



HAL
open science

Etude de l'effet des conditions d'application de l'extraction sous pression réduite dans la zone non saturée du sol

Khaoula Esslimani

► **To cite this version:**

Khaoula Esslimani. Etude de l'effet des conditions d'application de l'extraction sous pression réduite dans la zone non saturée du sol. Autre. Ecole Centrale de Lyon, 2024. Français. NNT : 2024ECDL0021 . tel-04696083

HAL Id: tel-04696083

<https://theses.hal.science/tel-04696083>

Submitted on 12 Sep 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE DE DOCTORAT

de l'Ecole Centrale de Lyon,
membre de l'Université de Lyon

Ecole Doctorale N°488
(Sciences, Ingénierie, Santé)

Spécialité de doctorat : Sciences et génie de l'environnement

Soutenue publiquement à Béni-Mellal le 13 Juin 2024 par :

Khaoula ESSLIMANI

**Etude de l'effet des conditions d'application de
l'extraction sous pression réduite dans la zone non
saturée du sol**

Devant un jury composé de :

ATTEIA Olivier	Professeur, Université de Bordeaux	Président et Rapporteur
ZAITAN Hicham	Professeure, Faculté des sciences et techniques Fès	Rapporteur
NAWDALI Mostafa	Professeur, Faculté Polydisciplinaire de Taza	Rapporteur
GAUTIER Mathieu	Maitre de conférences HDR, INSA Lyon	Examineur
KACEM Mariem	Maitre de conférences HDR, Ecole Centrale Lyon-ENISE	Directrice de thèse
BENADDA Belkacem	Professeur, INSA Lyon	Co-directeur de thèse
HANINA HAFIDA	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane	Co-directrice de thèse
BOUDOUCHE Otmane	Professeur, Ecole Supérieure d'Education et de Formation - ESEF El Jadida	Co-encadrant de thèse

Résumé

L'extraction sous pression réduite (SVE) se distingue en tant que solution largement employée pour assainir in situ les sols contaminés par des composés organiques volatils (COVs). En appliquant un vide à la matrice du sol, un flux d'air est produit à travers celle-ci, conduisant les contaminants volatils vers des puits d'extraction qui évacuent les polluants du sol. Des études expérimentales en laboratoire et sur site ont été réalisées afin de fournir une analyse complète de la SVE en suivant les polluants dans les gaz sortants. Une amélioration de cette technique avec la méthode thermique a été étudiée (T-SVE). Le transport et transfert de masse durant les expériences de laboratoire ont été simulés numériquement. Deux modèles de sol ont été choisis et caractérisés : 100 % de sable (sol 1) et du sable mélangé à 5 % de kaolin (sol 2). Des dispositifs expérimentaux sont utilisés pour analyser différents paramètres caractérisant le système d'extraction. Des essais hydrodynamiques ont été réalisés en utilisant trois teneurs massiques en eau différentes dans chaque sol. Des expériences sur des sols contaminés par deux contaminants testés (décane et toluène), en situation mono et double pollution, ont été réalisées avec des échantillons dans des conditions sèches et humides et à des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹. Les expériences ont été réalisées dans les conditions de température ambiante et de température égale à 60°C. Des tests d'extractions sur un site réel contaminé par des hydrocarbures ont aussi été réalisés.

Il a été démontré que la quantité d'eau mobile est largement influencée par la composition du sol. Les résultats obtenus ont montré que la présence d'argile dans le sable permet une plus grande rétention des contaminants (phénomène d'adsorption) par rapport à un sol composé uniquement de sable. Des temps d'élimination plus faibles ont été observés pour le contaminant ayant la pression de vapeur plus grande (toluène). Des diminutions légères et non significatives du rendement, d'environ 1%, en passant d'un débit de 16 L.min⁻¹ à un débit de 10 L.min⁻¹ ont été obtenues. Il a été démontré que l'augmentation de la teneur en eau du sol rend le processus de dépollution moins efficace. Les taux d'extraction des contaminants en double pollution sont nettement inférieurs à leurs taux d'extraction en mono-pollution. Le processus T-SVE, comparé à la SVE conventionnelle, est plus efficace en termes de temps de dépollution, ainsi qu'en termes de rendement d'extraction. L'allure des courbes de l'évolution de concentrations des polluants et de dépressions obtenues en essais terrain où les conditions sont plus complexes et variables présente des tendances similaires à celle observée en laboratoire. Une première approche numérique concernant la simulation du transport / transfert de masse en se basant sur les résultats d'expériences sur colonne 1D a été effectuée. Le modèle proposé est capable de simuler les courbes d'extraction avec une bonne concordance par rapport aux résultats expérimentaux.

Mots-clés : Extraction sous pression réduite, COVs, transport/transfert de masse, assainissement du sol, simulation numérique.

Abstract

Soil Vapour Extraction stands out as a widely used solution for the in situ remediation of soils contaminated with volatile organic compounds (VOCs). By applying a vacuum to the soil matrix, a flow of air is produced through it, carrying the volatile contaminants to extraction wells that remove the pollutants from the soil. Experimental studies in the laboratory and on site have been carried out to provide a complete analysis of SVE by tracking pollutants in the outgoing gases. An improvement to this technique using the thermal method was studied (T-SVE). Transport and mass transfer during the laboratory experiments were numerically simulated.

Two soil models were chosen and characterised: 100% sand (soil 1) and sand mixed with 5% kaolin (soil 2). Experimental set-ups were used to analyse various parameters characterising the extraction system. Hydrodynamic tests were carried out using three different water mass contents in each soil. Experiments on soils contaminated by the two contaminants tested (decane and toluene), in single and double pollution situations, were carried out with samples in dry and wet conditions and at extraction rates of 10 and 16 L.min⁻¹. The experiments were carried out at room temperature and at 60°C. Extraction tests were carried out on a real site contaminated by hydrocarbons.

It has been shown that the quantity of mobile water is largely influenced by the composition of the soil. The results obtained showed that the presence of clay in the sand resulted in greater retention of contaminants (adsorption phenomenon) compared with a soil composed solely of sand. Lower elimination times were observed for the contaminant with the highest vapour pressure (toluene). Slight and non-significant decreases in yield, of around 1%, were obtained when going from a flow rate of 16 L.min⁻¹ to a flow rate of 10 L.min⁻¹. It has been shown that increasing the water content of the soil makes the depollution process less effective. The extraction rates of contaminants in double pollution are significantly lower than their extraction rates in mono-pollution. The T-SVE process, compared with conventional SVE, is more efficient in terms of clean-up time and extraction yield. The trends in pollutant concentration and depression curves obtained in field trials, where conditions are more complex and variable, are similar to those observed in the laboratory. An initial numerical approach to the simulation of mass transport/transfer based on the results of experiments on a 1D column was carried out. The proposed model is capable of simulating the extraction curves with good agreement with the experimental results.

Keywords : Soil Vapor Extraction, VOCs, transport/ mass transfer, soil remediation, numerical simulation.

Remerciement

C'est la clôture d'une aventure, une expérience enrichissante, formidable et pleine d'imprévus. Cette aventure n'aurait pas été possible en solitaire, et mes simples mots ne suffisent pas à exprimer ma reconnaissance envers tous ceux qui m'ont apporté leur soutien.

En premier lieu, je tiens à remercier mes encadrants de thèse, Madame Mariem KACEM-BOURREAU, Monsieur Otmane BOUDOUCHE, Monsieur Belkacem BENADDA et Madame Hafida HANINE, de m'avoir ouvert les portes du monde de la recherche. Leur encadrement m'a permis de plonger dans un univers riche en enseignements et a également contribué à ma découverte personnelle. Cette expérience m'a fait grandir, et je leur en suis profondément reconnaissant.

Mes sincères remerciements vont aux membres du jury, notamment à Monsieur Olivier ATTEIA, Professeur des universités à l'Institut Polytechnique de Bordeaux, Monsieur Hicham ZAITAN Professeur des universités à la faculté des sciences et techniques Fès et Monsieur Mostafa NAWDALI Professeur des universités à la faculté polydisciplinaire de Taza, d'avoir accepté d'être rapporteurs de ce travail. Ma gratitude leur est adressée.

Je tiens également à remercier Monsieur Mathieu GAUTIER d'avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse.

Que serait une thèse sans un bon laboratoire digne de ce nom. Aux membres du laboratoire LTDS, un grand merci à vous.

Je souhaite exprimer ma reconnaissance envers le directeur du laboratoire LTDS, Jean-Luc Loubet, pour avoir mis à ma disposition un excellent laboratoire et pour avoir créé un cadre propice à la réalisation de ma thèse.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude envers le directeur du laboratoire LGEEAI, Mustapha HASNAOUI, d'avoir créé un environnement propice à l'innovation et au développement académique.

Un grand merci à l'équipe technique du laboratoire LTDS, Zyed et Léonard. Un merci spécial à Isabelle et Robin, qui ont géré avec brio toutes les demandes nombreuses et variées que je leur ai soumises.

Mes remerciements s'adressent également à l'ensemble des enseignants-chercheurs du LTDS pour leurs idées, leurs conseils et les opportunités qu'ils m'ont offertes ; en particulier Madame Céline BESANCON.

Un merci chaleureux aux doctorants, en particulier Hayat, Yaakoub, Junaid et Wei, pour leur soutien et pour les moments agréables vécus ensemble au cours de cette période.

Une mention spéciale va au meilleur bureau, le bureau 19, où il était toujours agréable de venir travailler chaque jour dans une ambiance si conviviale. C'était un bonheur de partager ce bureau avec vous tous.

Sur un plan plus personnel, je remercie chaleureusement ma famille, mes parents, mes frères et mes amies pour leur soutien constant tout au long de cette thèse. Je tiens à exprimer également ma profonde gratitude à mon mari pour son soutien indéfectible tout au long de ce parcours. Merci de croire en moi et de m'accompagner dans chaque étape de cette aventure. Je suis également reconnaissante pour ta capacité à me remonter le moral lors des moments difficiles et pour ton amour inconditionnel qui me donne la force de continuer.

Une pensée spéciale pour mon père, qui m'a accompagnée, encouragée et soutenue depuis ma naissance. Cette thèse lui est dédiée. Sans lui, cette aventure extraordinaire n'aurait pas été la même.

Communications Scientifiques

Publications

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., Elkacmi, R., & Benadda, B. (2022). Influence of the presence of clay and water on the efficiency of soil vapor extraction in sand laboratory columns. *Remediation Journal*, 33(1), 63-76.

Khaoula, E., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2021). Influence de la présence de l'argile et de l'eau sur l'efficacité de la SVE en colonne de laboratoire. *Academic Journal of Civil Engineering*, 39(1), 99-103.

Communication orale, congrès international avec actes

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2021). « Remediation of soils contaminated with organic multi-pollutants and mono-pollutants by extraction of soil vapours: Study of the effect of water content and soil nature on SVE. » In: *The 18th International Symposium on Electrokinetic Remediation 20-22 Sep 2022, Le Havre (France)*.

Communications orales, congrès national

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2022). Three-phase flow and behavior of pollutants in the unsaturated zone during depollution by SVE. *Journée de la Recherche*, 9 Juin 2022, Université Jean Monnet : Concours Poster.

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2022). « Ecoulement triphasique et comportement des polluants dans la zone non saturée lors de la dépollution par SVE. » 40^{èmes} rencontres Universitaires de Génie Civil de l'AUGC, 23-25 Mai à Lille. Concours Vidéo.

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2021). Influence de la présence de l'argile et de l'eau sur l'efficacité de la SVE en colonne de laboratoire. 39^{èmes} rencontres Universitaires de Génie Civil de l'AUGC, 26-28 Mai à distance : Communications orale.

Esslimani, K., Kacem, M., Boudouch, O., & Benadda, B. (2020). « Influence de l'Application de l'Extraction Sous Pression Réduite sur l'Humidité du Sol. » *Journées scientifique CODEGEPR*A 2020, 19 Novembre 2020, En ligne : Communication orale

Glossaire

ADEME	Agence de la transition écologique
AFNOR	Association Française de NORmalisation
AS	Air Sparging
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BTEX	Benzène, Toluène, Ethylebenzène, Xylène
CCME	Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement
CFC	Chlorofluorocarbures
CNTP	Conditions Normales de Température et de Pression
COV	Composés Organiques Volatils
CPG	Chromatographie à Phase Gazeuse
DCE	DiChloroEthane
DEEP	Déchets Eaux Environnement Pollution
Dreal	Directions régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
ECL	Ecole Centrale Lyon
ENISE	Ecole Nationale des Ingénieurs à Saint-Etienne
EPA	Environmental Protection Agency
ERH	Electrical Resistance Heating
ESTRAPOL	Essais de faisabilité de traitement de sols pollués- Guide technique-
FID	Flame Ionization Detector
Géorisques	Base de données sur les sites et sols pollués (ex : Basol)
GESIPOL	Gestion Intégrée des Sites Pollués
GMS	Groundwater Modelling System
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCFC	Hydro chlorofluorocarbures
HN31	Sable naturel de quartz, Sable Huston Fin
HSDB	Dangerous Substances Data Base
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
INSA	Institut National des Sciences Appliquées
ISRFH	In situ radio-frequency heating
LTDS	Laboratoire Tribologie Dynamique et Système
MM	Matière Minérale
MO	Matière Organique

MON	Matière Organique Naturelle
MOS	Matière Organique du Sol
MPE	Multiphase Extraction
NCBI	National Center for Biotechnology Information
NRF	National Remediation Framework
NRMSE	Normalized Root Mean Squared Error
NSRRD	Normalized Sum of the Squared Relative Deviation
OPTIMEX	OPTImisation of the Multiphase EXtraction
PCB	Polychlorinated Biphenyls
PCTF	p-chloro trifluorure
PLNA	Phase Liquide Non Aqueuse
PLNAD	Phase Liquide Non Aqueuse Danse
PLNAL	Phase Liquide Non Aqueuse Légère
PVC	Poly Vinyl Chloride
RETC	REtention Curve program for unsaturated soils
RF	Radio-Frequency
RMSE	Root Mean Square error
RI	Rayon d'Influence
SCOV	Semi-volatile organic compound
SVE	Soil Vapor Extraction
TCE	Tetra-ChloroEthlyène
TPH	Total Petroleum Hydrocarbon
T-SVE	Thermally enhanced Soil Vapor Extraction
UPDS	Union des Professionnels de la Dépollution des Sites
USACE	United States Army Corps of Engineers
USEPA	United States Environmental Protection Agence
VER	Volume Élémentaire Représentatif
ZNS	Zone Non Saturée
ZS	Zone Saturée

Nomenclateurs et Indices

Nomenclateurs

❖ Lettres latines

A_e	Section droite perpendiculaire à l'écoulement	[L ²]
A, B, A', B', C	Constantes empiriques	[-]
A_s	Surface de l'échantillon de sol	[L ²]
A_β	Coefficient d'activité du composé β dans le mélange	[-]
a	Coefficient initial de transfert de masse du composé β du modèle d'Esrael.	[T ⁻¹]
b	Paramètre d'ajustement du modèle d'Esrael	[-]
b_k	Exposant de la loi de perméabilité homographe	[-]
C_c	Coefficient de courbure	[-]
C_e	Concentration du gaz extrait durant la SVE	[M.L ⁻³]
C_g	Concentration dans la phase vapeur à l'interface eau-gaz	[mol. L ⁻³]
$C_{g,\beta}$	Concentration en polluant β en phase gazeuse	[M.L ⁻³]
$C_{g,\beta}^{sat}$	Concentration du composé β dans la phase gazeuse	[M.L ⁻³]
$\overline{C_{g,\beta}^{sat}}$	Concentration à l'équilibre du composé β dans le mélange gazeuse	[M.L ⁻³]
$C_{o,\beta}$	Concentration du composé β dans la PLNA	[M.L ⁻³]
$C_{s,\beta}$	Concentration du composé β fixé sur la phase solide	[M.M ⁻¹]
$C_{s,\beta}^{max}$	Capacité maximale de la sorption du sol pour le composé β	[M.M ⁻¹]
C_s	Concentration de la solution de chlorure de sodium dans le sol au cours du temps	[M.L ⁻³]
C_{s0}	Concentration initiale solution de chlorure de sodium	[M.L ⁻³]
C_u	Coefficient d'uniformité	[-]
C_w	Concentration en phase de solution du sol à l'interface eau-gaz	[mol. L ⁻³]
$C_{w,\beta}$	Concentration du composé β dans la phase aqueuse	[M.L ⁻³]
$C_{w,\beta}^{init}$	Concentration initiale au temps $t = 0$ du composé β en phase aqueuse	[M.L ⁻³]
$C_{\alpha,\beta}$	Concentration molaire du composé β dans la phase α	[M.L ⁻³]
C_β	Concentration en équilibre du composé β dans le mélange organique	[M.L ⁻³]
c	Paramètre de rétention d'eau défini par Campbell (1974)	[-]
D_g	Diffusivité moléculaire de l'air	[L ² .T ⁻¹]
$D_{g,\beta}^0$	Coefficient de diffusion moléculaire du composé β dans la phase gazeuse	[L ² .T ⁻¹]
D_i^m	Taux de diffusion lié à la température	[L ² .T ⁻¹]
D_{i0}^m	Constante de l'équation d'Arrhenius	[L ² .T ⁻¹]
$D_{\alpha,\beta}^d$	Coefficient de dispersion mécanique du constituant dans le mélange	[L ² .T ⁻¹]
$D_{\alpha,\beta}^0$	Coefficient de diffusion moléculaire du composé β dans la phase α	[L ² .T ⁻¹]
$D_{w,\beta}^0$	Coefficient de diffusion moléculaire du composé β dans la phase aqueuse	[L ² .T ⁻¹]
$\overline{\overline{D_{\alpha,\beta}}}$	Coefficient de dispersion hydrodynamique du composé β dans la phase α	[L ² .T ⁻¹]
d_{10}	Diamètre efficace des grains du sol	[L]

d_{50}	Diamètre médian des particules	[L]
d_p	Diamètre du pore	[L]
E_a	Energie d'activation	[ML ² T ⁻² . mol ⁻¹]
$E_{g-w,\beta}$	Transfert de masse entre phase aqueuse / gazeuse pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
$E_{o-w,\beta}$	Transfert de masse entre PLNA /phase aqueuse pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
$E_{o-g,\beta}$	Transfert de masse entre PLNA /phase gazeuse pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
$E_{w-s,\beta}$	Transfert de masse entre phase aqueuse / solide pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
$E_{\alpha 1-\alpha 2,\beta}$	Transfert de masse entre phase $\alpha 1$ /phase $\alpha 2$ pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
F_{conv}^β	Flux convectif du polluant β	[M.L ⁻² .T ⁻¹]
F_{dif}	Densité de flux diffusif du constituant à travers un volume unité	[mol.L ⁻² . T ⁻¹]
$F_{disp,m}$	Densité de flux diffusif du constituant à travers un volume unité	[mol.L ⁻² . T ⁻¹]
H	Charge totale	[L]
H_c	Gradient de charge hydraulique	[L]
H_β	Constante de Henry adimensionnel du composé β	[-]
$\Delta H_{dis,\beta}$	Enthalpie de dissolution du composé β gazeux dans l'eau	[ML ² T ⁻² . mol ⁻¹]
$\Delta H_{s,\beta}$	L'enthalpie de sorption du composé β	[ML ² T ⁻² . mol ⁻¹]
h	Pression réduite	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
h_k	Succion de demi-perméabilité	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
$\Delta h/e$	Perte de charge aux extrémités de la colonne pour la phase α	[-]
k^*	Valeur référence de la perméabilité à l'air	[-]
$K_{d,\beta}$	Coefficient de partage phase liquide /phase solide du composé β	[L ³ .M ⁻¹]
$K'_{d,\beta}$	Coefficient de partage phase gazeuse /phase solide du composé β	[L ³ .M ⁻¹]
k_e	Perméabilité de Darcy	[L.T ⁻¹]
k_{eff}	Perméabilité effective à l'air du sol	[L ²]
$K_{H,\beta}$	Constante de Henry du composé β	[M.L ² .T ⁻² . .mol ⁻¹]
k_{int}	Perméabilité intrinsèque du sol	[L ²]
$K_{oc,\beta}$	Coefficient de partage carbone organique/phase aqueuse du composé β	[L ³ .M ⁻¹]
$K_{o-g,\beta}$	coefficient d'équilibre du composé β entre PLNA/phase gazeuse	[-]
$K_{ow,\beta}$	Coefficient de partage octanol / eau du composé β	[L ³ .M ⁻¹]
k_{rel}^α	Perméabilité relative de la phase α	[-]
K_s	Conductivité hydraulique du milieu poreux	[L.T ⁻¹]
L	Longueur de l'échantillon de sol	[L]
L_a	Longueur du chemin apparent de diffusion	[L]
L_c	Longueur caractéristique de la colonne	[L]
L_t	Longueur du chemin de diffusion réelle	[L]
l	Paramètre empirique	[-]
M_{air}	Masse molaire de l'air	[M.mol ⁻¹]
M_β	Masse molaire du composé β	[M.mol ⁻¹]
m	Masse du gaz extrait durant la SVE	[M]

m_{vg}	Paramètre du modèle de van Genuchten	[-]
m_1	Masse du cylindre rempli avec du sol sec	[M]
m_2	Masse du cylindre vide	[M]
m_i	Masse initiale de l'échantillon	[M]
m_f	Masse de l'échantillon après séchage à 105 °C	[M]
n_{vg}	Paramètre du modèle de van Genuchten	[-]
P	Pression absolue	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
P_{cgo}	Pressions capillaires entre les phases gaz/PLNA	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
P_{cow}	Pressions capillaires entre les phases gaz/aqueux	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
P_g	Pression de la phase gaz	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
$P_{g,\beta}$	Pression de vapeur partielle du composé β au-dessus de la solution	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
$P_{g,\beta}^0$	Pression de vapeur saturante du composé organique β à l'état pur	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
P_w	Pression de la phase aqueuse	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
P_α	Pression de la phase α	[M.L ⁻¹ .T ⁻²]
Q_e	Débit percolation de l'eau à travers une colonne de sable	[L ³ .T ⁻¹]
Q_v	Débit d'extraction du gaz	[L ³ .T ⁻¹]
Q_α^s	Terme puits/ source de la phase α	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
q	Vitesse par unité de surface	[L.T ⁻¹]
q_g	Vitesse de Darcy dans la phase gaz	[L.T ⁻¹]
q_m	Flux spécifique de masse	[M.L ⁻² .T ⁻¹]
q_α	Flux dans un système multiphasique de la phase α	[L.T ⁻¹]
R	Constante du gaz parfait	[M.L ² .T ⁻² .mol ⁻¹ .K ⁻¹]
$R_{\alpha,\beta}$	Réaction géochimique dans la phase α pour le composé β	[M.L ⁻³ .T ⁻¹]
Re	Nombre de Reynolds d'un fluide	[-]
$Re_{w,\beta}$	Nombre de Reynolds du composé β dans la phase aqueuse	[-]
S	Section de la colonne de sable	[L ²]
$Sc_{w,\beta}$	Nombre de Schmidt du composé β dans la phase aqueuse	[-]
$Sh_{o-w,\beta}^m$	Nombre de Sherwood	[-]
S_0	Saturation en phase PLNA	[-]
S_0^{init}	Saturation initiale en phase PLNA	[-]
S_o^{ref}	Saturation de référence en PLNA	[-]
S_{or}	Saturation résiduelle en phase PLNA	[-]
$\overline{S_{or}}$	Saturation résiduelle effective en phase PLNA	[-]
$\overline{S_{or}^{max}}$	Saturation résiduelle effective maximale dans le PLNA	[-]
$\overline{S_t^{max}}$	Saturation résiduelle effective maximale dans la phase liquide totale	[-]
S_w	Saturation en liquide	[-]
$\overline{S_w}$	Saturation effective en liquide	[-]
$\overline{\overline{S_w}}$	Saturation apparente en eau	[-]
S_{wr}	Saturation résiduelle du liquide	[-]
$S_{w,\beta}$	Solubilité du composé pur β dans la phase aqueuse	[M.L ⁻³]
$S_{w,\beta}^{eff}$	Solubilité effective du composé β la phase aqueuse	[M.L ⁻³]
S_α	Saturation en phase α	[-]
T	Température	[K]
t	Temps	[T]

t_i	Temps pour lequel la concentration relative de l'effluent en NaCl ($\frac{C_s}{C_{s0}}$) atteint la valeur i	[T]
$t_{\frac{1}{2},\beta}$	Temps de demi-vie du composé β	[T]
TE	Taux d'échange d'un volume de gaz égal à V_{TP}	[T]
U_g	Vitesse de pore pour la phase gazeuse	[L.T ⁻¹]
$U_{\alpha i}, U_{\alpha j}$	Composantes de la vitesse de pore pour la phase α dans la direction i et j	[L.T ⁻¹]
$ \overline{U_\alpha} $	Valeur absolue de la vitesse de pores pour la phase α	[L.T ⁻¹]
V	Volume du sol à traiter	[L ³]
V_c	Volume du cylindre	[L ³]
V_e	Volume d'eau percolée	[L ³]
V_s	Volume occupé par les particules du sol	[L ³]
V_t	Volume total du sol	[L ³]
V_{TP}	Volume totale des pores	[L ³]
V_w	Volume d'eau dans l'échantillon	[L ³]
w	Teneur en eau massique	[-]
$X_{\alpha,\beta}$	Fraction molaire du constituant β dans la phase α	[-]
X_β	Fraction molaire du composé β dans le mélange	[-]
z	Direction de l'écoulement	[-]

