Diagnostique des Sites et Sols Pollués*. Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires.
- Metcalf, L., Eddy, H.P., Tchobanoglous, G., 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. McGraw-Hill New York.
- Mihopoulos, P.G., Sayles, G.D., Suidan, M.T., Shah, J., Bishop, D.F., 2000. Vapor phase treatment of PCE in a soil column by lab-scale anaerobic bioventing. *Water Research* 34, 3231–3237. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00023-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00023-3)

Miller, R.N., Downey, D.C., Carmen, V.A., Hinchee, R.E., Leeson, A., 1993. A summary of bioventing performance at multiple Air Force sites. National Groundwater Association, United States.

Mnif, S., Chamkha, M., Labat, M., Sayadi, S., 2011. Simultaneous hydrocarbon biodegradation and biosurfactant production by oilfield-selected bacteria. *Journal of Applied Microbiology* 111, 525–536. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2011.05071.x>

Monier, J-M., Cécillon S., 2015. Les outils de la biologie moléculaire et leur utilisation dans le domaine de la gestion des sites pollués. Etude ADEME, 39 p.

NF X31-620-2, 2021. Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués - Partie 2 : exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle.

Nguyen, V.T., Zhao, L., Zytner, R.G., 2013. Three-dimensional numerical model for soil vapor extraction. *Journal of Contaminant Hydrology* 147, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2013.02.008>

Norme ISO/DIS 24212, 2023. Techniques de dépollution appliquées aux sites pollués.

Norme NF EN ISO 22155, 2016. Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques et halogénés volatils et de certains éthers par chromatographie en phase gazeuse - Méthode par espace de tête statique.

Norme NF X31-620-2, 2021. Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués - Partie 2 : exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle

Norme NF X31-620-4, 2021. Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués - Partie 4 : exigences dans le domaine des prestations d'exécution des travaux de réhabilitation.

Omarova, M., Swientoniewski, L.T., Mkam Tsengam, I.K., Blake, D.A., John, V., McCormick, A., Bothun, G.D., Raghavan, S.R., Bose, A., 2019. Biofilm Formation by Hydrocarbon-Degrading Marine Bacteria and Its Effects on Oil Dispersion. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 7, 14490–14499. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b01923>

Projet de Norme NF ISO 18400-301, 2022. Qualité du sol - Échantillonnage - Partie 301 : échantillonnage et mesures semi-quantitatives sur site des composés volatils dans le cadre d'investigations sur le terrain.

Quiot, F., Guerin, V., Boissard, G., 2022. Guides sur la surveillance des eaux souterraines. DGPR.

Rathfelder, K.M., Lang, J.R., Abriola L.M., 2000. A numerical model (MISER) for the simulation of coupled physical, chemical and biological processes in soil vapor extraction and bioventing systems. *J. of Contaminant Hydrology*, 43, 239-270. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00086-3](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00086-3)

Reisinger, H.J., Massengill, D.G., 1994. Application of bioventing at a fuel oil impacted site.

Roggemans, S., Bruce, C.L., Johnson, P.C., Johnson, R.L., 2001. Vadose zone natural attenuation of hydrocarbon vapors: An empirical assessment of soil gas vertical profile data, in: *API Soil and Groundwater Research Bulletin*. pp. 1–12.

Ron, E.Z., Rosenberg, E., 2001. Natural roles of biosurfactants. *Environmental Microbiology* 3, 229–236. <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.2001.00190.x>

Rosenberg, M., Gutnick, D., Rosenberg, E., 1980. Adherence of bacteria to hydrocarbons: A simple method for measuring cell-surface hydrophobicity. *FEMS Microbiology Letters* 9, 29–33. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.1980.tb05599.x>

Sayles, G.D., Hinchee, R.E., Brenner, R.C., Vogel, C.M., Miller, R.N., 1992. In-situ bioventing: Two US EPA and Air Force sponsored field studies (No. PB-93-194231/XAB). Battelle Columbus Labs., OH (United States).

Scow, K.M., 1993. Effect of Sorption-Desorption and Diffusion Processes on the Kinetics of Biodegradation of Organic Chemicals in Soil, in: *Sorption and Degradation of Pesticides and Organic Chemicals in Soil*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 73–114. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub32.c6>

Speitel, G.E., Alley, E.R., 1991. Bioremediation of unsaturated soils contaminated with chlorinated solvents. *J. of Hazardous Materials*, 28, 81-90. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(91\)87008-P](https://doi.org/10.1016/0304-3894(91)87008-P)

Switzer, C., Kosson, D.S., 2007. Soil vapor extraction performance in layered vadose zone materials. *Vadose Zone Journal*, 6 (2), 397-405 <https://doi.org/10.2136/vzj2005.0131>

Trably, E., 2020. Etude et optimisation de la biodégradation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) et de Polychlorobiphényles (PCBs) au cours de la digestion anaérobie et aérobie de boues urbaines contaminées.