❖ Lettres grecques

α_{vg}	Paramètre du modèle de van Genuchten	[-]
α_L	Dispersivité longitudinale	[L]
α_T	Dispersivité transversale	[L]
β_g	Constante empirique du modèle Yoon	[-]
$\beta_{go}; \beta_{ow}$	Coefficients d'échelle d'un système à deux phases à un système à trois phases	[-]
γ	Coefficient d'inertie	[L ⁻¹]
δ_{ij}	Symbole de Kronecker	[-]
θ_α	Teneur volumique en phase α	[L ³ .L ⁻³]
θ_g	Teneur en phase gaz	[L ³ .L ⁻³]
θ_w	Teneur en phase aqueuse	[L ³ .L ⁻³]
$\theta_{w,r}$	Teneur en phase aqueuse résiduelle	[L ³ .L ⁻³]
$\theta_{w,s}$	Teneur en phase aqueuse à saturation	[L ³ .L ⁻³]
λ_β	Constante de désintégration du composé β	[T ⁻¹]
$\lambda_{o-g,\beta}$	Coefficient cinétique global de transfert PLNA/phase gazeuse du composé β	[T ⁻¹]
$\lambda_{o-g,\beta}^{init}$	coefficient initial de transfert de masse du composé β	[T ⁻¹]
$\lambda_{g-w,\beta}$	Coefficient cinétique global de transfert phase aqueuse / gazeuse du composé β	[T ⁻¹]
$\lambda_{g-w,\beta}^{init}$	Coefficient initial de transfert phase gazeuse du composé β	[T ⁻¹]
$\lambda_{o-w,\beta}$	Coefficient cinétique global de transfert PLNA/phase aqueuse du composé β	[T ⁻¹]

$\lambda_{w-s,\beta}$	Coefficient cinétique global de transfert phase aqueuse/ solide pour le composé β	[T ⁻¹]
μ	Viscosité dynamique du fluide	[M.L ⁻¹ .T ⁻¹]
μ_g	Viscosité dynamique du gaz étudié	[M.L ⁻¹ .T ⁻¹]
ζ	Constante empirique du modèle Gidda	[-]
ρ_b	Masse volumique apparente du sol	[M.L ⁻³]
ρ_g	Masse volumique de l'air	[M.L ⁻³]
ρ_o	Masse volumique de la phase PLNA	[M.L ⁻³]
ρ_s	Masse volumique réelle du sol	[M.L ⁻³]
ρ_w	Masse volumique de l'eau	[M.L ⁻³]
σ_{gw}	Tensions interfaciales entre les phases gaz-aqueux	[N.L ⁻¹]
σ_{go}	Tensions interfaciales entre les phases gaz-PLNA	[N.L ⁻¹]
σ_{ow}	Tensions interfaciales entre les phases PLNA-aqueux	[N.L ⁻¹]
τ	Tortuosité du milieu poreux pour la phase α	[-]
ϕ	Potentiel total d'un fluide	[L ² .T ⁻²]
φ_g^*	Porosité à l'air correspondante	[-]
φ_t	Porosité totale du milieu poreux	[L ³ .L ⁻³]
ϕ_s	Taux de décroissance dans la phase solide	[T ⁻¹]
ϕ_w	Taux de décroissance dans la phase liquide	[T ⁻¹]
$\omega_{w,\beta}$	Fraction molaire du constituant β dans la phase aqueuse	[-]

Indices

α	Phase
β	Composant
<i>init</i>	Initiale
<i>i et j</i>	Direction
<i>g</i>	Phase gazeuse
<i>l</i>	Phase liquide totale NRE
<i>o</i>	Phase liquide non aqueuse (PLNA)
<i>s</i>	Phase solide
<i>w</i>	Phase aqueuse
<i>r</i>	Résiduel
<i>rel</i>	Relative
<i>t</i>	Totale

Table des matières

Résumé.....	0
Abstract	3
Remerciement.....	4
Communications Scientifiques	6
Glossaire	7
Nomenclateurs et Indices	9
Introduction générale.....	24
Chapitre I: Etude bibliographique.....	30
I- Introduction.....	32
II- La pollution des sols.....	32
II-1- Introduction	32
II-2- La pollution des sols en France.....	33
II-3- L'infiltration du polluant organique PLNA dans les sous-sols	34
II-4- Techniques de remédiation des sites pollués	36
II-5- Extraction sous pression réduite (SVE).....	38
II-6- Les techniques d'amélioration de l'extraction sous pression réduite	53
III- Le sol et ses caractéristiques	61
III-1- La composition du sol	61
III-2- Les propriétés physiques du sol :	71
IV- Les composés organiques volatils dans le sous-sol.....	85
IV-1- Définition	85
IV-2- La partition des COV dans le sol.....	86
IV-3- Aspect mono et multi-polluants :.....	87
IV-4- Les propriétés des contaminants :.....	88
V- Mécanisme de Transport et de transfert des COV dans le sol.....	94
V-1- Mécanisme de transport des COV dans le sous-sol	95
V-2- Mécanisme de transfert des COV dans le sous-sol	98
VI- Modélisation de l'extraction sous pression réduite.....	104
VI-1- Modèle d'écoulement d'air dans le sol	105
VI-2- La modélisation de l'extraction sous pression réduite	106
VII- Conclusion et présentation des études entamées dans cette thèse.....	111
Chapitre II : Matériels et Méthodes	114
I- Introduction.....	116

II- Caractérisation des sols utilisés	116
II-1- La compositions des sols	116
II-2- Observations au Microscope Electronique à Balayage	118
II-2- L'analyse granulométrique des sols	120
II-3- La teneur en eau	120
II-4- La masse volumique et la porosité	121
II-5- La perméabilité à l'eau.....	121
II-6- La courbe de rétention d'eau	122
III- Les composés organiques volatils utilisés	124
IV- Description des dispositifs expérimentaux	126
IV-1- Dispositif expérimental de l'extraction sous pression réduite.....	126
IV-2- Dispositif expérimental de l'extraction sous pression réduite thermiquement améliorée..	128
IV-3- Instrumentation.....	129
IV-4- Analyse de la phase extraite	130
IV-5- Le remplissage de la colonne et la réalisation de la pollution	133
V- Approche terrain :	136
V-1- Description du site :	136
V-2- Caractérisation du sol.....	138
V-3- Description du dispositif pilote SVE.....	139
V-4- Instrumentation de mesures	142
VI- Conclusion	143
Chapitre III : Résultats SVE (Approche Laboratoire et Site)	146
I- Introduction.....	148
II- Etat du sol partiellement saturé soumis à une SVE.....	149
II-1- Evolution du potentiel hydrique au cours de la SVE	149
II-2- Evolution de la pression au cours de la SVE	151
II-2- Analyse du sol après la SVE.....	153
III- Extraction de la mono-pollution et la double-pollution par SVE : Approche Laboratoire	155
III-1- L'influence de la nature du polluant sur la SVE	156
III-2- L'influence de la composition du sol sur la SVE	162
III-3- Influence du débit d'extraction sur la SVE	167
III-4- Influence de la teneur en eau du sol sur la SVE	173
IV- Essai pilote de la SVE : Approche terrain	182
IV-1- Introduction	182
IV-2- Etude hydrodynamique	182

IV-3- Evolution de la pression au cours de la SVE.....	183
IV- 4- les niveaux piézométriques de l'eau et des hydrocarbures au cours de la SVE.....	184
IV-4- Evolution de la concentration au cours de la SVE.....	185
V- Conclusions	187
Chapitre IV : SVE thermiquement améliorée	191
I- Introduction.....	192
II- SVE Thermiquement améliorée (T-SVE)	193
II-1-Influence de la température sur les courbes d'extraction des mono et des doubles polluants	193
II-2- Profil de température dans la colonne du sol au cours de la T-SVE	197
II-3- Influence de la température sur le temps d'extraction.....	199
II-4- L'influence de la température sur l'efficacité de l'assainissement	203
III- Conclusion	209
Chapitre V : Modélisation des résultats SVE (Approche site laboratoire et site)	210
I- Introduction.....	212
II- Outil de modélisation COMSOL	212
III- Modèle mathématique	213
III-1- Hypothèses simplificatrices.....	213
III-2- La mise en équations.....	215
III-3- Estimation du coefficient de dispersion hydrodynamique	221
III-4-Conditions initiales et aux limites du modèle.....	222
III-5- Méthodologie de modélisation	224
III-6- Évaluation globale du modèle	225
IV- Résultats et Discussion.....	226
IV-1-Introduction.....	226
IV-1- Mono-pollution.....	228
IV-2- Double-pollution.....	234
V- Modélisation des résultats sur site réel	239
V-1- Introduction	239
V-2- Résultats de simulation de l'extraction de BTEX.....	239
VI- Conclusion	242
Conclusions et perspectives.....	244
Références bibliographiques.....	252
Annexes	274
Annexe I	276

Annexe I- 1:.....	276
Annexe I- 2.....	277
Annexe II :.....	279

Liste des illustrations

Liste des figures

<i>Figure I- 1: Les sites et sols pollués recensés en France.....</i>	<i>33</i>
<i>Figure I- 2: Les polluants identifiés dans les sites Français (Géorisques, 2018)</i>	<i>34</i>
<i>Figure I- 3 : Variation du type de système multiphasique observée dans un profil de PLNAL typique dans les différents compartiments d'un sol (Tomlinson et al., 2017).....</i>	<i>36</i>
<i>Figure I- 4: Principe du SVE (BRGM, 2023).....</i>	<i>39</i>
<i>Figure I- 5 : Un système SVE typique (USEPA, 1991).....</i>	<i>41</i>
<i>Figure I- 6 : Puits d'extraction (Hutzler et al, 1989)</i>	<i>41</i>
<i>Figure I- 7 : Méthodes d'installation des puits d'extraction.....</i>	<i>43</i>
<i>Figure I- 8 : Evolution de la concentration en polluant du gaz extrait en fonction du temps, adopté de (USEPA, 1994)</i>	<i>52</i>
<i>Figure I- 9: Schéma d'un système d'air sparging couplé au Venting (BRGN, 2010)</i>	<i>55</i>
<i>Figure I- 10 : Les composants du sol en pourcentage volumique (UNIF, 2023)</i>	<i>62</i>
<i>Figure I- 11: Les deux conceptions des matières organiques des sols (Calvet, 2021).</i>	<i>66</i>
<i>Figure I- 12: Rôles et fonctions des matières organiques (Duparque et P. Rigalle, 2011)</i>	<i>67</i>
<i>Figure I- 13 : L'état de l'eau dans le sol (Brusturean, 2004)</i>	<i>69</i>
<i>Figure I- 14: Formes d'eau retenue : eau liée et eau capillaire adsorbable (Duchaufour et al., 2020)....</i>	<i>69</i>
<i>Figure I- 15 : Classification des Sols (One Plan, 2000).....</i>	<i>74</i>
<i>Figure I- 16 : Définition de la tortuosité pour la diffusion moléculaire (Calvet, 2005).....</i>	<i>75</i>
<i>Figure I- 17: Loi de darcy.....</i>	<i>77</i>
<i>Figure I- 18 : Les différentes phases qu'occupent les COV dans la zone insaturée (ADEME, 2014).....</i>	<i>87</i>
<i>Figure I- 19: Représentation des équilibres entre les phases dans la zone insaturée. (ADEME, 2008). ...</i>	<i>88</i>
<i>Figure I- 20: Démarche de modélisation de transport de composés dans un milieu poreux avec écoulement multiphasique (PLA : Phase Liquide Aqueuse, PLNA : Phase Liquide Non Aqueuse) (Kacem, 2017).</i>	<i>95</i>
<i>Figure I- 21: Méthodologie de travail adoptée dans cette étude.....</i>	<i>113</i>
<i>Figure II- 1: Observation au microscope électronique à balayage (MEB)</i>	<i>119</i>
<i>Figure II- 2 : courbes granulométriques.....</i>	<i>120</i>
<i>Figure II- 3: Perméamètre KSAT (METER)</i>	<i>122</i>
<i>Figure II- 4: Schéma de la cellule de Richards.....</i>	<i>123</i>
<i>Figure II- 5 : Courbe de rétention (drainage) pour les sols modèles trouvés par le dispositif de la cellule de Richard et le logiciel RTEC.</i>	<i>124</i>
<i>Figure II- 6: Composés organiques volatils utilisés</i>	<i>125</i>
<i>Figure II- 7: Dispositif expérimental de la SVE.....</i>	<i>127</i>
<i>Figure II- 8: Photographie du procédé SVE utilisé.....</i>	<i>127</i>
<i>Figure II- 9: Dispositif expérimental de la T-SVE.....</i>	<i>128</i>
<i>Figure II- 10: Photographies du procédé SVE thermiquement améliorée (T-SVE)</i>	<i>128</i>
<i>Figure II- 11: Tensiomètre T5 (Meter group)</i>	<i>130</i>
<i>Figure II- 12: Exemple d'un chromatogramme d'une analyse en phase gazeuse du décane et du toluène</i>	<i>132</i>
<i>Figure II- 13: Courbes d'étalonnages du décane avec fortes (courbe a) et faibles concentrations (courbe b).....</i>	<i>132</i>

Figure II- 14: Courbes d'étalonnages du toluène avec fortes (courbe c) et faibles concentrations (courbe d).....	133
Figure II- 15: Localisation du site.....	136
Figure II- 16: Plan d'installation de l'unité de traitement (Abello et al, 2021).....	137
Figure II- 17: Coupe géologique simplifiée (BURGEAP, 2019).....	138
Figure II- 18: Installation du système d'extraction sur site réel	141
Figure II- 19: Schéma du fonctionnement du pilote SVE sur site.....	141
Figure II- 20 : PID + bouteille d'étalonnage iso-butylène.....	142
Figure II- 21: Instrumentations de mesure au niveau du puits d'extraction.....	143
Figure III- 1: Variation du potentiel hydrique dans la colonne pendant l'extraction sur les deux sols humides utilisés à différentes teneurs en eau.	151
Figure III- 2: Variation de la pression à la sortie de la colonne lors de l'extraction de sols humides à différentes teneurs en eau.....	152
Figure III- 3: Bilan massique de l'eau dans la colonne après la SVE à différentes teneurs en eau.....	154
Figure III- 4: Courbe d'extraction SVE du n-décane pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min ⁻¹	157
Figure III- 5: Courbe d'extraction SVE du toluène pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min ⁻¹	158
Figure III- 6: Courbes d'extraction des doubles-polluants (n-décane et toluène) lors la SVE à un débit de 10 L.min ⁻¹	160
Figure III- 7: Courbes d'extraction de n-décane en situation de mono-pollution pour les essais SVE à un débit de 10 L.min ⁻¹ (Comparaison entre sol 1 et sol 2).....	163
Figure III- 8: Courbes d'extraction du toluène en situation mono-pollution pour les essais SVE (Comparaison entre sols 1 et sol 2).....	164
Figure III- 9: Courbes de double-polluants extraits pour les essais SVE (Comparaison entre sols 1 et 2)	166
Figure III- 10: Courbes de n-décane extrait pour les essais SVE sur le sol 1 sec aux débits de 10 et 16 L.min ⁻¹	168
Figure III- 11 : Courbes de n-décane extrait en situation de mono-pollution pour les deux sols secs aux débits de 10 et 16 L.min ⁻¹	168
Figure III- 12: Courbes de toluène extrait pour les essais SVE sur le sol 1 sec aux débits d'extraction de 10 et 16 L.min ⁻¹	169
Figure III- 13 : Courbes d'extraction des doubles-polluants (n-décane et toluène) lors la SVE à un débit de 10 et 16 L.min ⁻¹ pour les deux sols secs (1 et 2).....	172
Figure III- 14 : Courbes d'extraction de n-décane pour le sol 1 sec et humide à un débit de 10 L.min ⁻¹	174
Figure III- 15 : Courbes d'extraction de n-décane pour les deux sols secs et humides à un débit de 10 L.min ⁻¹	174
Figure III- 16: Courbes d'extraction de n-décane pour les essais SVE (Comparaison entre sols secs et humides).....	175
Figure III- 17: Courbes d'extraction de toluène pour les essais SVE (Comparaison entre sols secs et humides).....	176
Figure III- 18: Courbes d'extraction de double-polluants extraits pour les essais SVE (Comparaison entre sols sec et humide)	180
Figure III- 19: Dépression au niveau de P1 en fonction du temps.....	184
Figure III- 20: Évolution des hauteurs HC (Hydrocarbures) et d'eau du puit P1	184
Figure III- 21 : Evolution de la concentration des hydrocarbures en fonction du temps au cours de la SVE (comparaison au labo) (a : Expérience SVE terrain, b : Expérience SVE en laboratoire des double polluants pour le sol 1, c : Expérience SVE en laboratoire des double polluants pour le sol 2)	186

<i>Figure IV- 1: Courbes d'extraction de n-décane pour les essais SVE et T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>194</i>
<i>Figure IV- 2: Courbes d'extraction de toluène pour les essais SVE et T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>195</i>
<i>Figure IV- 3: Zoom de la courbe du toluène extrait du sol 2 humide en fonction du temps à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>196</i>
<i>Figure IV- 4: Les courbes d'extraction de n-décane et de toluène au cours des essais SVE et T-SVE, réalisées à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹ dans un contexte de double pollution.....</i>	<i>196</i>
<i>Figure IV- 5: Les courbes des concentrations de n-décane et de toluène extraites au cours des essais SVE et T-SVE, réalisées à un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹ dans un contexte de double pollution.....</i>	<i>197</i>
<i>Figure IV- 6: Courbes de Température du sol au cours de la T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>199</i>
<i>Figure IV- 7: Courbes d'extraction de n-décane en situation mono et double pollution pour T-SVE à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>208</i>
<i>Figure IV- 8 : Courbes d'extraction de toluène en situation mono et double pollution pour T-SVE à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>208</i>
<i>Figure V- 1 : Courbe de restitution du traceur (NaCl) pour le sol 2 en fonction du temps.....</i>	<i>222</i>
<i>Figure V- 2 : Géométrie et les conditions initiales et aux limites de la colonne 1D.....</i>	<i>223</i>
<i>Figure V- 3 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane.....</i>	<i>231</i>
<i>Figure V- 4 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane pour le sol 1 et 2 sec.....</i>	<i>232</i>
<i>Figure V- 5: Résultats de l'extraction du toluène issus d'expérimentations et de modélisations en situation de mono-pollution.....</i>	<i>233</i>
<i>Figure V- 6 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction du toluène pour le sol 1 et 2 secs.....</i>	<i>234</i>
<i>Figure V- 7: Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane en situation de multi-pollution.....</i>	<i>236</i>
<i>Figure V- 8: Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-toluène en situation de double-pollution.....</i>	<i>238</i>
<i>Figure V- 9 : Conditions initiales et aux limites appliqué pour modéliser le puit d'extraction.....</i>	<i>239</i>
<i>Figure V- 10 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de BTEX sur site réel.....</i>	<i>242</i>

Liste des tableaux

<i>Tableau I- 1: Principales techniques de remédiation des sites pollués par COV dans la ZNS (BRGM, 2010).....</i>	<i>38</i>
<i>Tableau I- 2: Les paramètres influençant l'efficacité de l'extraction sous pression réduite (Hutzler et al., 1990).....</i>	<i>51</i>
<i>Tableau I- 3: Classification des sols Selon la norme NF EN ISO 14688-1 (AFNOR, 2018).....</i>	<i>63</i>
<i>Tableau I- 4: Différents modèles empiriques de la tortuosité en milieux poreux non saturé (Dridi, 2006).....</i>	<i>75</i>
<i>Tableau I- 5: Différents modèles empiriques de la perméabilité relative.....</i>	<i>84</i>
<i>Tableau I- 6: Propriétés des COVs influençant l'efficacité du traitement par SVE (Lemière et al., 2001).....</i>	<i>91</i>
<i>Tableau I- 7: Différents modèles de transfert phase aqueuse /phase solide (sorption).....</i>	<i>102</i>
<i>Tableau I- 8: Modèles de l'écoulement de l'air.....</i>	<i>106</i>
<i>Tableau I- 9: Modèles mathématiques basé sur l'hypothèse d'un équilibre locale instantané.....</i>	<i>109</i>
<i>Tableau I- 10: Modèles mathématiques basé sur les relations de transfert de masse cinétiques.....</i>	<i>111</i>
<i>Tableau II- 1: Composition chimique du sol HN31 (SIBELCO, 2021).....</i>	<i>117</i>
<i>Tableau II- 2: Caractéristiques du Kaolinite Polwhite (source : VWR).....</i>	<i>118</i>
<i>Tableau II- 3: Paramètres de Van Genuchten.....</i>	<i>124</i>
<i>Tableau II- 4: Paramètres physico-chimiques du toluène et du n-décane.....</i>	<i>126</i>
<i>Tableau II- 5: Paramètres de programmation du CPG-FID.....</i>	<i>131</i>
<i>Tableau II- 6: Etude hydrodynamique.....</i>	<i>134</i>
<i>Tableau II- 7: Expériences réalisées.....</i>	<i>135</i>
<i>Tableau II- 8: Dimensions des puits d'extraction.....</i>	<i>137</i>
<i>Tableau II- 9: Résultats des mesures de perméabilité en laboratoire.....</i>	<i>139</i>
<i>Tableau III- 1: Conditions expérimentales dans le cas de mono-pollution.....</i>	<i>156</i>
<i>Tableau III- 2: Conditions expérimentales en cas double-pollution.....</i>	<i>156</i>
<i>Tableau III- 3 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de mono-pollution.....</i>	<i>159</i>
<i>Tableau III- 4 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation mono-pollution.....</i>	<i>159</i>
<i>Tableau III- 5: Temps de dépollution SVE du n-décane et du toluène en situation de mono et double polluants pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min⁻¹.....</i>	<i>161</i>
<i>Tableau III- 6: Rendement d'extraction SVE du n-décane et du toluène en situation mono et double polluants pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min⁻¹.....</i>	<i>162</i>
<i>Tableau III- 7: Temps de dépollution du n-décane pour le sol 1 et 2 à un débit de 10 L.min⁻¹.....</i>	<i>164</i>
<i>Tableau III- 8 : Temps de dépollution du n-décane en situation de mono-pollution pour les sols 1 et 2 secs.....</i>	<i>165</i>
<i>Tableau III- 9 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation de mono-pollution pour les sols 1 et 2 secs.....</i>	<i>165</i>
<i>Tableau III- 10 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de double pollution pour les sols 1 et 2 secs.....</i>	<i>166</i>
<i>Tableau III- 11 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation double pollution pour les sols 1 et 2 secs.....</i>	<i>167</i>
<i>Tableau III- 12 : Temps de dépollution SVE du n-décane à des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.....</i>	<i>170</i>
<i>Tableau III- 13: Rendement d'extraction SVE pour le sol 1 sec des polluants en situation de mono et double.....</i>	<i>171</i>
<i>Tableau III- 14 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de mono et double pollution pour les deux sols sec et à deux débits d'extractions.....</i>	<i>172</i>

<i>Tableau III- 15 : Rendement d'extraction des double-polluants (n-décane et toluène) pour les deux sols sec et à deux débits d'extractions</i>	173
<i>Tableau III- 16 : Temps de dépollution du n-décane et toluène en situation de mono-pollution</i>	177
<i>Tableau III- 17 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation de mono-pollution pour des différents tests</i>	179
<i>Tableau III- 18 : Temps de dépollution SVE de n-décane et du toluène à 10 et 16 L.min⁻¹</i>	181
<i>Tableau III- 19: Rendement d'extraction des double-polluants (n-décane et toluène) des différents tests</i>	181
<i>Tableau III- 20 : Conditions de la première campagne d'essais</i>	183
<i>Tableau IV- 1: Propriétés physiques de n-décane et toluène</i>	200
<i>Tableau IV- 2: Temps de dépollution T-SVE de n-décane et du toluène en situation de mono-pollution à 10 et 16 L.min⁻¹</i>	202
<i>Tableau IV- 3 : Temps de dépollution SVE et T-SVE de n-décane et du toluène en situation multi-pollution à 10 et 16 L.min⁻¹</i>	203
<i>Tableau IV- 4: Rendement d'extraction du n-décane par T-SVE</i>	206
<i>Tableau IV- 5: Rendement d'extraction du toluène par T-SVE</i>	206
<i>Tableau IV- 6: Rendement d'extraction du n-décane (en situation de double-pollution) par T-SVE</i>	207
<i>Tableau IV- 7: Rendement d'extraction du toluène (en situation de double-pollution) par T-SVE</i>	207
<i>Tableau V- 1 : les équations de transferts utilisées pour chaque sol</i>	224
<i>Tableau V- 2 : Caractéristiques des sols et des polluants utilisés</i>	227
<i>Tableau V- 3: Paramètres d'ajustement de la modélisation de n-décane avec évaluation de l'erreur</i>	228
<i>Tableau V- 4: Paramètres d'ajustement de la modélisation de toluène avec évaluation de l'erreur</i>	229
<i>Tableau V- 5: Paramètres d'ajustement de la modélisation de n-décane en situation de double-pollution avec évaluation de l'erreur</i>	235
<i>Tableau V- 6: Paramètres d'ajustement de la modélisation de toluène en situation double-pollution avec évaluation de l'erreur</i>	237
<i>Tableau V- 7: Paramètres d'entrée pour le modèle</i>	240
<i>Tableau V- 8 : Paramètres d'ajustement de la modélisation de BTEX sur site réel avec évaluation de l'erreur</i>	241

Introduction générale

La révolution industrielle et les anciennes pratiques de gestion des déchets ont laissé derrière elles un grand nombre de sites qui peuvent présenter des sols pollués. Les effets de la pollution des sols sont multiples et dommageables. Elle peut dégrader la qualité des terres agricoles, rendant difficile la culture de plantes saines, et contaminer les eaux souterraines, mettant en danger la sécurité de l'eau potable. De plus, la pollution des sols peut affecter la faune et la flore locale en perturbant les écosystèmes naturels. Actuellement, un grand nombre de sites industriels est touché par cette forme de pollution, nécessitant des actions correctives pour réhabiliter les zones affectées et réduire les risques associés.

Dans ce contexte, diverses techniques de traitement des sols ont été développées afin de restaurer les sites contaminés ou, dans un premier temps, de limiter les risques qui y sont liés.

Pour chaque situation particulière de contamination des sols, il est important de sélectionner la méthode de remédiation la plus adaptée, en prenant en considération plusieurs facteurs tels que la nature des polluants, la caractérisation du site affecté, la durée nécessaire pour le traitement, l'efficacité de la technique choisie, et surtout, le coût associé au traitement. Sur le plan économique, les technologies de réhabilitation in-situ se révèlent plus avantageuses en termes de coûts de traitement par rapport aux technologies de réhabilitation ex-situ (ADEME, 2012).

L'extraction sous pression réduite représente une méthode efficace et rentable pour éliminer les composés organiques volatils et certains produits organiques semi-volatils qui occupent la zone non saturée du sol. L'efficacité de l'extraction sous pression réduite est généralement plus élevée lorsqu'elle est utilisée pour éliminer les produits pétroliers légers, comme l'essence, en raison de leur plus grande volatilité. En revanche, le diesel et le kérosène, moins volatils que l'essence, ne sont pas aussi facilement traités par cette méthode. Ils peuvent cependant être mieux adaptés au traitement par bioventing.

Parmi les avantages de cette technique physique, on peut citer son faible impact sur le sol contaminé, sa construction à partir d'équipements standards, sa validation à l'échelle pilote et sur le terrain, sa capacité à traiter des quantités plus importantes de sol que ce qui est praticable avec l'excavation, ainsi que la possibilité de récupérer les substances indésirables (Hutzler et al., 1991). En Europe, l'extraction sous pression réduite a fait ses débuts dans les années 90 alors qu'elle était déjà largement adoptée aux États-Unis. Cette méthode était principalement utilisée sur des sites où la pollution était provoquée par des hydrocarbures ou des composés organiques volatils (COVs).

L'extraction sous pression réduite vise à décontaminer le sol sur place en créant un flux d'air à travers les zones contaminées qui perturbe l'équilibre existant entre les contaminants, qui sont évaporés dans la phase gazeuse, présents sous forme de phase liquide non aqueuse, dissous dans

l'eau interstitielle du sol et adsorbés sur les particules de sol. Ce processus les pousse à se vaporiser et à se déplacer avec le courant d'air extrait, qui sera ensuite traité avant d'être rejeté dans l'atmosphère.

L'application d'un traitement par l'extraction sous pression réduite peut durer plusieurs jours, voire plusieurs mois. Cela affecte beaucoup le coût de traitement et rend la technique non attractive. Il est donc utile de pouvoir identifier les paramètres importants qui permettent de réduire ce temps de traitement sans affecter son efficacité. Ceci passe par la recherche en laboratoire et notamment des expériences à l'échelle de pilote ou sur le terrain.

L'objectif de cette thèse est de comprendre les écoulements triphasiques et les mécanismes de transfert et de transport de masse des polluants en cours de la SVE. Dans ce contexte, nous cherchons également à étudier les facteurs qui influencent le processus de traitement, notamment la nature des polluants, la composition du sol, le taux d'humidité et le débit d'extraction. Pour mener à bien cette recherche, nous avons mis en place un appareillage expérimental spécialement conçu pour la variation du débit d'air extrait et la mesure de la température et la pression en cours d'extraction. Des protocoles analytiques ont été développés pour suivre la concentration des polluants en phase gazeuse, permettant d'effectuer un bilan de masse. Des tests de SVE sans pollution ont été menés pour identifier l'hydrodynamique du système et assurer la reproductibilité des résultats expérimentaux. Une étude de l'extraction d'un seul et double polluants par SVE sur une colonne 1D a été réalisée. Des essais de traitement par SVE ont aussi été effectués sur un site réel (Approche terrain).

Dans le but d'améliorer l'efficacité du traitement, nous avons examiné l'impact de la combinaison du chauffage électrique du sol avec l'extraction sous pression réduite (T-SVE) sur les rendements et les durées de l'assainissement. Cette approche vise à optimiser le processus de décontamination des sols pollués.

Ce travail s'est déroulé au laboratoire LTDS (Laboratoire de Tribologie et Dynamique des Systèmes) de l'ECL-ENISE en collaboration avec le laboratoire LGEEAI de l'université Béni Mellal au Maroc.

Afin de développer les objectifs de ce travail, ce manuscrit comporte cinq chapitres, une introduction générale et une conclusion et des perspectives.

Le premier chapitre comporte une étude bibliographique approfondie sur :

- ❖ les techniques de remédiation des sites pollués et en particulier la SVE et la SVE thermiquement améliorée,
- ❖ les caractéristiques physiques et chimiques des sols et des COVs,

- ❖ les phénomènes de transfert et de transport de matière qui se produisent lors de la pollution d'un sol par des composés organiques volatils et lors de l'application d'une dépression au sein de la zone non-saturée,
- ❖ les modèles physiques et numériques utilisés pour la simulation du processus de la remédiation.

Le second chapitre présente les matériels et les méthodes utilisés dans ce travail :

- ❖ les méthodes de caractérisation des sols utilisés,
- ❖ les dispositifs expérimentaux utilisés pour atteindre les objectifs de cette étude,
- ❖ les techniques de mesures employées.
- ❖ les caractéristiques du site réel

Le troisième chapitre se concentre sur une analyse approfondie des influences du débit d'extraction, la nature du sol, la teneur en eau, ainsi que de la nature des polluants, sur l'efficacité globale de la SVE. Cette analyse est réalisée à la fois pour les cas de mono-polluant et de double-polluants.

Le quatrième chapitre concerne les résultats expérimentaux de l'extraction sous pression réduite thermiquement améliorée et son impact sur le rendement et le temps d'extraction.

Le cinquième chapitre aborde une première approche numérique concernant la simulation du transfert de masse en se basant sur les résultats d'expériences sur colonne 1D et sur terrain présentée dans le troisième chapitre.

À la fin du manuscrit, des perspectives sont présentées, notamment une piste de développement pour une approche numérique. Cette démarche fait suite à une conclusion qui résume les résultats clés de cette étude.

Chapitre I: Etude bibliographique

I- Introduction

L'étude de la SVE par une approche expérimentale de laboratoire présente une étape cruciale pour comprendre et maîtriser cette technique de dépollution. Cela nécessite tout d'abord une connaissance approfondie des propriétés des sols et des polluants organiques, ainsi que de leurs interactions. A cette fin, ce premier chapitre comprend une étude bibliographique qui vise en premier à décrire de manière précise le comportement d'un composé organique léger dans le sol. Ensuite, un résumé des principales méthodes de dépollution est présenté avec une description détaillée de la technique d'extraction sous pression réduite et des paramètres importants de son fonctionnement. Ce chapitre permet aussi de répertorier les caractéristiques physiques et chimiques d'un sol et des polluants qui peuvent influencer les performances d'un traitement par SVE. Enfin, la dernière partie de ce chapitre se penche sur les phénomènes de transfert/ transport qui se produisent lors de la pollution d'un sol selon les caractéristiques des composés organiques. Ces phénomènes sont cruciaux pour l'élaboration et l'application de modèles mathématiques visant à prédire et à optimiser l'efficacité de la SVE dans divers contextes de dépollution.

II- La pollution des sols

II-1- Introduction

Le sol possède d'importantes capacités de filtrage, de tamponnement et de transformation, en fournissant un environnement stable pour soutenir les fonctions vitales, et contribue largement à la qualité de l'air, de la nourriture et de l'eau, et donc à la santé humaine (Carré et al., 2017).

La notion de pollution du sol désigne toutes les formes de pollution touchant n'importe quel type de sol, notamment agricole, forestier et urbain.

Nous considérons comme polluant tout produit chimique d'origine naturelle ou anthropique qui s'accumule dans le sol et modifie l'équilibre naturel du sol, du fait de l'activité humaine. Une société moderne, cependant, ne peut pas être développée sans l'utilisation de composés naturels et synthétiques qui peuvent être ajoutés aux divers écosystèmes. L'art de protéger l'environnement consiste à minimiser la quantité de composés hors système atteignant la surface terrestre et restreindre autant que possible les sites polluants en contrôlant leurs habitudes d'élimination.

Un sol pollué devient à son tour une source possible de diffusion directe ou indirecte de polluants dans l'environnement, via l'eau, les envols de poussières, émanations gazeuses ou via une reconcentration et transfert de polluants par des organismes vivants.

La pollution des sols est définie selon trois grandes familles de polluants (Lemière et al., 2001) :

- Polluants organiques : hydrocarbures, solvants, BTEX, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), Polychlorobiphényles (PCB) ;
- Polluants minérales : cyanures, nitrates, sulfates et métaux lourds (Cr, Co, Si, Mo...etc.);
- Polluants phytosanitaires : pesticides, herbicides, insecticides, tensioactifs militaires.

II-2- La pollution des sols en France

Le ministère en charge de l'environnement inventorie les sites pollués ou potentiellement pollués depuis le début des années 1990 dans la base Géorisques (ex-Basol). Celle-ci fait l'objet d'une mise à jour régulière par les directions régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (Dreal). Mi-2018, la France recense ainsi, dans la base Géorisques, 6 800 sites et sols pollués, ou potentiellement pollués, appelant une action des pouvoirs publics. L'origine de la suspicion de pollution peut être fortuite, découverte à l'occasion de travaux sur un terrain ayant accueilli anciennement des activités industrielles, ou intervenir suite à une action des pouvoirs publics dans le cadre de leur mission de suivi et de contrôle des sites industriels.

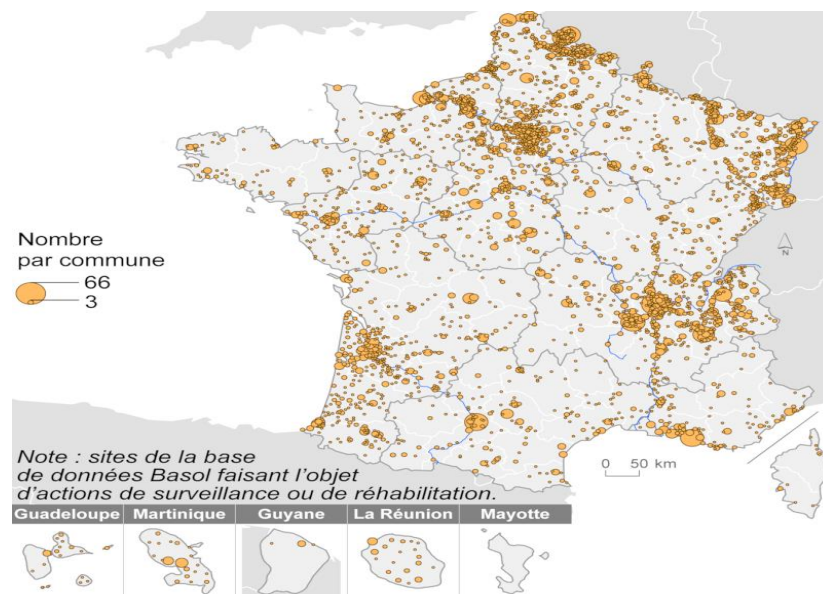


Figure I- 1: Les sites et sols pollués recensés en France
(Source : MTEs/DGPR, Ex-Basol au 4 juillet 2018)

Un site pollué est un site qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltration de substances polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement. Les sites et sols pollués présents dans Géorisques sont caractérisés par de fortes teneurs en contaminants sur des surfaces réduites en raison d'anciennes activités industrielles ou de service. Ces contaminations sont susceptibles de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement. La pollution ponctuelle,

causée par d'anciens dépôts de déchets ou des infiltrations accidentelles ou non de substances polluantes, peut toucher plusieurs milieux sur un même site.

Les pollutions se révèlent souvent multiples sur un même site. Les deux familles les plus fréquemment identifiées dans les sols correspondant aux hydrocarbures et aux métaux et métalloïdes, environ un tiers et un quart respectivement.

Les trois familles d'hydrocarbures (minérales, chlorés, HAP) représentent un peu moins de 60 % des pollutions multiples des sols. Les cyanures, les BTEX (somme de benzène, toluène, éthylbenzène et xylène) et les autres contaminants (ammonium, chlorures, pesticides, solvants non halogénés, sulfates, substances radioactives) correspondent chacun à moins de 10 % des pollutions des sols (figure I- 2).

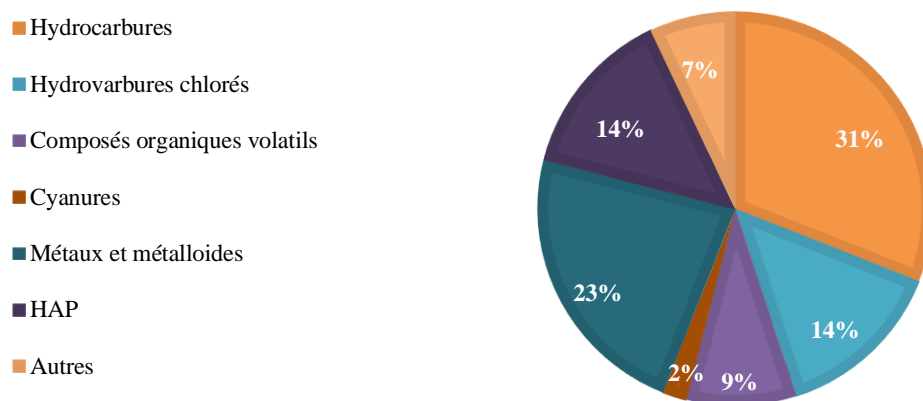


Figure I- 2: Les polluants identifiés dans les sites Français (Géorisques, 2018)

Les origines de ces hydrocarbures sont variées : décharge (mercaptans, méthane, solvants), ancienne cokerie (HAP, phénols, métaux), tannerie, usine de traitement de surface (effluents liquides ou gazeux, déchets), incendies de forêts, gisements naturels d'hydrocarbures pétroliers.

Les carburants tels que l'essence et le gazole sont des mélanges complexes de plusieurs hydrocarbures. L'essence est principalement composée d'hydrocarbures légers PLNAL (phases liquides non aqueuses légères) qui sont issues du pétrole brut, les hydrocarbures les plus fréquemment trouvés dans l'essence sont les alcanes tels que l'hexane, l'heptane, l'octane, le nonane et le décane. Les hydrocarbures se comportent différemment dans le sol en fonction de leurs propriétés et peuvent nécessiter des méthodes de traitement spécifiques.

II-3- L'infiltration du polluant organique PLNA dans les sous-sols

L'infiltration des polluants organiques dans les sols peut avoir des conséquences néfastes sur l'environnement, notamment en contaminant les eaux souterraines, en perturbant les écosystèmes

et en affectant la qualité des sols. Le comportement de propagation des contaminants dans le sol est donc un élément indispensable à comprendre, dans la mesure où il permet de prévoir la zone contaminée, mais aussi d'adapter le choix de la technique d'assainissement à utiliser.

Le comportement et les mouvements souterrains de PLNAL sont complexes. En effet, dans la zone non-saturée et lorsqu'on a un milieu poreux, le polluant organique en phase huile migre verticalement sous l'action de la gravité. Ce déplacement est contrôlé par :

- ❖ La nature du déversement : quantité de polluant, débit d'infiltration...
- ❖ Certaines de ses propriétés physico-chimiques, principalement : densité de la phase huile, tension interfaciale et viscosité (Schwille, 1988 ; Cohen et Mercer., 1993),
- ❖ Certaines caractéristiques du milieu poreux responsables des forces capillaires : porosité, texture, composition minéralogique, acidité, potentiel d'oxydo-réduction et teneur en matière organique (Lemière et al., 2001).

Cette migration verticale est accompagnée d'une dispersion horizontale due à l'hétérogénéité géologique, des déséquilibres au niveau du front d'infiltration (différence de densité ou de viscosité entre le PLNAD et l'eau ou l'air) et de la variabilité spatiale du milieu poreux. En raison des disparités structurelles ou texturales présentes dans le milieu, telles que la présence de fractures ou l'existence de zones ayant des perméabilités différentes, les polluants organiques se regroupent sous forme de poches au-dessus des zones présentant la perméabilité la plus faible. Par la suite, ils se déplacent latéralement vers les limites de la couche, où une pression d'entrée suffisante leur permet de vaincre les forces capillaires qui s'opposent à leur déplacement vertical (Cotel, 2008).

La migration du PLNA dans le sous-sol laisse des résidus sous forme de petites gouttes d'huile emprisonnées dans les pores, formant une zone de saturation résiduelle (BRGM, 2001). Cette zone est entourée d'un panache gazeux résultant de la volatilisation des composés les plus volatils (Figure I- 3). Ces vapeurs se maintiennent en équilibre avec les composés dissous dans l'eau résiduelle et sont finalement transférées dans l'atmosphère par diffusion moléculaire (Mercer et al., 1990). Rathfelder et al. (1991) ont constaté que la fraction du liquide organique retenue sous forme de gouttelettes de PLNA peut occuper de 3 à 5 L.m⁻³ de sol dans les milieux perméables et de 30 à 50 L.m⁻³ dans un milieu imperméable.

Les petites quantités de PLNAL peuvent être moins mobiles dans le sol en raison de leur répartition plus réduite, elles peuvent être plus sujettes à l'adsorption et à la rétention dans les pores du sol, ce qui limite leur capacité à se déplacer sur de grandes distances ; la migration s'arrête donc dans la zone vadose.