Traverse, S., Schäfer, G., Chastanet, J., Hulot, C., Perronet, K., Cotel, S., Marcoux, M., Côme, J.-M., Correa, J., Gay, G., Quintard, M., Pépin, L., 2013. Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur (FLUXOBAT) (Guide Méthodologique).

USACE, 2002. Soil Vapor Extraction and Bioventing. Defense Technical Information Center.

- US-EPA, 2017. How To Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites. US Environmental Protection Agency.
- VanBriesen, J.M., 2002. Evaluation of methods to predict bacterial yield using thermodynamics. *Biodegradation* 13, 171–190. <https://doi.org/10.1023/A:1020887214879>
- Vernus, E., Gonzalez, L., Tagutchou, J.-P., Abdelghafour, M., Côme, J.-M., Chastanet, J., Villemagne, J., Esrael, D., Richard, J.-Y., Charrier, M., Curvers, C., Herssens, S., Sibourg, O., Estranges, S., Monier, J.-M., 2019. Projet ESTRAPOL - Essais de faisabilité de traitement de sols pollués (Rapport ADEME Expertises). ADEME.
- Wagner, M., Loy, A., Nogueira, R., Purkhold, U., Lee, N., Daims, H., 2002. Microbial community composition and function in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek* 81, 665–680. <https://doi.org/10.1023/A:1020586312170>
- Wang, X., Wang, Q., Li, S., Li, W., 2015. Degradation pathway and kinetic analysis for p-xylene removal by a novel *Pandoraea* sp. strain WL1 and its application in a biotrickling filter. *Journal of Hazardous Materials* 288, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.019>
- Wildenschild D., Sheppard A.P., 2013. X-ray imaging and analysis techniques for quantifying pore-scale structure and processes in subsurface porous medium systems. *Advances in Water Resources*, 51, 217-246
- WTW, 1997. System OxiTop Control, Mode d'emploi, 97 p.
- Xiao, M., Zytner, R.G., 2019. The effect of age on petroleum hydrocarbon contaminants in soil for bioventing remediation. *Bioremediation Journal* 23, 311–325. <https://doi.org/10.1080/10889868.2019.1671306>
- Xu, X., Liu, W., Tian, S., Wang, W., Qi, Q., Jiang, P., Gao, X., Li, F., Li, H., Yu, H., 2018. Petroleum Hydrocarbon-Degrading Bacteria for the Remediation of Oil Pollution Under Aerobic Conditions: A Perspective Analysis. *Frontiers in Microbiology* 9.
- Yesanker, P.J., Pal, M., Patil, A., Qureshi A., 2023. Microbial exopolymeric substances and biosurfactants as "bioavailability enhancers" for polycyclic aromatic hydrocarbons biodegradation. *International J. of Environ. Science and Technology*, 20, 5823-5844.
- Yoon, H., Valocchi, A.J., Werth, C.J., 2003. Modeling the Influence of Water Content on Soil Vapor Extraction. *Vadose Zone Journal* 2, 368–381. <https://doi.org/10.2113/2.3.368>
- Zhang, Y., Miller, R.M., 1995. Effect of Rhamnolipid (Biosurfactant) Structure on Solubilization and Biodegradation of n-Alkanes. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 2247–2251. <https://doi.org/10.1128/aem.61.6.2247-2251.1995>

Projet SOBIOVE

Sécurisation des Opérations de Bioventing par
Evaluation des cinétiques d'échanges et de
biodégradation

Guide technique

Recommandations issues des résultats du
projet SOBIOVE

Le Bioventing est une technique de traitement in situ des polluants organiques volatils localisés dans la zone non saturée, s'appuyant sur une extraction sous vide, et visant à stimuler les mécanismes de volatilisation et de biodégradation aérobie. En dépit du fait que le Bioventing est l'une des techniques les plus anciennes et les plus couramment utilisées pour la dépollution des sols, il persiste des lacunes de connaissances qui ont des impacts sur l'efficacité du traitement, et par conséquent sur sa durée et son coût. Le verrou technique majeur concerne l'estimation de la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans les taux d'abattement de la pollution, alors que les bilans de masse sur ces deux mécanismes sont rarement effectués. C'est pour apporter des éléments de réponse à ce verrou qu'un consortium comprenant une société d'ingénierie (GINGER-BURGEAP et GINGER-CEBTP), une entreprise de travaux (VALGO) et deux laboratoires de recherche (IMFT, ITES) ont conduit entre 2018 et 2023 le projet SOBIOVE dans le cadre de l'APR ADEME/GESIPOL. L'objectif principal du projet est d'estimer la part de la volatilisation vis-à-vis de la biodégradation dans le taux d'abattement de la pollution à l'échelle d'un site pilote réalisé et suivi dans des conditions de site réel durant plusieurs mois. C'est dans ce contexte que ce guide technique est proposé.