Pour les rejets plus importants dont le volume est suffisant pour surmonter la capacité de rétention résiduelle du sol, le PLNAL continuera à migrer vers le bas en direction de la nappe phréatique sous-jacente. Une fois en contact avec la zone saturée, la migration verticale se poursuit jusqu'à ce que la flottabilité et l'augmentation de la teneur en eau (et donc l'augmentation de la pression capillaire) empêche la propagation verticale. Les PLNAL commencent à se répandre latéralement à la frange capillaire, à moins que la hauteur de charge (énergie potentielle) ne soit suffisante pour déplacer l'eau et pénétrer sous la nappe phréatique. Dans ce cas, la pénétration verticale du PLNAL se poursuivra jusqu'à ce que la pression hydrostatique soit équilibrée par les forces ascendantes de flottabilité et de pression capillaire, appelées ensemble pression d'entrée dans les pores du PLNAL ou pression de déplacement de l'eau (Mercer and Cohen., 1990). Selon sa densité relative, le volume PLNAL résultant continuera alors à migrer latéralement en suivant le sens de l'écoulement de la nappe phréatique le long du gradient hydraulique et radialement en raison de l'accumulation de PLNAL au-dessus de la nappe phréatique en réponse aux forces de résistance du sol humide (Tomlinson et al., 2017).

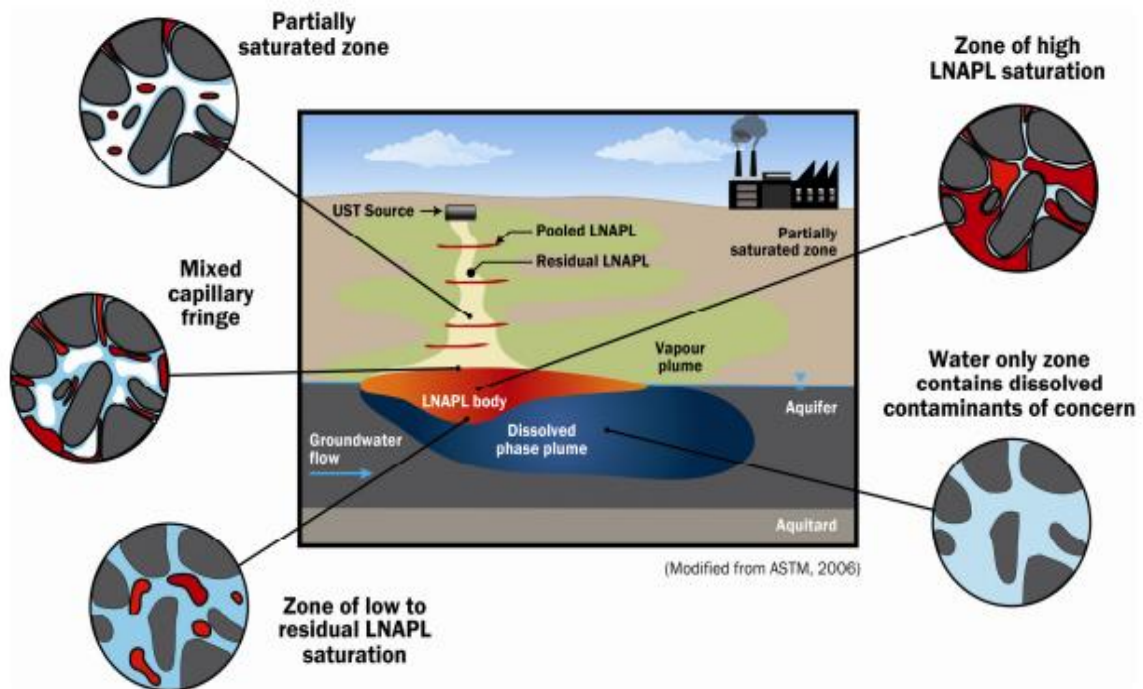


Figure I- 3 : Variation du type de système multiphasique observée dans un profil de PLNAL typique dans les différents compartiments d'un sol (Tomlinson et al., 2017)

II-4- Techniques de remédiation des sites pollués

Les différentes techniques de remédiation des sols consistent à traiter les sols pour en limiter, ou en diminuer fortement le caractère polluant. L'objectif final étant de faire disparaître les dangers

et de supprimer, ou minimiser, les risques vis-à-vis de l'environnement, des personnes et des biens (Ok et al., 2020).

Les procédés de réhabilitation des sols sont nombreux et peuvent être regroupés en fonction du lieu de traitement selon trois familles principales :

➤ Les traitements sur site : les terres et/ou les eaux polluées et excavées sont traitées sur le site au moyen d'installations spécifiques. Une fois traitée, la terre peut être remise en place ou évacuée.

➤ Les traitements in situ : Le sol est laissé sur place, les polluants peuvent être extraits et traités en surface, dégradés dans le sol lui-même ou fixés dans le sol. Les eaux souterraines polluées sont généralement traitées sur place,

➤ Les traitements hors site : les déchets ou terres polluées sont excavés et évacués vers un centre de traitement ou d'élimination externe (incinération, traitement physico - chimiques, centre d'enfouissement technique),

Pour dépolluer un sol, selon les besoins et la durée de contamination, il est possible, soit d'extraire les contaminants, soit d'arrêter sa migration, soit de les dégrader. Les traitements à mettre en œuvre sont généralement choisis en fonction des paramètres suivants :

- Les caractéristiques environnementales du site : géologie, hydrologie, topographie,...
- Les polluants présents (nature, quantité, comportement physicochimique, toxicité) ;
- Les objectifs de dépollution à atteindre ;
- Les délais d'exécution imposés ;
- L'espace disponible ;
- Le contexte économique et réglementaire ;
- La destination future du site.
- Les critères sociopolitiques.

Le Tableau I- 1 synthétise les principales techniques physiques, biologiques, chimiques et thermiques utilisées pour la remédiation des sols pollués par les COV dans la zone non saturée.

Tableau I- 1: Principales techniques de remédiation des sites pollués par COV dans la ZNS (BRGM, 2010)

Techniques de remédiation	in-situ	hors-situ ou sur-situ
Physiques	Extraction sous pression réduite (Venting forcé)	
	Extraction multiphasique	
	Confinement par couverture	
	Confinement vertical	
	Solidification et Stabilisation in situ	Tri-granulométrique
	Pompage écrémage	Excavation des sols
	Piège hydraulique ou confinement hydraulique	Lavage à l'eau
Thermiques	Désorption thermique in-situ	Désorption thermique
		Incinération
	Vitrification	Vitrification
		Pyrolyse
Chimiques	Oxydation chimique	Oxydation chimique
	Lavage chimique	Réduction chimique
	Réduction chimique	Mise en solution et extraction par solvant
Biologiques	Bioventing	Bioréacteur
	Biosparging	Compostage
	Atténuation naturelle contrôlé	Biotertre
	Biodégradation in situ dynamisée	Landfarming
	Phytoremédiation	
Autres	Barrières perméables réactives	
	Electroremédiation	

Dans cette étude, on s'intéresse en particulier à la pollution des sols par des composés organiques volatils. Ainsi à une méthode in-situ ; l'extraction sous pression réduite, qui est une technique adaptée à la réhabilitation des sites pollués par des composés organiques volatils COV et semi volatils SCO.V.

II-5- Extraction sous pression réduite (SVE)

II-5-1- Description de la SVE

L'extraction sous pression réduite (Soil Vapor Extraction) est utilisée comme procédé de dépollution pour traiter les zones insaturées des sols contaminés par les composés organiques volatils et semi-volatils. Lorsque le polluant atteint la nappe et reste en état liquide d'autres techniques sont utilisées tels que la MPE (Extraction Multiphasique).

La SVE fait partie des méthodes physiques des traitements des sols in-situ. La SVE est la technique la plus utilisée et rentable pour l'élimination des composés organiques à phase libre et à volatilité élevée, en particulier pour les sols contaminés à forte perméabilité. Elle ne convient pas aux sols peu perméables comme l'argile (ADEME, 2014).

L'extraction sous pression réduite consiste à créer une dépression dans la zone insaturée et à induire des circulations contrôlées d'air qui entrainera avec lui les contaminants volatils et quelques contaminants semi-volatils (Aparicio et al., 2022). Le renouvellement de l'air dans les pores du sol a pour conséquence de modifier des équilibres physiques entre les différentes phases présentes. Ainsi, au cours de son passage à travers la zone contaminée, l'air se "charge" en contaminants. Ces vapeurs sont récupérées dans les points d'extraction sous vide et éventuellement traitées en surface (Figure I- 4). D'une manière générale, la dépression exercée est de l'ordre d'une centaine de millibars, elle provoque une forte aspiration de la phase gazeuse du sol avec un rayon d'influence qui peut varier de quelques mètres à quelques dizaines de mètres selon les caractéristiques du sol (porosité, structure, perméabilité) et qui entraîne les polluants volatils.

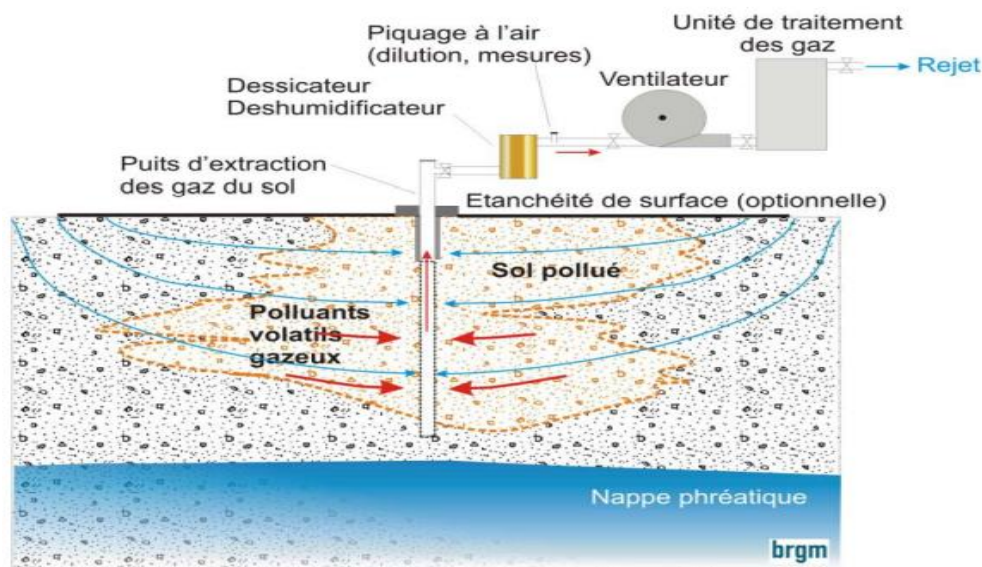


Figure I- 4: Principe du SVE (BRGM, 2023)

Le facteur limitant le plus contraignant pour l'utilisation de ce procédé est la tension de vapeur. Un composé ayant une tension de vapeur inférieure à 0,5 mm Hg (67 Pa à 20 °C) ne sera pas remobilisable dans les conditions normales d'utilisation de la SVE. De plus, la valeur limite minimale de la constante de Henry pour une volatilisation significative est de 0,01 (à 20 °C) (NRF, 2018). Les contaminants avec des pressions de vapeur saturante plus élevées auront une volatilisation plus importante, et seront de plus en plus disponibles et faciles à extraire (Chai et Miura., 2004). La plupart de ces composés, sur le terrain, sont des essences, supercarburants et hydrocarbures chlorés.

L'extraction sous pression réduite a plusieurs avantages décrits par Hao et al. (2020) :

- L'efficacité : Élimine rapidement et efficacement les composés organiques volatils à des grandes profondeurs ;
- Facilité de réalisation du traitement : Le traitement ultérieur et les exigences relatives à l'équipement de traitement sont faciles ;

Seule l'installation d'un équipement de traitement des gaz d'échappement à la sortie permet d'éviter la pollution secondaire ;

- Flexibilité de fonctionnement : La SVE peut être facilement combinée à d'autres techniques pour améliorer l'efficacité de l'élimination des polluants, elle est applicable à plusieurs polluants ;
- Faible impact sur l'environnement : elle ne détruit pas la structure du sol et ne pollue pas le sol environnant non pollué ;
- Economique : Le système d'extraction est simple, facile à installer et à utiliser, il ne nécessite pas d'équipement spécial et ses coûts de réparation sont faibles. D'après une actualisation des prix fournie par l'UPDS en septembre 2019, la moyenne basse estimée est de 20 €/t, la moyenne haute de 35 €/t et le maximum de 50 €/t de terres traités sur place (hors consommation électrique) (ADEME, 2023).

La SVE est utilisée dans 46% des cas lorsqu'il y a un traitement in situ, et dans 17,2% des cas toutes techniques de traitement confondues. Dans les conditions optimales, le rendement de ce procédé peut dépasser les 90%. Néanmoins, ce rendement peut être sensiblement affecté par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants semi-volatils (BRGM, 2010).

II-5-2- La mise en œuvre de l'extraction sous pression réduite

Un système SVE consiste en un ou plusieurs puits d'extraction criblés dans la zone non saturée reliés à un ventilateur régénératif ou une pompe à vide pour retirer la vapeur du sol. Parfois, les systèmes SVE comprennent des puits d'injection d'air ou de ventilation à pression négative pour permettre l'entrée d'air dans le sous-sol. Un capuchon à faible perméabilité à la surface du sol peut également être incorporé dans la conception pour empêcher l'écoulement de l'air atmosphérique dans les puits SVE. Un séparateur air-eau (pot anti-humidité) est généralement installé en amont du ventilateur ou de la pompe pour éliminer l'excès d'eau liquide dans la vapeur du sol et éviter d'endommager l'équipement. La SVE induit un flux d'air dans la zone non saturée en créant un gradient de pression par le retrait d'air des puits. Le débit d'air de la zone insaturée entraîne la désorption des contaminants de la surface des particules du sol, la volatilisation des contaminants dissous dans les eaux souterraines et l'évaporation des PLNA.

L'équipement d'extraction des vapeurs est le composant principal, qui est utilisé pour générer une pression négative et pomper les polluants organiques volatils du sous-sol vers le système de traitement des gaz d'échappement.

La figure ci-dessous montre un système SVE typique.

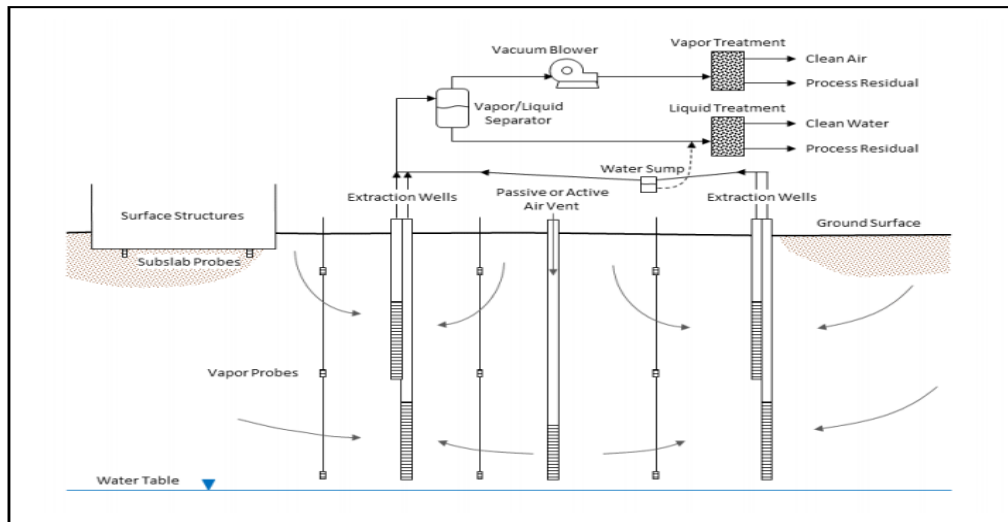


Figure I- 5 : Un système SVE typique (USEPA, 1991)

On site principalement :

➤ **Le réseau de puits d'extraction**

Les puits d'extraction sont forés de telle sorte qu'ils traversent totalement la zone vadose (insaturée) du sol. Le conduit est généralement constitué d'un tube PVC strié et placé dans un garnissage perméable (sable grossier ou gravier). La surface du puits et les premiers mètres de forage sont généralement couverts d'un matériau imperméable (béton, ciment, bentonite) afin d'éviter l'arrivée directe d'air depuis la surface qui court-circuiterait le passage de l'air dans la zone polluée.

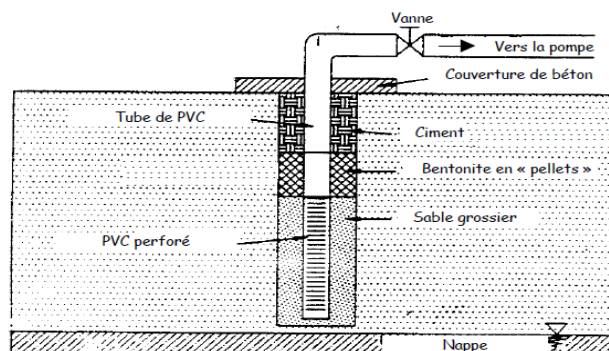


Figure I- 6 : Puits d'extraction (Hutzler et al, 1989)

La longueur du PVC perforé influe beaucoup sur les performances d'un système d'extraction. Elle varie entre la zone contaminée et toute la zone vadose du sol. La longueur du PVC peut jouer un

rôle dans le débit d'extraction d'air et la distribution de la pression négative dans le système. Une longueur plus courte peut entraîner une résistance réduite à l'écoulement de l'air, ce qui peut améliorer l'efficacité d'extraction. Cela peut être avantageux dans des conditions où la profondeur de la contamination est faible. Cependant, dans des cas où la contamination est située à une plus grande profondeur, une longueur plus importante du PVC perforé peut être nécessaire pour atteindre et extraire efficacement les polluants. Une longueur accrue permet une meilleure distribution de la pression négative sur une plus grande zone d'extraction.

Lorsque les eaux souterraines sont touchées, les concentrations de vapeurs en COV les plus élevées seront situées au-dessus de la nappe phréatique. S'il s'agit d'un produit flottant, la partie perforée du puits doit être placée à proximité de la nappe d'eau pour avoir une efficacité optimale d'extraction (USACE, 2002).

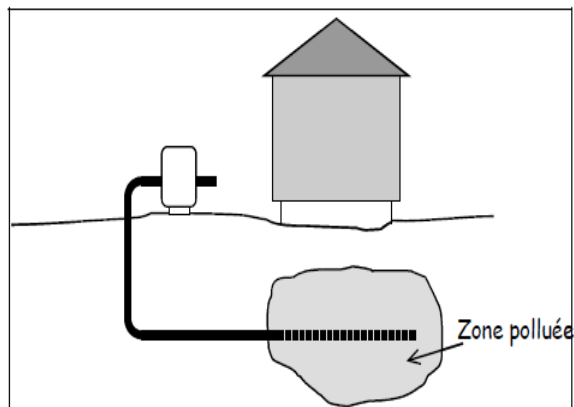
La disposition des puits d'extraction et des puits de contrôle, ainsi que la taille et le diamètre des tuyaux d'extraction, peuvent avoir un impact sur la distribution de la pression négative et le débit d'air dans le système. (USEPA., 1999).

Lorsque la SVE est réalisée dans une zone non étanche, il est courant de placer un couvercle imperméable sur la surface de la zone à assainir, afin de minimiser le risque de court-circuit du système SVE, par lequel l'air ambiant est aspiré dans le sol par le système de SVE (NFR, 2019).

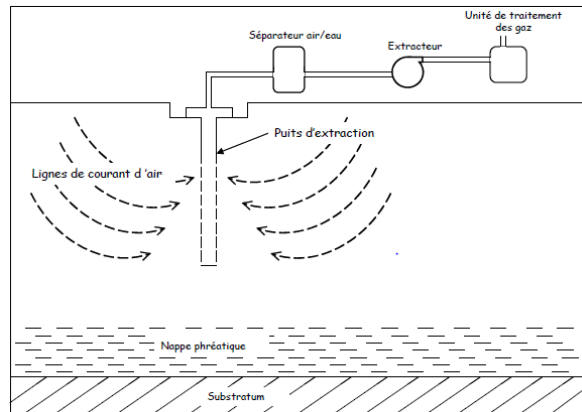
On peut installer les puits d'extraction de différentes façons :

Horizontalement : Dans le cas où la zone polluée est peu profonde car l'application d'un vide partiel fait remonter le niveau de la nappe.

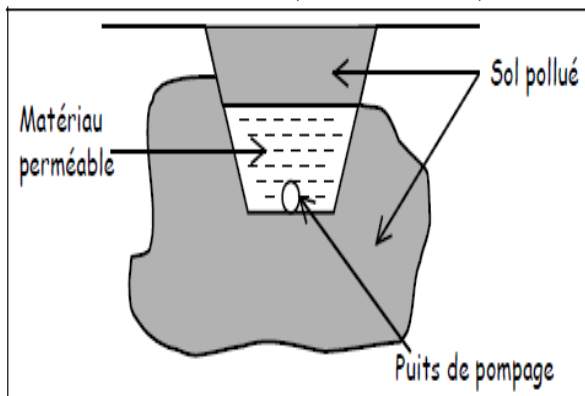
Verticalement ou tranchée : Lorsque la zone polluée se trouve en profondeur.



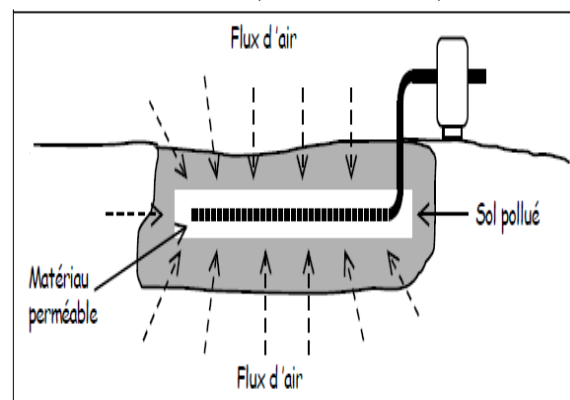
a- Puits horizontal (ADEME, 2003)



b- Puits vertical (Lecomte, 1995)



c- Vue de face d'une tranchée
(ADEME, 2003)



d- Vue latérale d'une tranchée (ADEME,
2003)

Figure I- 7 : Méthodes d'installation des puits d'extraction

➤ **Le système de pompage et les instruments de contrôle**

Pour choisir le type et la taille du système d'aspiration, il faut se baser sur le vide nécessaire à atteindre et sur le débit total d'air extrait. Le débit d'air induit par le système SVE joue un rôle crucial dans l'extraction des polluants. Un débit d'air suffisant est nécessaire pour atteindre une vitesse de balayage suffisante et favoriser la remontée des contaminants.

Lors de l'extraction, la dépression est obtenue par une pompe ou une turbine. Généralement, les systèmes les plus puissants peuvent aspirer jusqu'à 150 m³ de gaz par minute et créer donc des vides très poussés de l'ordre de 10⁻² et 10⁻³ Torr.

Les débitmètres connectés à des analyseurs de gaz rendent possible la détermination de la masse totale de polluants extraits du sol.

➤ **Le système de traitement des gaz extraits**

Le traitement des gaz peut être effectué par les techniques suivantes :

- L'adsorption sur charbon actif granulaire est la technologie la plus fréquemment mise en œuvre, en particulier pour les petits sites avec des concentrations de COV plus faibles ;

- L'incinération, utilisée pour les grandes concentrations des COV ;
- La condensation ;
- L'oxydation catalytique.

➤ *Les installations optionnelles*

L'installation d'une couverture imperméable autour du puits d'extraction peut éviter les infiltrations d'eau pendant le traitement et étendre le rayon d'influence issu d'un puits en limitant les courts circuits d'air qui se produisent autour de ce dernier (Boudouch et al., 2009).

La concentration des polluants est forte dans la zone à traiter, Il peut être plus efficace de forer les puits d'aération afin de favoriser la distribution d'air dans le sol et d'améliorer sa circulation. Ces puits sont souvent utilisés dans les sites où la zone non-saturée est profonde ou lorsque la zone ciblée par le traitement est isolée de l'atmosphère par un matériau imperméable.

En surface, le réseau de tubes et de vannes menant à la pompe, est parfois équipé de cordons chauffants afin d'éviter toute condensation. Un système de séparation air / liquide peut également être prévu pour protéger la pompe en cas de remonté d'eau, minimiser les dégâts causés au système d'extraction et améliorer l'efficacité du traitement des gaz.

➤ *Paramètres de suivi*

Les paramètres à suivre lors de la dépollution par extraction sous pression réduite sont les suivants :

- Les débits d'injection ;
- La dépression au niveau des puits d'extraction ;
- Les concentrations en polluants dans les gaz des sols ;
- Les concentrations en polluants dans les rejets atmosphériques ;
- Les paramètres relatives au traitement des gaz (débit, dépression, perte de charge, saturation du charbon actif ...).

Une surveillance continue du système SVE est essentielle pour évaluer son efficacité et effectuer les ajustements nécessaires. Le contrôle des paramètres opérationnels tels que le débit d'air, la pression et la température est également important.

II-5-3- Paramètres liés à la conception de SVE

L'objectif principal de la conception d'un système SVE à grande échelle est de fournir un système qui maximisera l'élimination des contaminants du sous-sol de la manière la plus efficace et la plus rapide. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire d'avoir une bonne compréhension de la composition et des caractéristiques des contaminants à éliminer, de la localisation des contaminants par rapport à la nappe phréatique, des caractéristiques du sol dans la zone d'intérêt,

l'étape de limitation de débit dans l'élimination des contaminants sur le site, et le débit et le trajet d'écoulement souhaités pour éliminer les contaminants de la sous-surface.

En général, la clef de dimensionnement d'un système de décontamination efficace reste toujours la réalisation d'une étude préliminaire de traitabilité. Les résultats obtenus par une étude sur un pilote d'essai peuvent fournir les paramètres principaux, tels que la dépression optimale, le rayon d'influence dans la zone non-saturée du sol ainsi que le débit optimum d'extraction du gaz du sol (USEPA, 2006). Ces paramètres sont essentiels pour le choix et la conception des pompes à vide et des systèmes de traitement du gaz.

➤ ***Le rayon d'influence***

Le rayon d'influence (RI) est le paramètre le plus important à prendre en compte dans la conception d'un système SVE. Le RI est défini comme la plus grande distance d'un puits d'extraction à laquelle un vide et un flux de vapeur suffisants peuvent être induits pour améliorer de manière adéquate la volatilisation et l'extraction des contaminants dans le sol. En général, le RI est souvent considéré comme la distance du puits d'extraction à laquelle un vide d'au moins 2,54 mmCE est observé.

Le RI dépend de nombreux facteurs, notamment : la perméabilité intrinsèque latérale et verticale, la profondeur de la nappe phréatique, la géométrie du système d'extraction, l'utilisation de puits d'injection, l'étendue de l'hétérogénéité du sol, la teneur en eau dans le sol et le temps de remédiation désiré.

Généralement, le rayon d'influence peut varier de 1,52 m (pour les sols à grains fins) à 30,48 m (pour les sols à grains grossiers) pour un seul puits d'extraction (USEPA, 2004). Pour les sites présentant une géologie stratifiée, le RI doit être défini pour chaque type de sol, il est important pour déterminer le nombre et l'espacement appropriés des puits d'extraction. Le rayon doit être déterminé sur la base des résultats des essais des études pilotes ; toutefois, sur les sites où les essais pilotes ne peuvent pas être réalisés, le RI peut être estimé en utilisant la modélisation physique ou des méthodes empiriques. L'approche de modélisation physique implique la création d'un modèle d'écoulement visant à prédire les déplacements du liquide et du gaz dans la zone de traitement ainsi qu'autour des puits d'extraction. Ces modèles reposent sur les principes physiques régulant l'écoulement des fluides dans le sol. En revanche, l'approche empirique repose sur des observations expérimentales et des données de terrain pour déterminer des tendances ou des modèles de comportement. Le rayon d'influence est souvent évalué en analysant l'évolution de la pression en fonction de la distance radiale. On trace généralement des courbes de pression pour ces analyses, puis on applique une extrapolation linéaire pour déterminer la distance à laquelle la pression atteint la valeur souhaitée. En résumé, en raison de la performance parfois limitée des modèles physiques, l'utilisation des modèles empiriques est privilégiée pour évaluer le rayon d'influence.

La définition précédente du rayon d'influence demeure limitée car elle ne donne aucune indication sur la durée requise pour le traitement (Johnson et Ettinger., 1994). Malgré cela, les tests de rayon d'influence continuent d'être utilisés pour la conception de la SVE sur de nombreux sites. Les praticiens qui utilisent les tests du rayon d'influence pour concevoir des systèmes de ventilation du sol supposent que l'observation du vide souterrain assure un flux d'air suffisant dans les sols contaminés pour une restauration en temps opportun via la volatilisation et / ou la biodégradation des composés organiques (USACE, 2002). Suthersan et al. (1999) ont démontré que le rayon d'influence, déterminé en fonction du vide induit dans le sol, ne constitue pas un paramètre adéquat pour dimensionner un système d'extraction. Dixon et Nichols (2007) ont introduit une approche alternative pour le dimensionnement des systèmes d'extraction, basée sur l'atteinte d'une vitesse de pore d'air critique. Cette méthode implique la définition de la zone de traitement comme étant le volume de sol délimité par le rayon où la vitesse de pore d'air critique est atteinte. De manière générale, la détermination de la vitesse critique de l'air s'effectue en calculant les coefficients de transfert de masse pour différentes vitesses d'air. La vitesse critique de l'air est celle à partir de laquelle le coefficient de transfert de masse atteint son optimum. Au-delà de cette valeur critique, l'extraction d'air à des vitesses plus élevées ne contribue plus à améliorer le taux de transfert de masse des polluants vers la phase gazeuse. DiGiulio et Varadhan (2001) ont développé une équation qui permet d'estimer la vitesse interstitielle critique pour un transfert PLNA-air optimal:

$$v_c = \left(\frac{10^{-0,42} D_g^{0,38} d_{50}^{0,44} L_c}{-\varphi \ln(1 - C_{g,\beta} / \overline{C_{g,\beta}^{sat}})} \right) \quad \text{Eq I- 1}$$

v_c , vitesse interstitielle critique pour le transfert PLNA-air, [L.T⁻¹]

d_{50} , diamètre moyen des particules du sol, [L]

D_g , diffusivité moléculaire de l'air, [L².T⁻¹]

φ , Porosité [-]

L_c , est la longueur caractéristique de la contamination, [L]

$C_{g,\beta}$, est la concentration du contaminant dans la phase gazeuse, [M.L⁻³]

$\overline{C_{g,\beta}^{sat}}$, est la concentration du contaminant à l'équilibre dans la phase gazeuse, [M.L⁻³].

➤ **Le vide à appliquer**

Le vide de tête de puits est la pression de vide qui est requise en haut du puits d'extraction pour produire le débit d'extraction de vapeur souhaité à partir du puits d'extraction. Le niveau de vide est un paramètre critique dans la conception d'un système SVE, et il doit être attentivement évalué afin d'optimiser l'efficacité, la rentabilité et les performances du processus de remédiation. Bien que le vide en tête de puits soit généralement déterminé par des études pilotes, il peut être estimé

et varie généralement de 1 à 30 mCE. Les sols moins perméables nécessitent généralement des pressions de vide plus élevées en tête de puits pour produire un rayon d'influence raisonnable ainsi qu'améliorer l'efficacité de l'extraction en augmentant le transfert de masse des contaminants de la matrice du sol vers la phase vapeur. Il convient de noter, cependant, que des pressions de vide élevées (par exemple, supérieures à 30 mCE) peuvent provoquer une remontée de la nappe phréatique et l'occlusion des tamis des puits d'extraction.

Le niveau de vide a également un impact sur les besoins énergétiques du système SVE. Des niveaux de vide plus élevés nécessitent souvent des équipements plus puissants et énergivores, comme les pompes à vide par exemple.

➤ *Le débit d'extraction*

Le débit d'extraction de vapeur est la quantité de gaz du sol qui sera extraite par chaque puits d'extraction, exprimée en débit volumétrique. Il est important de noter que le débit d'extraction de gaz, le rayon d'influence et le vide de la tête de puits sont étroitement liés, ce qui signifie que toute modification du débit d'extraction aura un impact sur le rayon d'influence et le vide de la tête de puits. Pour déterminer le taux d'extraction d'air, des études pilotes sont généralement appliquées, mais il est également possible de le calculer à l'aide de modèles mathématiques ou physiques (USEPA, 1999). Le débit d'extraction d'air est essentiel pour déterminer le temps de fonctionnement du système SVE.

L'injection d'air offre des avantages en fonctionnement tels que la réduction des "zones mortes", la minimisation de la remontée des eaux, l'augmentation des gradients de pression et la création d'une barrière à l'écoulement de l'air vers des endroits sensibles (USACE, 2002).

Les débits d'air dans les systèmes d'extraction sous pression réduite changent souvent selon la complexité du sol, la nature des contaminants et du temps de traitement désiré. Un taux d'extraction plus élevé peut entraîner une élimination plus rapide et plus complète des composés organiques volatils (COV) du sous-sol. Ceci est particulièrement important lorsqu'il s'agit de contaminants hautement volatils ou à diffusion rapide. De plus, un débit d'extraction d'air optimal pour le contaminant peut être acquis par le calcul (Qin et al., 2010). Un taux d'extraction plus élevé peut générer une plus grande pression négative, améliorant l'effet de dépressurisation du sol. Cela peut augmenter le flux de vapeur vers les puits d'extraction et améliorer l'efficacité de l'extraction des contaminants.

Pour concevoir de manière plus précise un système de décontamination par extraction sous pression réduite, il est recommandé d'adopter une approche qui vise à maintenir une vitesse de l'air minimale uniforme dans toute la zone contaminée. Cette approche garantit un taux d'échange d'air optimal pour parvenir à une décontamination dans le délai le plus court possible. Pour ce faire, il

est impératif d'évaluer les vitesses de l'air à différents débits d'air, ce qui permettra de déterminer l'espacement approprié entre les puits d'extraction (Dixon et Nichols., 2007). Il existe une corrélation significative entre le choix de la vitesse d'air optimale et la durée de la réhabilitation. Ainsi, la vitesse d'air doit donc être suffisamment faible, pour permettre une durée adéquate à la diffusion à partir des zones non directement affectées par le flux d'air, tout en maintenant un niveau assez élevé pour prévenir l'accumulation excessive de gaz chargés en polluants, entraînant ainsi une prolongation inutile du processus de réhabilitation (USACE, 2002). Shah et al. (1995) ont mené des recherches sur des sols sableux artificiellement contaminés par le benzène. L'observation des concentrations de polluant dans l'air extrait a révélé des niveaux plus élevés pour les expériences présentant un faible débit d'air. Par ailleurs, un débit d'air élevé exige l'utilisation d'équipements très coûteux et une consommation importante d'énergie pour générer une dépression significative dans le sous-sol. Armstrong et al. (1994) ont modélisé la variation du temps requis pour extraire 99% de la masse totale des contaminants avec un traitement continu en relation avec la vitesse d'air induite dans le sol, constatant une réduction du temps de traitement avec l'augmentation de la vitesse de l'air.

➤ ***Les niveaux de réhabilitation***

Les niveaux de remédiation où les concentrations de constituants finales requises dans les sols ou les vapeurs sont définis par les réglementations de l'État comme des « niveaux de mesures correctives » ou déterminés en fonction du site en utilisant une modélisation du transport et une évaluation des risques. Ils détermineront quelles zones du site nécessitent un traitement et à quel moment l'opération SVE peut être interrompue.

➤ ***Le temps de réhabilitation***

Le temps de traitement d'un site pollué peut influencer sur la conception du système. C'est un paramètre principal dans l'évaluation de l'efficacité du procédé de SVE, il est lié étroitement au coût des opérations de traitement par extraction sous pression réduite.

Le concepteur peut réduire l'espacement des puits d'extraction pour augmenter le taux de restauration afin de respecter les délais de réhabilitation (USEPA, 1994).

Le temps de réhabilitation dépend du taux de décontamination, débit d'extraction d'air, les chemins d'écoulement d'air, les vitesses interstitielles induites au sein des pores et les coefficients de transfert de masse vers la phase gazeuse (Digiulio et Varadhan., 2001).

Maria da Conceição et al. (2006a, 2006b) ont réalisé plusieurs tests sur différents types de sols et ont trouvé que le temps de traitement est largement influencé par la teneur en eau et en matière organique du sol pollué.

Si un temps de traitement plus court est souhaité, un débit d'air plus élevé ou des puits d'extraction supplémentaires peuvent être nécessaires pour accélérer le processus d'extraction de vapeur. Le concepteur doit optimiser l'emplacement et la distribution des puits d'extraction pour assurer une couverture efficace de la zone contaminée dans le temps de réhabilitation désiré. Un placement stratégique peut aider à maximiser le rayon d'influence et à améliorer l'efficacité de la SVE.

La durée de réhabilitation par extraction sous pression réduite in situ peut être comprise entre quelques mois à 3 ans en fonction des caractéristiques de la pollution et celles du sol. Cette période doit être confrontée aux contraintes de gestion spécifiques du site en question. La SVE peut traiter de grands volumes de sol à un coût raisonnable et en peu de temps (Barnes et al., 2002).

➤ **Le volume des pores**

Le volume des pores est un paramètre important dans la conception SVE car il affecte la quantité de vapeurs qui peut être stockée et extraite du sous-sol.

Les calculs du volume total des pores (V_{TP}) sont utilisés avec le débit d'extraction pour déterminer le taux d'échange du volume des pores. Le taux d'échange est calculé en divisant l'espace des pores du sol dans la zone de traitement par le taux d'extraction de vapeur prévu. L'espace poreux à l'intérieur de la zone de traitement est calculé en multipliant la porosité du sol par le volume de sol à traiter. Certains articles de la littérature ouverte suggèrent qu'un volume de pores de vapeur du sol devrait être extrait au moins quotidiennement pour une efficacité optimale (EPA, 1994). On peut calculer le taux requis pour échanger un V_{TP} en utilisant l'équation suivante :

$$TE = \frac{\theta_g V}{Q_v} \quad \text{Eq I- 2}$$

θ_g , porosité du sol à l'air

TE , taux d'échange d'un volume de gaz égal à V_{TP} , [T]

V , volume du sol à traiter, [L^3]

Q_v , débit d'extraction du gaz, [$L^3 \cdot T^{-1}$]

Des volumes de pores plus importants peuvent nécessiter des temps de traitement plus longs pour atteindre le niveau souhaité d'élimination des vapeurs. La conception doit tenir compte du volume de pores disponible pour estimer la durée du processus de traitement et assurer une élimination efficace des contaminants.

Le nombre de volumes de pores nécessaire pour atteindre un niveau de temps dépend des caractéristiques du sol, des propriétés et des concentrations des contaminants (Atkinson, 1999).

II-5-4- Performances de SVE

Les performances de l'application d'un traitement par extraction sous pression réduite doivent être jugées, en tenant compte des objectifs fixés, par comparaison des résultats d'analyses et essais obtenus sur le sol avant et après traitement.

La technique de dépollution par extraction nécessite de passer tous les équilibres par une étape d'évaporation et de désorption pour pouvoir réduire en continu la concentration des composés organiques dans le sol et réaliser une prédiction à long terme des quantités extraites.

Le rendement de ce procédé peut dépasser 90 %. Ce rendement peut être significativement modifié par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants semi-volatils. La présence d'hétérogénéités entraîne des passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'air. Ces zones sont alors traitées en premier. Les zones environnantes sont décontaminées à la fois par volatilisation directe – flux d'air les traversant – et diffusion des contaminants jusqu'aux passages préférentiels déjà décontaminés.

La dépollution par extraction sous pression réduite ne convient que pour les polluants en équilibre entre la phase solide et la phase gazeuse, et éventuellement la phase dissoute. La phase liquide non aqueuse peut également être traitée si elle est constituée uniquement de composés organiques volatils (ADEME, 2023).

Les résultats de simulation obtenus par Zhang et al. (2023) indiquent que les facteurs les plus importants affectant les performances de SVE sont le temps, la température et la concentration de contaminants, tandis que l'influence du débit d'extraction n'est pas significative. D'après Hutzler et al. (1990), les propriétés des contaminants, les propriétés du sol et les conditions du site sont considérées comme les paramètres les plus importants pour définir le fonctionnement optimal d'un processus de traitement par extraction sous pression réduite (Tableau I- 2).

En ce qui concerne le sol pollué, la technique SVE est plus adaptée aux sites présentant des particules de sol uniformes, une plus grande porosité du sol, une meilleure perméabilité, une teneur en eau du sol plus réduite et des nappes phréatiques plus profondes.

En ce qui concerne les polluants, la technique SVE convient aux COV et aux SCOV ayant une certaine volatilité, en particulier aux COV ayant une grande volatilité. Pour les polluants organiques non volatils, la technique SVE n'est pas utilisable à température ambiante.

Fann et al. (1998) ont constaté la réussite de l'assainissement des fractions pétrolières les plus lourdes (réduction des niveaux de TPH de 5033 mg kg⁻¹) dans 1425 m³ de sol en utilisant la SVE. Park et al. (2005) ont montré une élimination de 95 % des TPH dans les 30 jours suivant le traitement à l'échelle pilote.

Toute approche utilisée pour évaluer les performances d'un système de SVE devrait utiliser de bonnes pratiques de caractérisation, de conception et de surveillance du site, car l'élimination massive peut être limitée par une mauvaise exécution de l'un de ces composants.

Tableau I- 2: Les paramètres influençant l'efficacité de l'extraction sous pression réduite (Hutzler et al., 1990)

Les conditions du site	La distribution des COV
Les conditions du site	L'épaisseur de la zone insaturée
	Taux d'infiltration
	Localisation des hétérogénéités
	Température, humidité
	Conditions météorologiques
Propriétés du sol	Perméabilité à l'air
	Porosité
	Teneur en matière organique
	Structure et texture du sol
	Teneur en eau
Propriétés des contaminants	Constante de Henry
	Solubilité
	Coefficient d'adsorption
	Diffusivité
	Densité
	Viscosité
Paramètres de contrôle	Débit d'extraction
	Configuration du système
	Espacement entre puits
	Couvertures du sol
	Durée d'extraction

II-5-5- Description des étapes de traitement par SVE

L'extraction sous pression réduite consiste à éliminer les polluants organiques en quatre étapes :

- L'évacuation simple de la phase gazeuse ;
- La vaporisation de la phase liquide non aqueuse, si elle est présente ;
- La volatilisation des polluants dissous dans la phase aqueuse ;

- La désorption des polluants adsorbés à la surface du sol.

Ces procédés d'extraction ne se produisent pas à la même vitesse. On saisit trois phases dans un traitement par SVE, en fonction de la concentration de la phase gazeuse en polluants extraits. La figure I- 8 ci-dessous présente ces trois mécanismes :

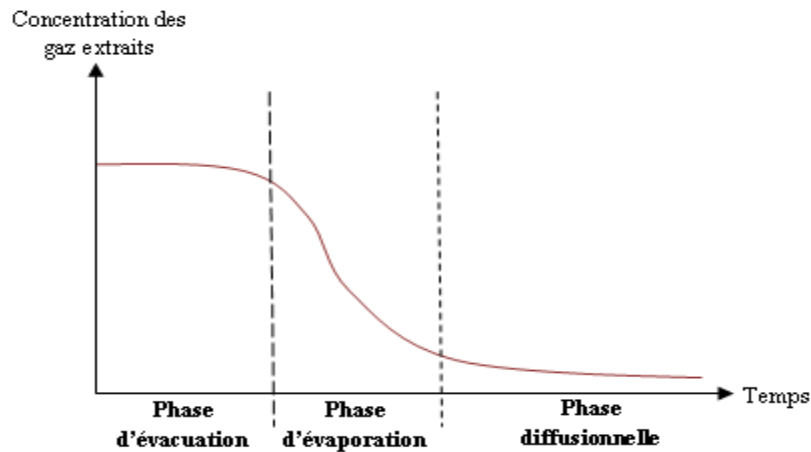


Figure I- 8 : Evolution de la concentration en polluant du gaz extrait en fonction du temps, adopté de (USEPA, 1994)

□ *La phase d'évacuation* : En premier temps, la phase gazeuse à l'équilibre est chassée par un courant de gaz. Cette étape est caractérisée par une concentration maximale des composés organiques, elle est influée par le débit d'extraction. Plus ce dernier est élevé plus le temps de cette phase est court. Un déséquilibre est créé par la phase d'évacuation entre la phase gazeuse et les autres phases.

□ *La phase d'évaporation* : Les composés organiques sont dissous en présence de la phase aqueuse, l'évaporation de ces composés se produit alors. La concentration des polluants dans le flux d'air commence donc à baisser au cours du temps. Cette étape correspond aux phénomènes produisant dans les zones les plus perméables.

Lors de ces deux premières phases, les mécanismes de transfert des polluants les plus observables sont l'advection et la dispersion (Grathwohl, 1998).

□ *La phase diffusionnelle* : Lorsque les zones d'écoulement préférentiel des gaz sont dépolluées, la diffusion devient le mécanisme limitant du transfert des polluants. La pollution est alors extraite très lentement et le débit massique est limité par la diffusion des polluants. Les polluants contenus dans les zones non atteintes par le flux d'air diffusent vers lui sous l'action du gradient de concentration créé. Le fait que la diffusion soit un phénomène très lent peut expliquer le grand délai de traitement du sol (5-10 ans) (Grathwohl, 1998). Les coûts d'exploitation du système augmentent et le système d'extraction ne devient plus rentable par rapport aux quantités de polluants extraits qui deviennent de plus en plus faibles.

Pendant la phase de diffusion et lorsque le procédé de SVE est interrompu, on observe une augmentation de concentration en polluants organiques dans la phase gazeuse. Pendant la période d'interruption, les polluants continuent de diffuser dans des zones de faibles perméabilités (macroscopique et microscopique). Ce phénomène a été mentionné par plusieurs auteurs (Harper *et al.*, 1998, Kaleris et Croisé., 1997, Anderson, 1994, Johnson *et al.*, 1994, Grathwohl, 1998 et Smith *et al.*, 1996).

La phase finale de dépollution (diffusionnelle) peut être optimisée par l'application du venting pulsé ou venting en discontinu. Le principe repose sur les déclenchements et arrêts successifs de la pompe. Selon Kvapil. (2000), l'optimisation des périodes d'extraction et d'arrêt permet d'obtenir le même rendement que par l'application de l'extraction continue tout en économisant de l'énergie pendant l'arrêt.

II-5-6- Les facteurs limitants de la SVE

- La distribution irrégulière des sols de subsurface peut avoir un impact de répartition inégale de la circulation d'air, ce qui compromet l'efficacité du traitement par SVE.
- La faible perméabilité des sols constitue un facteur limitant ($< 10^{-5} \text{m.s}^{-1}$), dans ce cas le maillage des puits d'extraction doit être très serré (ADEME, 2023) ;
- Le procédé n'est pas destructif ;
- Lorsque la teneur en eau dans la zone vadose augmente, cela induit à un abaissement de la perméabilité à l'air, ce qui réduit l'efficacité de la SVE. Quand les niveaux de saturation en eau atteignent environ 85 %, la circulation de l'air devient presque impossible car la perméabilité à l'air devient négligeable
- Les sols présentant une teneur élevée en argile et en matière organique entraînent une forte adsorption des polluants sur la phase solide, ce qui réduit les performances épuratoires.

II-6- Les techniques d'amélioration de l'extraction sous pression réduite

Les techniques d'amélioration doivent être appliquées quand les caractéristiques des contaminants ou du sol limitent l'efficacité de l'extraction sous pression réduite, ou lorsque des contaminants sont présents dans la zone saturée du sol. Parmi ces techniques on trouve :

II-6-1- L'air sparging (barbotage in-situ)

La SVE ne peut dépolluer que la zone non saturée d'un sol contaminé. L'air sparging renforce les capacités de l'extraction sous pression réduite à dépolluer localement la zone saturée (dissoute, adsorbée) ainsi que la frange capillaire (figure I- 9). Aussi, l'air injecté dans la nappe va favoriser la volatilisation des polluants qui seront extraits au niveau de la zone vadose et traités sur site (Khan et al., 2004).

Cette technique consiste à injecter un gaz, le plus souvent de l'air, dans la formation par des puits verticaux ou horizontaux. Cette injection a lieu au-dessous du niveau de la nappe d'eau à traiter. Ensuite, l'air se propage à travers la zone saturée en créant des canaux d'air. En instaurant cette interface air/phases du sol (air/eau, air/sol, air/produit), l'air sparging favorise la volatilisation des substances chimiques volatilisables « strippables » présentes dans la zone saturée ainsi que celles présentes à l'état pur au-dessus de la frange capillaire aqueuse. En parallèle, la dissolution de l'oxygène de l'air dans la phase aqueuse permet d'augmenter la biodégradation aérobie de certains contaminants (biosparging). L'air sparging n'est plus efficace que lorsqu'il est combiné à d'autres techniques d'assainissement telles que la SVE (Kuppusamy et al., 2016).

L'air sparging est plus efficace dans des sites homogènes de grande perméabilité et où les nappes contaminées ne sont pas couvertes par des zones imperméables. Il permet de traiter des polluants volatils (constante de Henry supérieure à $0,01 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ à 20°C et/ou pression de vapeur saturante supérieure à $0,5 \text{ mm Hg}$ (67 Pa) à 20°C) (ADEME, 2023). Il est particulièrement adapté au traitement de la frange capillaire de la nappe. Il est généralement utilisé pour traiter les solvants chlorés et les hydrocarbures pétroliers volatils (essence, fuel, paraffine, etc.) ; en revanche, il n'est pas recommandé pour traiter les polluants très solubles (alcools, cétones ...). L'air sparging et le biosparging sont déconseillés en cas de présence massive de la PLNAL ou PLNAD (ADEME, 2019).

À l'échelle du terrain, Kao et al. (2008) ont montré une élimination supérieure à 70 % des BTEX en 20 mois à une température moyenne des eaux souterraines de 18°C grâce au système de biosparging. Ils ont expliqué que l'opération de biosparging a provoqué le passage de conditions anaérobies à des conditions aérobies à l'intérieur du panache de BTEX, ce qui a augmenté la population d'hétérotrophes qui ont contribué à la biodégradation des BTEX.

Kirtland et Aelion. (2000) ont démontré que l'air sparging/SVE en continu est efficace pour éliminer 87 % des hydrocarbures pétroliers d'un sol peu perméable en 44 jours.

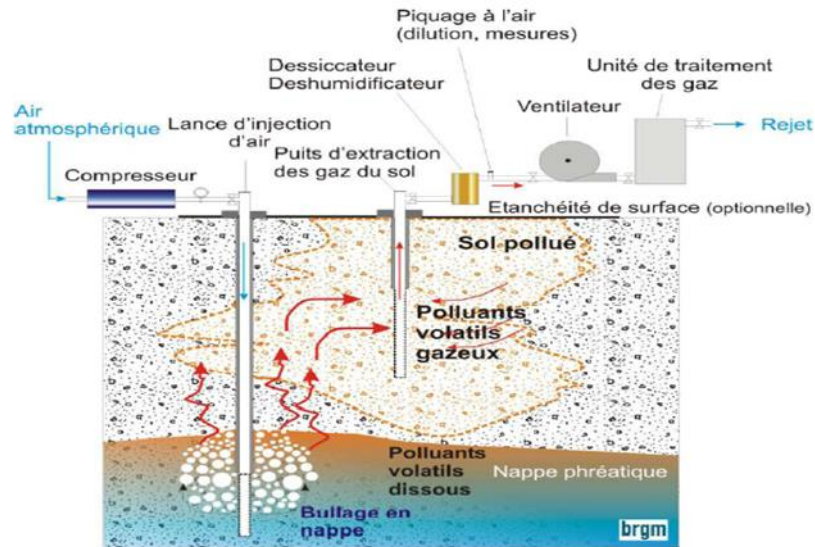


Figure I- 9: Schéma d'un système d'air sparging couplé au Venting (BRGN, 2010)

II-6-2- La fracturation hydraulique et pneumatique

Dans le cas où le sol à traiter ne possède pas une perméabilité suffisante, ce qui constitue un défi majeur pour l'extraction des polluants, la fracturation hydraulique et pneumatique est un procédé utilisé pour améliorer l'efficacité de la plupart des méthodes in situ de remédiation (Gafar et al., 2008).

La fracturation hydraulique est la dislocation ciblée de formations géologiques peu perméables par le moyen de l'injection sous très haute pression d'un fluide destiné à fissurer et micro-fissurer la roche. Cette fracturation peut être pratiquée à proximité de la surface, ou à grande profondeur (à plus de 1 km, voire à plus de 4 km dans le cas du gaz de schiste), et à partir de puits verticaux, inclinés ou horizontaux afin d'augmenter le taux d'extraction et donc rendre la technique d'extraction sous pression réduite plus rentable (Agarwal, 1979).

L'hydro-fracturation est une technologie à l'échelle pilote dans laquelle un fluide à pression relativement élevée, en particulier de l'eau, est injecté à des taux modestes dans la zone source qui doit être fissurée, ce qui crée initialement une entaille circulaire sous le trou de forage. Plus tard, lorsque le gel biodégradable et la boue de sable sont injectés à haute pression, des fractures individuelles sont créées. Finalement, les fractures deviennent très perméables à mesure que le gel se dégrade (Cipolla et al., 2008). Pour améliorer la récupération des contaminants, la technologie d'extraction de la vapeur du sol peut être utilisée en conjonction avec le processus de fracturation hydraulique (Nilsson et al., 2011).

Dans le processus de fracturation pneumatique, les fissures existantes sont étendues et de nouvelles fractures ou canaux sont créés en injectant de l'air ou d'autres gaz à haute pression. Cette méthode accélère l'élimination des contaminants en utilisant des techniques telles que l'électrocinétique in

situ, l'amélioration de la biodégradation in situ, l'extraction de vapeur du sol et le Bioventing (Bhandari et al., 2007). La fracturation par les gaz est mise en œuvre lorsque les fractures restent ouvertes pendant une longue période sans nécessiter de support.

I-6-4- Méthodes thermiques

Les méthodes thermiques permettent l'amélioration des performances globales des systèmes SVE. Elles consistent à transférer la chaleur à la zone contaminée du sol afin d'accroître la pression de vapeur des composés organiques volatils COV ou semi-volatils et / ou rendre la perméabilité à l'air dans le sous-sol par séchage plus grande. Au cours des trois dernières décennies, l'extraction thermiquement améliorée des vapeurs du sol (T-SVE) s'est avérée être une technique efficace pour éliminer les hydrocarbures pétroliers du sol de la zone vadose à temps réduit (Lim et al., 2016).

Le chauffage n'élimine pas les contaminants mais modifie leurs propriétés biologiques, chimiques et physiques, ainsi que celles des sols et des eaux souterraines, cela améliore le rendement de l'extraction sous pression réduite (Kuppusamy et al., 2016). Les méthodes thermiques augmentent la température du sol afin de faciliter le transfert de masse par un certain nombre de mécanismes comme l'advection, la partition des contaminants dans la phase gazeuse, la diffusion en phase gazeuse, la désorption des contaminants, et biodégradabilité des contaminants. En général, les techniques thermiques d'amélioration doivent être examinées au cours des opérations de dépollution pour vérifier l'applicabilité d'au moins un des mécanismes suivants : l'extraction ou la désorption des COV à faibles pressions de vapeur, réduction du temps de réhabilitation et l'amélioration de l'activité biologique du sol (Boudouch, 2009). Cependant, la T-SVE in situ n'est pas nécessairement appropriée pour tous les sols, en particulier à ceux à faible perméabilité à l'air (Frank et Barkley., 1995).

Les améliorations thermiques pour la SVE peuvent faire appel à un certain nombre de procédés différents visant à transférer de la chaleur dans le sous-sol pour augmenter la pression de vapeur des COV afin de favoriser leur élimination par la SVE et accroître ainsi la perméabilité à l'air. Les contaminants vaporisés sont éliminés par les puits d'extraction SVE.

D'après Heron et al. (1998), les facteurs limitant l'efficacité de l'élimination sont la lenteur de la désorption des contaminants, la lenteur de la diffusion des contaminants des couches peu perméables vers les zones d'échange de vapeur, le retard de la phase vapeur dû à l'adsorption et la volatilité limitée du contaminant aux températures in situ.

Injection de la vapeur

Injection de la vapeur (Steam stripping) a été initialement utilisée par l'industrie pétrolière pour la récupération améliorée du pétrole pendant les opérations de production en abaissant la viscosité

des huiles lourdes et en augmentant la volatilité des huiles légères, facilitant la production à partir de formations profondes (USEPA, 2004). Dans le contexte des applications de remédiation, cette technique implique généralement l'injection de vapeur dans la zone contaminée du sous-sol, ce qui permet la séparation chimique des contaminants. Cette action permet de dissoudre, vaporiser et déplacer les polluants, afin de les récupérer par la suite.

La technologie de l'injection de vapeur est généralement plus appropriée dans les régions où les sols sont moyennement ou fortement perméables. La vapeur crée également un gradient de pression qui contrôle le mouvement des contaminants et condense le front de vapeur vers le puits de récupération (USEPA, 1997). Une fois injectée, la vapeur se propage sur une certaine distance à travers la zone contaminée avant de se condenser. L'augmentation de la température provoque la volatilisation des contaminants (en raison de l'augmentation de la pression de vapeur) et la dissolution de la vapeur condensée (en raison de l'augmentation de la solubilité). Le flux de vapeur est contrôlé afin de restreindre la mobilisation des contaminants dans des zones qui n'étaient pas contaminées auparavant.

Des études en laboratoire et des démonstrations sur le terrain ont également confirmé la capacité de cette technologie à récupérer efficacement jusqu'à 99 % de matières organiques volatiles telles que le diesel dans le sous-sol (Heron et al., 2005). L'efficacité de ce processus dépend des caractéristiques du site, qui déterminent la distribution des contaminants et le trajet préféré de la vapeur injectée.

Injection d'air chaud

L'injection d'air chaud a été utilisée pour augmenter la pression de vapeur des COV et des SCOV dans la zone vadose, ce qui a entraîné une réduction du temps d'assainissement et une augmentation de l'élimination des contaminants (USEPA, 1997). L'air chaud introduit dans la zone polluée par l'intermédiaire d'un puits d'injection permet l'augmentation de la température ambiante du sol ce qui entraîne la volatilisation des contaminants vers la phase gazeuse. Par la suite, la vapeur est acheminée vers le puits d'extraction en utilisant le vide créé par le système. Une diffusion au sein de la phase vapeur est subite pour les contaminants qui ne sont pas directement en contact avec la vapeur. L'injection d'air chaud accélère le changement de phase ainsi la diffusion des contaminants organiques, ce qui les libère du sol poreux et leur permet d'être capturés par un système SVE.

L'injection d'air chaud devient plus effective lorsque le sol s'assèche pendant son application. À mesure que le sol s'assèche, la perméabilité du sol augmente et les vapeurs peuvent circuler plus librement. Cette technique est particulièrement bien adaptée aux COV présents dans les sols à faible perméabilité. Cependant, en raison de la faible capacité thermique des gaz, ses applications sont limitées par rapport à d'autres mécanismes de chauffage. L'injection d'air chaud est peu

efficace pour les dioxines, les furannes et les PCB. Elle est également relativement moins performante pour l'extraction des composés organique semi volatils SCOV que l'injection de vapeur en raison des températures plus basses (USEPA, 1995).

Chauffage thermique conductif

Le chauffage par conduction thermique également connu sous le nom de désorption thermique, est actuellement une méthode techniquement éprouvée et rentable de dépollution des sols et des eaux souterraines avec l'extraction sous vide (Heron, 2008).

Le chauffage par conduction thermique implique l'application simultanée de chaleur et de vide sur les sols souterrains avec un ensemble de puits de chauffage / sous vide verticaux ou, beaucoup moins fréquemment, avec des chauffages de couverture de surface et une enveloppe isolée sous vide. Dans ces deux configurations, la chaleur provient d'un élément chauffant et est transférée au sous-sol en grande partie par conduction thermique et transport de chaleur radiante, qui domine près des sources de chaleur (Stegemeier, 1998). Au fur et à mesure que la zone source se réchauffe, les polluants présents dans le sol sont vaporisés ou détruits par ébullition, évaporation, oxydation, pyrolyse ou distillation à la vapeur (Baker et Heron., 2004). Même si la chaleur par conduction thermique n'est pas conçue pour dégrader les polluants organiques, les désorbeurs thermiques permettent d'éliminer partiellement ou totalement les composés organiques en fonction du type de substances organiques présentes et de la température des désorbeurs (Kuppusamy et al., 2016).

Cette amélioration particulière serait la plus efficace pour les sites dont les sols sont moyennement ou faiblement perméables et contaminés par des COV, elle ne s'applique pas aux composés à point d'ébullition élevée, bien que ces composés tels que les PCB soient mobilisés dans les premiers mètres de profondeur (USEPA., 1997).

Le chauffage par conduction thermique convient au traitement des zones sources de PLNAD dans la plupart des conditions hydrogéologiques. Le chauffage par conduction thermique diffère des autres méthodes de chauffage car il ne repose pas uniquement sur la vapeur comme source de chaleur ou l'eau comme chemin conducteur. Il peut chauffer les sols à des températures supérieures à 500 ° C, ce qui le rend particulièrement applicable aux contaminants organiques semi-volatils (SCOV) (Stegemeier et Vinegar., 2001). Selon les conclusions de l'étude menée par Amy et al. (2010) sur un site contaminé par des solvants chlorés, l'utilisation combinée de l'extraction multiphasique et du chauffage conductif thermique a démontré un impact positif à grande échelle sur une période de huit mois, avec un rendement pouvant atteindre 97%. La méthode de désorption thermique (100°C) in situ couplée avec l'extraction en double phase s'est révélée être une approche intéressante à l'échelle du terrain, car elle a réussi à éliminer 99,9 % des Biphényles Polychlorés

PCP, Tétra-ChloroEthylène TCE et DiChloroEthane DCE présents dans 3915 m³ de sédiments en seulement 9 mois (TerraTherm, 2010).

Chauffage résistif électrique

Le chauffage par résistance électrique permet de chauffer les sols moins perméables, tels que les argiles et les sédiments à grains fins, à l'aide d'un courant électrique, de sorte que l'eau et les contaminants piégés dans ces régions relativement conductrices soient vaporisés et prêts pour l'extraction par le vide.

L'ERH (Electric Resistance Heating) implique l'application d'un courant électrique à travers la matrice du sol moins perméable, entraînant la génération de chaleur. L'ERH utilise la résistance électrique naturelle dans le sous-sol où l'énergie est dissipée par des pertes ohmiques ou résistives. Ce mode de chauffage in situ permet de concentrer l'énergie dans une zone source spécifique. Lorsque la température du sous-sol est augmentée jusqu'au point d'ébullition de l'eau interstitielle ou du milieu saturé dans la zone de traitement, de la vapeur est générée. La vapeur enlève les contaminants des sols et permet de les extraire du sous-sol. De plus, les contaminants sont directement volatilisés à partir du sol non saturé. L'ERH est particulièrement adapté au traitement des strates à faible perméabilité et aux PLNAD qui se sont consolidées dans des zones à faible perméabilité et à teneur organique plus élevée, que les vapeurs ne peuvent pénétrer rapidement (USEPA, 1997).

Le chauffage par résistance électrique est légèrement moins efficace lorsque le sol s'assèche près des électrodes. Avec une tension d'alimentation constante, le sol le plus proche des électrodes sèche plus rapidement que le reste du sol, ce qui entraîne une augmentation des résistances, une inégalité dans le chauffage et donc une diminution de l'efficacité de l'élimination.

Heron et al. (1998) ont étudié la fiabilité de la SVE thermiquement améliorée par chauffage électrique résistif d'un sol limoneux contaminé par le trichloréthylène (TCE). L'extraction des vapeurs du sol a d'abord été testée seule à 23 °C, montrant une très faible efficacité en raison de la couche peu perméable et d'un temps de traitement estimé à plus d'un an. En utilisant du courant électrique, la température a été augmentée à 85 et 100 °C par paliers, et les flux de TCE ont été multipliés par 2,6 et 19, respectivement. Après 37 jours de chauffage, une élimination de masse de 99,8 % a été atteinte. Les traitements thermiques in situ peuvent être effectués en quelques mois, à des coûts généralement inférieurs à 100 \$.m⁻³, et avec une efficacité d'élimination très élevée pour les composés organiques volatils et semi-volatils (Heron et al., 1998).

Chauffage électromagnétique

Le chauffage électromagnétique par radiofréquence et par micro-ondes est une technologie qui a été utilisée depuis les années 1970 et qui permettent de chauffer le sol afin d'améliorer l'extraction sous pression réduite à l'aide de l'énergie électromagnétique. Cette technique permet de chauffer les sols à plus de 300 °C. L'augmentation de la pression des vapeurs chimiques en chauffant le sol in situ peut réduire le temps de dépollution et aider à éliminer les produits chimiques volatils qui, autrement, ne seraient pas éliminés par les SVE conventionnels. Par comparaison avec le chauffage conventionnel, le chauffage par radiofréquences/micro-ondes présente l'avantage d'un chauffage sélectif, d'un temps de chauffage plus réduit, d'un meilleur contrôle du processus et de l'absence de contact direct avec le matériau chauffé. En outre, il est prouvé que l'activité microbienne n'est pas inhibée par les champs électromagnétiques (Jones et al., 2002).

Ce chauffage se caractérise par une formation directe de chaleur dans le volume du sol sans nécessiter de fluide caloporteur tel que l'air chaud ou la vapeur ou des surfaces surchauffées telles que des lances chauffantes. Contrairement au chauffage résistif, il n'est pas limité par l'exigence d'humidité du sol assurant une conductivité électrique suffisamment élevée. De plus, le principe de chauffage ne dépend pas de la perméabilité du sol aux flux gazeux (comme dans le cas de l'injection de vapeur) ou de la conductivité thermique. Comme avec toutes les méthodes thermiques, le chauffage électromagnétique prend en charge l'élimination des contaminants en améliorant la mobilité et la solubilité dans l'eau, en augmentant les pressions de vapeur et en diminuant la tension de surface. Les équilibres d'adsorption dans la matrice du sol sont déplacés vers la désorption (Roland et al., 2010).

Dans une étude à l'échelle laboratoire, Poppendieck et al (1999) ont appliqué cette technique couplée avec la SVE dans le but d'améliorer le taux d'élimination des contaminants. Les résultats de cette étude ont quantifié la mesure dans laquelle une augmentation de la température du sol augmente la gamme de composés retirés d'un sol.

Chien (2012) a trouvé que le chauffage par micro-onde est une technique flexible et rentable pour l'assainissement des sols contaminés par des composés organiques volatils et des hydrocarbures pétroliers. Les hydrocarbures en C₁₀-C₄₀ ont été désorbés et évaporés avec l'humidité du sol. L'humidité peut jouer un rôle important dans l'absorption des micro-ondes et dans la distribution de la chaleur.

Zhu et al. (1992) ont signalé que la décontamination d'une tonne de sol par chauffage électromagnétique peut réduire les coûts d'exploitation de 77% par rapport à un processus d'incinération typique. Le traitement a rendu le produit chimique non extractible du sol, il a été conclu que le développement de ce procédé pour assainir les sols contaminés par des déchets dangereux comme la dioxine est prévisible.

Les travaux de Huon et al. (2012) décrivent un projet de démonstration pour le chauffage par radiofréquence in situ (ISRFH « In situ radio-frequency heating ») couplé à la SVE dans la zone non saturée. Ils ont observé qu'après l'arrêt du chauffage, la SVE est restée très efficace pendant quelques semaines en raison des propriétés de rétention de chaleur du sol. La comparaison d'un régime optimisé d'ISRFH/SVE avec une SVE « froide » conventionnelle a montré une réduction du temps de remédiation d'environ 80 % tout en maintenant la consommation totale d'énergie presque constante (Huon et al., 2012).

Poppendieck et al. (1996) ont prouvé la faisabilité de la technologie RF-SVE en laboratoire en éliminant des quantités importantes d'hydrocarbures semi-volatils. Ils ont trouvé que l'augmentation des températures du sol augmente également le taux d'élimination des composés étudiés. Il a été indiqué que si les températures du sol sont suffisamment élevées pour élever la pression de vapeur d'un composé au-dessus de 70 Pa, la SVE éliminera la majeure partie du composé du sol. Cela coïncide avec l'expérience de terrain sur les sites SVE conventionnels qui indique que les produits chimiques avec des pressions de vapeur de 70 Pa ou plus sont candidats à l'élimination par SVE (Rathfelder et al., 1995; Goldfarb., 1994). Les composés dont la pression de vapeur est inférieure à 70 Pa seront toujours éliminés, bien qu'à un rythme plus lent et peut-être dans une moindre mesure.

III- Le sol et ses caractéristiques

III-1- La composition du sol

Le sol peut être défini de manière générale comme le produit, remanié organisé, de l'altération de la couche superficielle de la croûte terrestre, essentiellement sous l'action d'agents climatiques et biologiques.

En génie civil, le sol est considéré comme un milieu poreux composé d'un squelette solide constitué de minéraux, de composés organiques, ainsi que de pores contenant soit une phase liquide et/ou une phase gazeuse. Ces éléments forment des agencements de différentes tailles qui confèrent au sol sa structure. Cette phase solide n'est pas continue et délimite un espace poral de dimensions variées et de géométrie complexe. Le squelette solide est ensuite divisé en matière minérale.

Par conséquent, les quatre principales composantes du sol sont :

- Matière minérale (MM)
- Matière organique (MO)
- Air du sol
- Eau du sol

Ces quatre composants principaux existent dans un état intimement mélangé, permettant à la fois la production des réactions simples et complexes à l'intérieur / entre chaque composant (Figure I- 10).

Dans ce manuscrit, le terme "sol" est employé pour désigner également le sable.

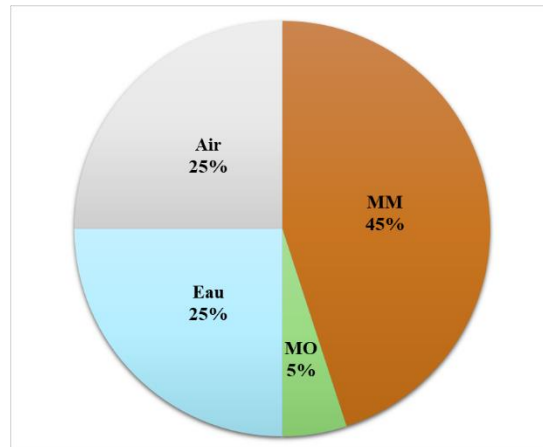


Figure I- 10 : Les composants du sol en pourcentage volumique (UNIF, 2023)

La phase solide est la partie du sol la plus souvent mentionnée lorsque le terme «sol » est utilisé. Les matériaux solides influencent fortement la nature et les propriétés des sols.

Les matériaux solides sont composés de matières minérales (provenant de l'altération atmosphérique) et de matières organiques (provenant du dépôt de résidus organiques dans les sols). La fraction minérale donne au sol des couleurs plus vives, tandis que la fraction organique des matières solides lui donne sa couleur foncée.

Les deux autres composants du sol - l'air et l'eau - font partie du système du sol grâce à la disponibilité des espaces poreux, complétant et rendant ainsi le sol fonctionnel. Sans espaces poreux, le sol ne peut pas jouer certains rôles tels que soutenir la croissance des plantes, la conductivité hydraulique et l'élimination des solutés.

Les pores contiennent souvent de l'air, qui provient de l'atmosphère et de l'eau, qui provient principalement des précipitations et de l'irrigation.

III-1-1- La matière minérale du sol :

Les composés inorganiques du sol sont des minéraux produits de l'altération physique et chimique de la roche mère.

La matière minérale est la composante prédominante des sols minéraux. Elle constitue environ 45% de la composition totale du sol. Elle est composée d'un certain nombre de particules dont la taille, la forme et la composition chimique varient.

Généralement, les sols sont classés par rapport à la distribution de la taille des particules qu'ils renferment. La norme française NF EN ISO 14688-2 (AFNOR, 2018), est mise en place pour la classification des sols.

Tableau I- 3: Classification des sols Selon la norme NF EN ISO 14688-1 (AFNOR, 2018)

Groupe de sol	Fractions granulaires (symbole)	Dimensions de particules (mm)
Sol très grossier	Gros blocs (lBo)	> 630
	Blocs (Bo)	> 200 à ≤ 630
	Cailloux (Co)	> 63 à ≤ 200
Sol grossier	Grave (Gr)	> 2,0 à ≤ 63
	Grave grossière (cgr)	> 20 à ≤ 63
	Grave moyenne (mGr)	> 6,3 à ≤ 20
	Grave fine (fGr)	> 2,0 à ≤ 6,3
	Sable (Sa)	> 0,063 à ≤ 2,0
	Sable grossier (cSa)	> 0,63 à ≤ 2,0
	Sable moyen (mSa)	> 0,2 à ≤ 0,63
	Sable fin (fSa)	> 0,063 à ≤ 0,2
Sol fin	Limon (Si)	> 0,002 à ≤ 0,063
	Limon grossier (cSi)	> 0,02 à ≤ 0,063
	Limon moyen (fSi)	> 0,0063 à ≤ 0,02
	Limon fin (fSi)	> 0,002 à ≤ 0,0063

	Argile (Cl)	$\leq 0,002$
--	-------------	--------------

Dans la mesure où la plupart des sols naturels sont hétérogènes, plusieurs types de sols peuvent être mélangés ensemble. Il va falloir connaître les pourcentages relatifs de chaque fraction du sol (argile, limon, sable...), en utilisant le triangle des textures afin de définir le caractère général du sol et les propriétés qui en découlent.

Généralement, la matière minérale est divisée en sable, limon et argile, qui sont souvent considérés comme les principales particules minérales. Tous les constituants de la matière minérale sont des produits d'altération. Ils sont tranchés en minéraux primaires et minéraux secondaires :

Les minéraux primaires sont les restes décomposés de roches massives qui conservent une grande partie de la composition des roches dont elles sont issues. Les minéraux primaires sont des produits de l'altération physique accélérée, ils sont souvent plus gros et d'une texture plus grossière. Les minéraux primaires sont constitués par le gravier, le sable et une partie du limon.

En revanche, les minéraux secondaires résultent de l'altération de minéraux moins résistants. Contrairement aux minéraux primaires, les minéraux secondaires ne présentent aucune ressemblance avec le matériau d'origine, car ils ne conservent pas la structure, les propriétés ou la composition du minéral d'origine. Les minéraux secondaires sont les produits de l'altération chimique et sont souvent plus petits et d'une texture plus fine (les argiles et une partie du limon).

On distingue essentiellement :

❖ **Les argiles :**

L'argile est une matière rocheuse naturelle, de structure lamellaire, de la famille des silicates ou d'aluminosilicates hydratés, précisément, mais également constituée de magnésium, de fer ou même de nickel qui la colore différemment. Sa structure est identifiable par une étude aux rayons X. L'argile est généralement issue de l'altération par l'eau des autres silicates sauf le quartz. C'est pour cette raison qu'on la trouve systématiquement dans les sols et les formations superficielles. D'après les fractions adoptées par l'Association Internationale de la Science du Sol, la dimension des particules est inférieure à 0,002 mm de diamètre (Calvet, 2003).

Dans l'eau, les particules d'argile se regroupent et forment des « micelles » en suspension : on dit que l'argile est à l'état « dispersé ». Ces aluminosilicates sont caractérisés par leur grande surface spécifique qui leur donne une forte capacité de rétention d'eau (Dutheil, 2003).

❖ **Les sables et limons :**

Le sable est un matériau granulaire sédimentaire meuble, constitué de petites particules provenant de la désagrégation de matériaux d'origine minérale (essentiellement des roches) ou organique (coquilles, squelettes de coraux...). Le sable se caractérise par sa capacité à s'écouler. Plus les

grains sont ronds, plus le sable s'écoule facilement. Par contre, le limon est une formation sédimentaire dont les grains sont de taille intermédiaire entre les argiles et les sables. Les sables et les limons jouent un rôle important dans l'édification de la structure des sols dont ils constituent le « squelette ». Les sols riches en sable et en limon sont caractérisés par leur perméabilité à l'eau et à l'air. D'après leur surface spécifique, l'adsorption des composés organiques sur du sable de quartz peut être négligeable dans des conditions humides d'adsorption (Fischer, 1996).

❖ *Les graviers et les cailloux*

Le gravier est un élément de quelques millimètres, appartenant à la classe des rudites, que l'on rencontre dans les roches sédimentaires détritiques meubles, provenant de l'érosion mécanique et de la fragmentation des roches ou des minéraux par les agents naturels. Le caillou est une matière minérale, solide et dure, qui se trouve en abondance sur terre, sous forme de masse compacte dont le diamètre est supérieur à 20 mm.

III-1-2- La matière organique du sol

La matière organique du sol (MOS) est une composante importante dans les processus des sols, elle apporte de nombreux avantages aux propriétés physiques et chimiques du sol, sa capacité de rétention d'eau et de nutriments dépasse largement celle de l'argile. La MOS est particulièrement critique pour les fonctions et la qualité du sol (Beare et al., 1994).

La matière organique du sol est composée des éléments suivants :

- La matière organique vivante (plantes, animaux, micro-organismes et autres organismes vivants).
- La matière organique fraîche (débris d'origine végétale et animale).
- La matière organique transitoire, provenant de l'évolution de la matière organique fraîche.
- L'humus est une matière restant dans les sols après élimination de la matière macro-organique, provenant de l'évolution des matières précédentes - il est de couleur sombre (généralement noir ou brun) et colloïdal.

Il existe ainsi deux représentations conceptuelles complémentaires de la matière organique des sols (figure I- 11). L'une, globale, considère les constituants des matières organiques dans leur ensemble : il s'agit de l'horizon pédologique « humus ». L'autre considère les constituants organiques autant que tels possédant des propriétés spécifiques ayant des interactions mutuelles variées et dont l'ensemble constitue les matières organiques des sols (MOS).

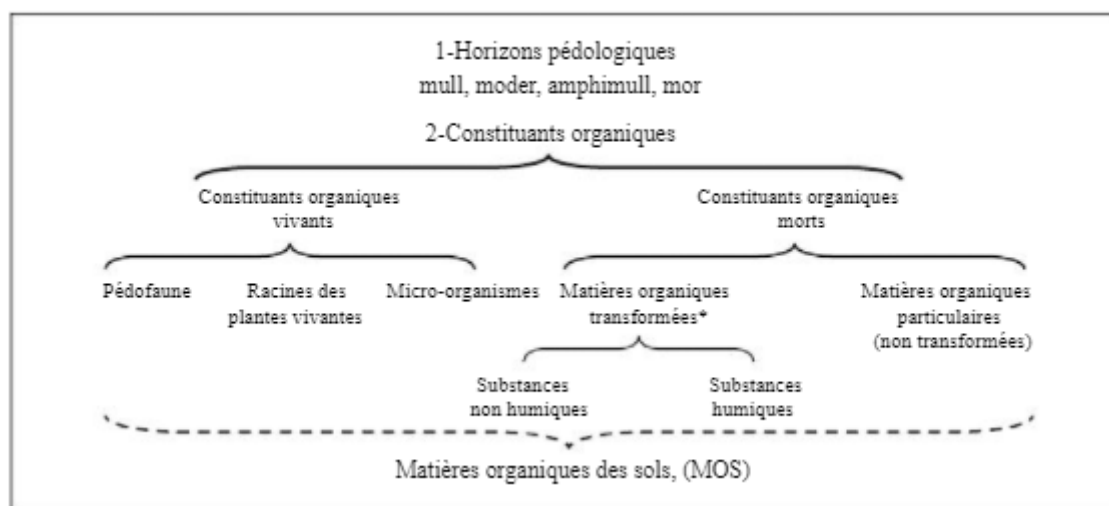


Figure I- 11: Les deux conceptions des matières organiques des sols (Calvet, 2021).

La concentration de la matière organique varie généralement de 1% à 6 % de la masse totale de la couche arable pour la plupart de sols des hautes terres, elle est plus concentrée en surface qu'en profondeur.

Dans le sol, la matière organique assume de nombreuses fonctions agronomiques et environnementales résumées dans la figure I- 12 :

- Assure le stockage et la mise à disposition pour la plante, par minéralisation, des éléments nutritifs dont elle a besoin.
- Stimule l'activité biologique, étant à la fois source d'énergie et d'éléments nutritifs pour les organismes du sol.
- Intervient dans la structuration du sol et participe à sa stabilité vis-à-vis des agressions extérieures (pluie, tassement...) en limitant notamment l'érosion hydrique.
- Favorise le réchauffement du sol (coloration plus sombre des matières organiques).
- Contribue à la perméabilité, l'aération du sol et la capacité de rétention en eau.
- Joue un rôle fondamental pour les autres compartiments de l'environnement en participant au maintien de la qualité de l'eau par sa forte capacité de rétention des polluants organiques (pesticides, hydrocarbures...) et minéraux (éléments traces métalliques).
- Peut-être aussi source de polluants potentiels, comme les nitrates et les phosphates.
- Influence également la qualité de l'air, par le stockage ou l'émission de gaz à effet de serre. Elle a un rôle de puits ou d'émetteur de carbone (principalement sous forme de CO₂). Certains changements d'usage des pratiques agricoles favorisent le stockage du carbone dans les sols (conversion de cultures en prairies). En revanche, la mise en culture de ces prairies entraîne une diminution du stock de carbone.

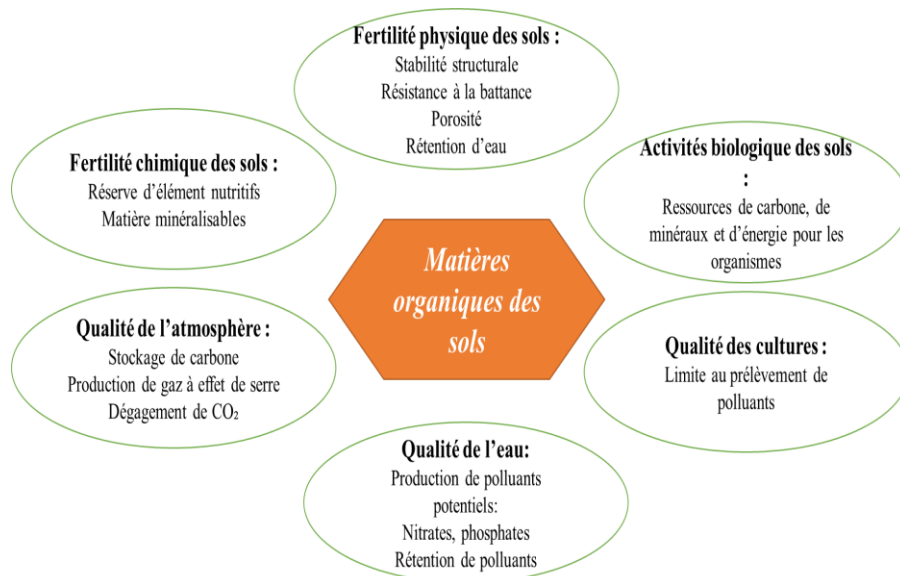


Figure I- 12: Rôles et fonctions des matières organiques (Duparque et P. Rigalle, 2011)

L'adsorption des composés organiques dans un sol est principalement liée à la fraction en matière organique du sol (Brusseau et al., 1991 ; Sleep, 1998). La matière organique est également importante dans le processus SVE en raison de son influence sur la mobilité et la disponibilité du contaminant dans le sol. Sa présence, même en petite quantité, domine le processus de sorption car elle est responsable de la majeure partie de la capacité de sorption des COV dans le sol (Rashid et al., 2010 ; Correia-Sa et al., 2012 ; Soares et al., 2013).

Les études conduites par Albergaria et al. (2006), sur plusieurs types de sols, ont montré qu'un sol riche en carbone organique peut adsorber les composés organiques qu'un sol pauvre en ce dernier. Ces résultats confirment ceux obtenus par Zytner (1994) qui avait réalisé des essais d'adsorption similaires en employant des BTEX.

Maria da Conceição et al. (2006b) ont réalisé des expériences sur SVE dans des sols de différentes matières organiques naturelles (MON) (0 % et 7,5 %) contaminés par du cyclohexane, ils ont démontré que la MON est directement proportionnelle au temps de dépollution (augmenté de 1,8 h à 13 h) et inversement proportionnelle à l'efficacité du processus de dépollution (diminué de 99% à 90%). Les substances humiques se caractérisent par une forte capacité d'adsorption envers les polluants organiques, elles influencent négativement le processus d'assainissement par SVE/MPE, le rendant moins efficace et plus long, et par conséquent plus coûteux (Maria da Conceição et al ., 2006 (a et b) ; Soares et al ., 2010).

III-1-3- La phase gazeuse du sol :

Les pores, qui occupent une part importante du sol, forment un réseau complexe interconnecté, ouvert, en communication avec l'atmosphère et les niveaux sous-jacents aux horizons pédologiques. La phase gazeuse du sol est encore appelée l'atmosphère du sol.

L'air est une composante importante des sols. Il occupe les espaces interstitiels poreux non occupés par l'eau du sol. Plus un sol contient d'eau, moins il aura d'air et vice versa. Cela rend la relation air-eau du sol, à la fois inverse et dynamique.

La principale source d'air du sol est l'atmosphère au-dessus du sol. Cependant, la teneur et la composition de l'air du sol diffèrent de celles de l'air atmosphérique car elles sont déterminées en grande partie par la relation sol-eau. De plus, les réactions impliquant des gaz peuvent modifier considérablement la composition de l'air du sol.

Cette phase gazeuse dépend principalement de plusieurs facteurs : la proximité de l'atmosphère, (la profondeur dans le sol), l'activité biologique, la teneur du sol en eau et la teneur en polluant.

La composition de cette phase est déterminée donc par :

- ❖ Les échanges avec l'atmosphère par diffusion moléculaire couplée à la volatilisation et à la dissolution ;
- ❖ La respiration des organismes vivants ;
- ❖ Les échanges avec la solution contenue dans le sol ;
- ❖ Les apports de diverses substances organiques volatiles.

III-1-4- L'eau du sol

L'eau partage avec l'air l'occupation du réseau poral, elle fait concurrence à l'air. On la trouve également dans les espaces entre les grains minéraux du sol. Mais tous les pores n'ont pas le même rôle, certains, les plus grossiers, favorisent un écoulement rapide d'une partie de l'eau apportée par les précipitations ou l'irrigation, d'autres vont retenir l'eau et constituer une réserve que pourront utiliser les plantes ; une fraction occupant les pores les plus fins est inutilisable par les plantes.

La disponibilité de l'eau dans le sol peut être divisée en quatre niveaux :

- Le niveau de saturation en eau,
- La capacité de champ,
- Le point de flétrissement,
- Le niveau extra sec.

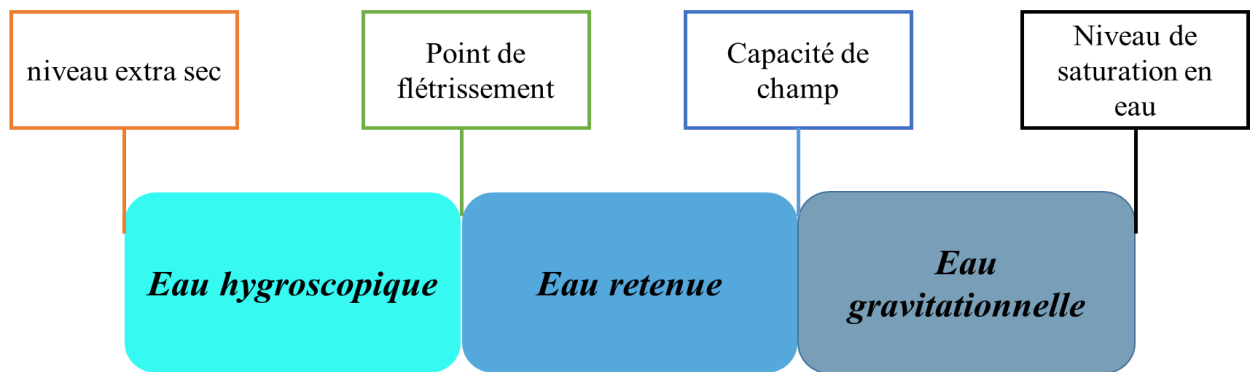


Figure I- 13 : L'état de l'eau dans le sol (Brusturean, 2004)

L'eau du sol est classée en trois catégories :

✚ **Eau hygroscopique :**

L'eau hygroscopique est l'eau qui est piégée à la surface des pores. Elle existe principalement sous forme de vapeur, elle est similaire à l'eau restant dans le sol après séchage à l'air. Les plantes supérieures ne peuvent pas absorber cette eau mais certaines activités microbiennes ont été observées dans des sols ne contenant que cette catégorie d'eau.

✚ **Eau retenue :**

Autrement connue sous le nom d'eau de capacité de champ, cette eau qui est retenue par le sol au cours de l'infiltration des pluies, occupe les pores fins et très fins (inférieurs à 10 μm environ). Les forces capillaires et d'absorption sont suffisamment élevées pour s'opposer aux forces de gravité. L'eau retenue se subdivise en deux parties :

- L'eau capillaire absorbable par les racines, qui occupe les pores fins, ou forme des « Ménisques » entre les particules solides (figure I- 14) ;
- L'eau liée (appelée aussi eau d'absorption), qui forme une fine pellicule à la surface des particules du sol (pores très fins, diamètre inférieur à 0,2 μm), et qui, retenue très énergiquement, n'est pas absorbable par les racines (Duchaufour et al., 2020).

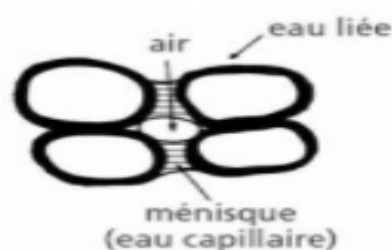


Figure I- 14: Formes d'eau retenue : eau liée et eau capillaire adsorbable (Duchaufour et al., 2020).

✚ **Eau gravitationnelle :**

Ce sont les molécules d'eau qui se trouvent en dehors du champ d'attraction des particules.

Cette eau est entraînée par la pesanteur, circule dans les pores grossiers et moyens (supérieurs à 10 mm), le plus souvent verticalement, parfois aussi obliquement, s'il y a une pente, et que la perméabilité du sol diminue dans les horizons profonds. Elle est capable de s'infiltrer et de percoler dans le milieu poreux sous l'effet de la gravité.

La teneur en phase aqueuse volumique d'un sol non-saturé varie entre une valeur minimale, la teneur en phase aqueuse résiduelle $\theta_{w,r}$ et une valeur maximale, la teneur en phase aqueuse à saturation $\theta_{w,s}$. Celle-ci est numériquement égale à la porosité, l'ensemble des pores étant alors occupé par la phase du sol.

Dans les conditions naturelles, l'adsorption des polluants organiques dans les sols s'effectue principalement en condition insaturée. La teneur en eau du sol est un agent essentiel dans la répartition du polluant dans les trois phases du sol. Si le polluant est présent en phase gazeuse, la présence d'eau à la surface de l'adsorbant peut restreindre l'adsorption du polluant s'il est hydrophobe (par répulsion) ou augmenter sa rétention s'il est hydrophile (liaisons hydrogène avec les molécules d'eau ou dissolution dans l'eau immobile) (Gierke et al., 1992). Lors d'un traitement par extraction sous vide (SVE), le flux gazeux dans la zone non saturée se répartit de façon plus homogène dans un sol sec que dans un sol humide où l'eau bloque l'accès du flux gazeux à la porosité.

La teneur en eau du sol affecte fortement le temps et l'efficacité du traitement, en raison de son influence sur la présence de polluants et la perméabilité à l'air du sol, qui est le facteur le plus important sur la migration des COV dans le sol (Harper et al., 1998). Dans des sols où la teneur en matière organique est élevée, l'eau entre en compétition avec les molécules organiques en réduisant ainsi la capacité d'adsorption du sol.

Les molécules d'eau sont plus faciles à adsorber à la surface du milieu sol que les hydrocarbures, cela s'explique par la polarité des molécules d'eau qui est généralement supérieure à celle des hydrocarbures. Si la teneur en humidité du sol augmente, le taux de volatilisation des hydrocarbures adsorbés à la surface du sol augmente. Cependant, des augmentations excessives de la teneur en eau du sol réduisent l'espace vide et diminuent la volatilisation en affectant le mouvement de la phase gazeuse et en atténuant l'effet d'assainissement du SVE (Du et al., 2017). La dissolution du contaminant dans l'eau diminue sa disponibilité pour l'extraction et retarde également son élimination (Fischer et al., 1996 ; Mao et al., 2018). Il a été montré que lorsque la teneur en eau est élevée, le sol devient moins perméable à l'air, ce qui influence négativement le processus de dépollution, le rendant moins efficace, plus lent et donc plus coûteux (Albergaria et al., 2006). D'autre part, la présence d'eau dans les pores du sol diminue le coefficient de transfert

des polluants entre le gaz et la PLNA en réduisant l'aire interfaciale entre ces deux phases (Harper, 1999 ; Yoon et al., 2003).

III-2- Les propriétés physiques du sol :

La performance d'une dépollution par extraction sous pression réduite dépend de la facilité avec laquelle les vapeurs de polluants vont être entraînées par le flux gazeux créé. Si le flux d'air créé arrive à atteindre toutes les zones polluées du sol, le taux de dépollution ne sera délimité que par la quantité de polluants qui peut être vaporisée et entraînée par le flux d'air.

Parmi les paramètres physiques du sol qui présentent un effet important lors de sa réhabilitation par un procédé physique comme la SVE, on peut citer : la porosité, la granulométrie, la tortuosité, la texture, la teneur en matière organique, la saturation en eau et la perméabilité

III-2-1- La porosité :

Les caractéristiques géométriques de l'espace poral, facilement quantifiées, sont la valeur de la porosité totale et la distribution des tailles des pores, leur forme et leur connectivité font surtout l'objet de descriptions qualitatives.

La porosité totale représente la part du volume de matériau occupé par l'espace poral. Elle est exprimée en pourcentage par le rapport du volume occupé par les particules du sol V_s [L^3] et son volume total V_t [L^3].

La porosité totale dépend de l'arrangement des particules de la phase solide qui dépend elle-même de plusieurs facteurs :

- L'hétérogénéité des sols, qui a pour conséquence une très grande variabilité spatiale de toutes les caractéristiques de l'espace poral,
- La nature et les teneurs en constituants minéraux et organiques de la phase solide,
- La teneur en eau du sol et ses variations temporelles,
- Les diverses actions mécaniques naturelles d'origine biologique, artificielle et anthropique.

L'influence de l'hétérogénéité se traduit par des valeurs de la porosité totale qui dépendent du volume de l'échantillon utilisé pour effectuer la mesure. Elle décroît quand le volume diminue, car elle concerne des pores de nature différente.

L'incorporation dans le sol de matières organiques, en particulier les matières organiques particulaires, augmente la porosité. Au contraire, les actions mécaniques provoquant un tassement du sol diminuent

la porosité. Ces variations n'affectent pas tout l'espace poral uniformément, mais portent surtout sur les plus grands pores (Calvet, 2013).

Il est important de distinguer deux types de pores (ouverts et fermés). Une structure poreuse est dite fermée lorsque les pores ne sont pas reliés entre eux et sont inaccessibles à l'eau et à l'air puisqu'ils ne débouchent pas en surface (une partie de la porosité fermée pourrait devenir accessible à l'écoulement induit dans le sol), et ouverte lorsque les pores sont reliés entre eux, formant des canaux très fins ce qui rend l'écoulement accessible dans l'espace poral.

Deux types de porosité peuvent être distingués : la porosité totale, qui représente la proportion de volume vide dans la matrice, et la porosité efficace, qui caractérise la fraction du volume vide dans laquelle le fluide peut se déplacer (Dridi, 2006).

La porosité peut donc être classée selon différents critères :

- Critères dimensionnels ;
- Critères selon l'origine des pores ;

⇒ Critères dimensionnels

Les termes couramment employés pour désigner des pores de taille différentes sont *la macroporosité, la méso-porosité, la microporosité*. L'approche proposée par Corey en 1977 (Calvet, 2013) distingue trois catégories de pores suivant leurs propriétés hydrologiques :

- *Les pores submicroscopiques* où l'espace disponible ne permet pas la formation d'agrégats moléculaires d'eau, donc d'eau liquide. Les molécules d'eau s'y déplacent par diffusion moléculaire et sont retenues par des forces d'adsorption. Le diamètre maximum de ces pores est de l'ordre de 0,001 μm (1nm).
- *Les pores capillaires* où l'eau existe sous forme liquide et où la forme de l'interface entre l'air et l'eau est déterminée par la géométrie des pores et les forces aux interfaces. L'interface résultante est appelée le ménisque capillaire. Dans ce type de pores on distingue deux sous catégories : les pores de transmission de diamètre compris entre 50 et 500 μm et les pores de stockage dont le diamètre est compris entre 0,5 et 50 μm . On peut l'appeler *capacité pour l'eau*.
- *Les pores non capillaires* parfois appelés macropores, de taille suffisamment grande pour que les ménisques ne s'y forment pas. Le rayon maximal ne doit pas dépasser 15 mm. Dans ces pores, l'eau y peut circuler par gravité, l'écoulement de l'eau se produit sous forme de films d'eau adhérent sur les parois en milieu non saturé en eau, et sous forme d'écoulements turbulents en milieu saturé en eau. Elle est aussi appelée *porosité d'aération*.

⇒ Critères selon l'origine des pores

L'espace poreux d'un bloc de terre peut être divisé en deux parties définies en fonction de l'origine des pores qui le composent. Les pores de petite taille se trouvent à l'intérieur des assemblages, résultant du tassement des particules, tandis que les pores de plus grande taille sont situés entre les agrégats et les mottes. La porosité texturale est associée aux premiers types de pores, tandis que la porosité structurale est liée aux seconds types.

III-2-2- La granulométrie

La distribution de la taille des particules (aussi appelée composition granulométrique) est une des plus importantes caractéristiques du sol. Elle a pour but d'étudier la taille des particules du sol mais aussi leur répartition, le comportement d'une substance et la détermination de la qualité du sol.

L'analyse granulométrique a ainsi pour but de trier par tamisage les grains en fourchettes de diamètres conventionnels. Le couple de données granulométriques, diamètre et masse, obtenus après tamisage, est porté sur un graphique semi-logarithmique constituant la courbe granulométrique cumulative. Cette courbe permet de calculer notamment plusieurs paramètres : le diamètre moyen et le diamètre efficace et le coefficient d'uniformité et de courbure. Une courbe étalée indique une bonne répartition en taille des grains, ce qui est favorable pour les propriétés mécaniques. En fonction de l'allure de la courbe granulométrique on peut par exemples prédire si un arrangement granulaire « dense » par compactage est possible. La forme et la rugosité des grains qui composent un sol grenu sont également à considérer, elles vont déterminer l'importance des frottements inter-granulaires et donc les propriétés mécaniques intrinsèques du sol.

Le diamètre moyen d_{50} est le diamètre de tamis correspondant au pourcentage de 50% en masse cumulée, et d_{10} est le diamètre efficace correspondant à 10% en masse cumulée.

Le coefficient d'uniformité C_u et le coefficient de courbure C_c sont calculés par les expressions suivantes :

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad \text{Eq I- 3}$$

$$C_c = \frac{d_{30}^2}{d_{10}d_{60}} \quad \text{Eq I- 4}$$

Les diamètres d_{30} et d_{60} correspondent respectivement à 30% et 60 % de masse cumulée. Lorsque C_u se situe entre 1 et 2, la granulométrie est considérée comme uniforme, tandis que si C_c se situe entre 1 et 3, le sol est qualifié de bien gradué.

III-2-3- La texture et la structure du sol

La texture du sol correspond à la répartition dans ce sol des minéraux par catégorie de grosseur (diamètre des particules supposées sphériques) indépendamment de la nature et de la composition

de ces minéraux. Elle se rapporte généralement à du sable, du limon et d'argile (Figure I- 15). La détermination de la texture permet d'attribuer au matériau observé le nom d'une classe texturale, définie et représentée sur des triangles de texture (figure ci-dessous).

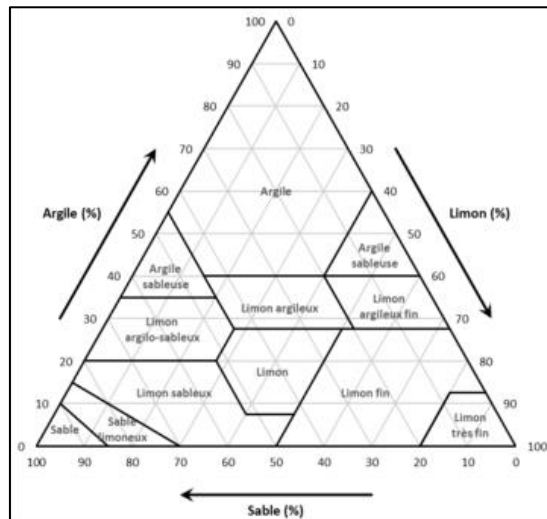


Figure I- 15 : Classification des Sols (One Plan, 2000)

La texture du sol influe fortement sur la perméabilité à l'air. Généralement, elle représente un indicateur important qui détermine la décontamination du sol par un système d'extraction sous pression réduite ou pas. La texture du sol influe sur l'infiltration et la capacité d'adsorption des contaminants ce qui peut affecter le taux d'extraction de ces contaminants.

Benavente et al. (2019) ont montré l'influence de la texture du sol sur la variation de la perméabilité aux gaz en fonction de la teneur en eau.

La structure du sol est l'agencement dans l'espace de ses constituants. Elle est déterminée par la forme et la taille des agrégats qui sont les plus petits éléments indivisibles du sol. La structuration naturelle des sols est liée à leur texture. Elle peut influencer la porosité du sol et elle est utilisée pour délimiter la forme et la distribution des contaminants dans le sol.

La structure du sol peut aussi affecter le transport et la rétention des contaminants (Sharma et Reddy., 2004). La texture et la structure du sol ont un effet significatif sur le taux de conductivité de l'air et la perméabilité à l'air du sol (Nawaz et al., 2013).

III-2-4- Tortuosité

Ce terme a été introduit par Carman en 1937 (Calvet, 2005). Il est appliqué aux phénomènes de transport dans les milieux poreux, qu'il s'agisse de l'écoulement ou de la diffusion moléculaire. D'une façon général, la tortuosité τ est une fonction du rapport entre la longueur du chemin de

diffusion réelle L_t qui est celui suivi par les espèces chimiques au cours de leur déplacement et la longueur du chemin apparent de diffusion L_a qui est la longueur macroscopique du milieu.

$$\tau = L_t/L_a \quad \text{Eq I- 5}$$

La tortuosité qui correspond au chemin suivi par l'eau est différente de la tortuosité des chemins suivis par les espèces chimiques, sauf si elles ne se déplacent que dans la phase liquide.

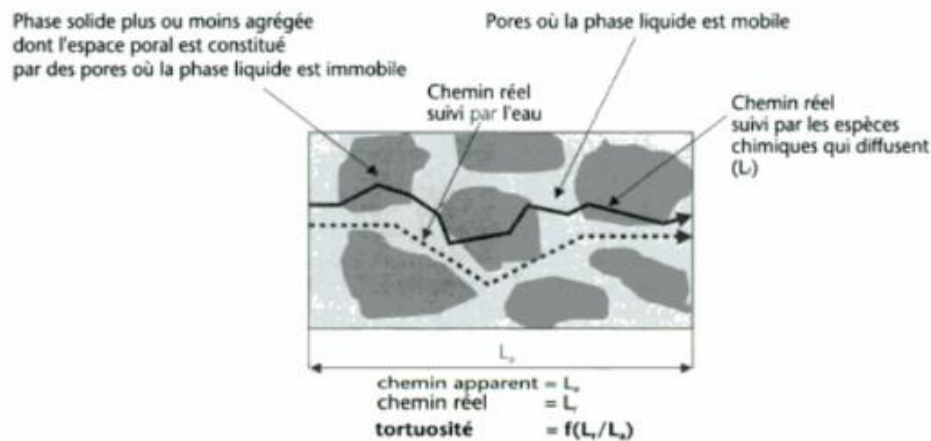


Figure I- 16 : Définition de la tortuosité pour la diffusion moléculaire (Calvet, 2005)

Plus le chemin suivi par les molécules est tortueux, plus il est long par rapport au chemin apparent, plus la tortuosité τ est grande (Calvet, 2005). Ainsi, la tortuosité du chemin de diffusion dans le sol influence directement la vitesse et l'efficacité de la diffusion des solutés, y compris des polluants. La tortuosité crée plus d'obstacles et de détours dans le chemin de diffusion. Ces obstacles peuvent être des grains de sol, des agrégats, des particules organiques, etc. Chaque fois qu'une particule diffusante rencontre un obstacle, elle doit contourner ou traverser cet obstacle, ce qui crée une résistance supplémentaire au mouvement. Cette résistance supplémentaire réduit la vitesse de diffusion des particules à travers le sol. Un sol plus tortueux ralentira la diffusion des polluants par rapport à un sol moins tortueux.

Pour estimer la tortuosité de la zone non-saturée d'un sol, plusieurs équations de la tortuosité ont été développées à partir de relations empiriques (Dridi, 2006).

Tableau I- 4: Différents modèles empiriques de la tortuosité en milieux poreux non saturé (Dridi, 2006)

Modèles	Relation pour la tortuosité
Penman (1940)	$\tau = 0,66$
Millington (1959)	$\tau = \theta_g^{1/3}$
Marshall (1959)	$\tau = \theta_g^{1/2}$

Millington et Quirk (1960)	$\tau = \frac{\theta_g}{\theta_w^{2/3}}$
Curie (1960)	$\tau = \frac{\theta_g}{\theta_w^{5/2}}$
Millington et Quirk (1961)	$\tau = \frac{\theta_g^{7/3}}{\varphi^2}$
Moldrup et al. (1997) (PMQ) (pour un sol tamisé compacté)	$\tau = 0,66 \frac{\theta_g}{\theta_w}$

Où θ_g [-] et θ_w [-] sont respectivement la teneur en air et la teneur en eau du milieu poreux.

III-1-5- La perméabilité à l'air

➤ Définition

La perméabilité à l'air du sol est la facilité avec laquelle les gaz pénètrent ou traversent une masse de sol ou une couche de sol sous l'effet d'un gradient de pression total (Glossary of Soil Science Terms, 1997). C'est l'un des paramètres qui déterminent la faisabilité d'un traitement par venting ou par extraction sous pression réduite.

Il est important de noter que les grands pores et les larges fissures contribuent le plus à la perméabilité à l'air car le flux volumétrique d'air à travers un seul pore varie comme la quatrième puissance du rayon des pores. La perméabilité du sol diminue avec le carré du rayon des pores (Hille, 2004).

La perméabilité du sol est d'autant plus élevée que sa macroporosité est plus forte : plus le sol est formé d'éléments arrondis et de même taille, plus il est perméable, que ces éléments soient des grains, de sables ou des agrégats. Plus le sol est formé d'éléments de taille différentes imbriqués les uns dans les autres, plus il est imperméable. On distingue la perméabilité intrinsèque et la perméabilité de Darcy.

La perméabilité à l'air est très sensible aux différences de structure du sol (Corey, 1986 ; Moldrup et al., 2003) et a été largement utilisée pour caractériser les changements de structure résultant de différentes pratiques de gestion des sols (Ball, 1981; Groenevelt et al., 1984; Ball et al., 1988 ; Fish et Kopp., 1994 ; Poulsen et al., 2001). Elle a même été utilisée pour prédire d'autres propriétés physiques importantes du sol telles que la conductivité hydraulique saturée (Loll et Moldrup., 1999 ; Iversen et al., 2004).

Il a également été rapporté que la perméabilité à l'air et d'autres paramètres de transport tels que le coefficient de diffusion sol-gaz et les conductivités hydrauliques saturées et non saturées sont liés (Loll et al., 1999 ; Hamamoto et al., 2011). Les données de perméabilité à l'air fournissent également des informations importantes sur la connectivité des grands réseaux de pores puisque la perméabilité à l'air est fortement régie par la taille des pores du sol (Hamamoto et al., 2009).

➤ **Loi de Darcy**

En 1856, le Français Henri Darcy avait découvert la relation basique qui décrit le débit d'eau s'écoulant à travers un lit de sable filtrant (Darcy, 1856). Il a établi la proportionnalité entre la perte de charge (ou gradient hydraulique) $\frac{\Delta h}{e}$ et débit Q_e de percolation de l'eau à travers une colonne de sable verticale de section S , de hauteur e , sous une hauteur d'eau Δh :

$$Q_e/S = K_e \frac{\Delta h}{e} \quad \text{Eq I- 6}$$

L'expérience sur laquelle se base cette loi est représentée sur la figure suivante :

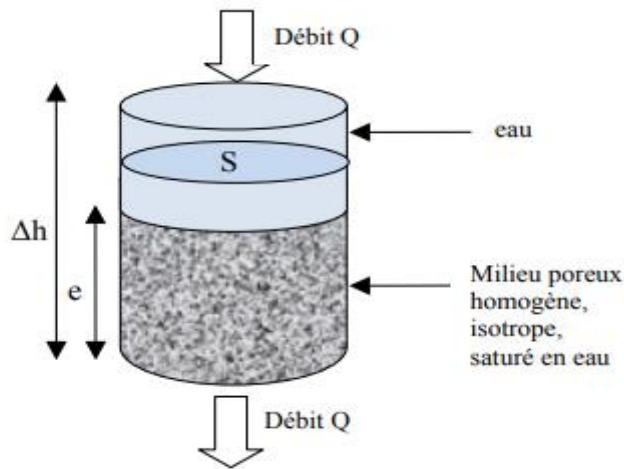


Figure I- 17: Loi de darcy

La hauteur de chute par unité de distance dans le sens de l'écoulement ($\frac{\Delta h}{e}$) est le gradient hydraulique, qui est en fait la force motrice. Le débit spécifique Q_e/S , c'est-à-dire le volume d'eau qui s'écoule dans une unité de surface transversale par unité de temps t , est appelé flux, il est indiqué par q . Il est proportionnel au gradient hydraulique.

Un darcy correspond à la perméabilité d'un corps assimilé à un milieu continu et isotrope au travers duquel un fluide homogène de viscosité égale à celle de l'eau à 20°C s'y déplace à la vitesse de 1 cm.s^{-1} sous l'influence d'un gradient de pression de 1 atm.cm^{-1} .

Le facteur de proportionnalité K_e est généralement désigné comme le coefficient de perméabilité de Darcy, il est nommé aussi la conductivité hydraulique du milieu poreux. La perméabilité de darcy dépend de la masse volumique du fluide ρ et de sa viscosité μ .

On ne peut pas négliger les variations de la viscosité avec la température, la pression et la variation de la composition du fluide, d'où l'utilisation de la perméabilité intrinsèque k_{int} qui ne dépend que de la caractéristique du milieu poreux (structure, masse volumique).

$$k_e = \frac{\rho g}{\mu} k_{int} \quad \text{Eq I- 7}$$

k_e , perméabilité de Darcy, [L.T⁻¹]

k_{int} , perméabilité intrinsèque du milieu poreux, [L²]

μ , viscosité dynamique du fluide, [M.L⁻¹.T⁻¹]

La loi de Darcy qui décrit l'écoulement laminaire d'un fluide en milieu poreux s'écrit :

$$q = \frac{k_{int} \cdot \rho \cdot g}{\mu} \Delta H \quad \text{Eq I- 8}$$

q , la vitesse par unité de surface, [L.T⁻¹]

g , l'accélération de la gravité, [L.T⁻²]

μ , la viscosité dynamique du fluide, [M.L⁻¹.T⁻¹]

H , la charge totale, [L]

La charge totale H [L] peut être exprimée comme la pression P [M.L⁻¹.T⁻²] où comme le potentiel ϕ [L².T⁻²]. Il suffit de multiplier par ρg pour passer de la charge à la pression. Pour remplacer la charge totale au potentiel, on multiplie la charge par g . Lorsqu'on définit la charge H ou le potentiel ϕ d'écoulement d'un gaz plutôt que d'un liquide, nous les désignons par l'adjectif pneumatique au lieu d'hydraulique. Le potentiel total d'un fluide ϕ est défini par l'équation de Bernoulli :

$$\phi = gz + \frac{v^2}{2} + \int_{P_0}^P \frac{1}{\rho} dP \quad \text{Eq I- 9}$$

z , l'élévation, [L]

v , vitesse du fluide, [L.T⁻¹]

P , pression absolue, [M.L.T⁻²]

Le terme « gz » est le potentiel gravitationnel, $\frac{v^2}{2}$ est le potentiel d'inertie et $\int_{P_0}^P \frac{1}{\rho} dP$ est le potentiel de pression. Les effets gravitationnels liés aux différences d'élévation sont négligeables pour l'écoulement d'un gaz. Ainsi que les effets d'inertie peuvent être négligés pour un écoulement laminaire. Par conséquent, le gradient de potentiel total devient :

$$\nabla \phi = \frac{1}{\rho} \nabla P \quad \text{Eq I- 10}$$

Et la loi de darcy pour un gaz est défini par la relation :

$$q_g = - \frac{k_{int}}{\mu_g} \nabla P \quad \text{Eq I- 11}$$

μ_g , la viscosité dynamique du gaz étudié, [M.L⁻¹.T⁻¹]

Selon Abriola et al. (1996), la variation de la viscosité d'un gaz en fonction de la température peut être négligée à de faibles pressions (inférieures à 10 atmosphères). Dans ce cadre, la viscosité du

gaz est considérée équivalente à celle de l'air. Dans les conditions normales de température et de pression (CNTP) - soit 0°C et 101.35 kPa -, la viscosité de l'air est évaluée à $1.83 \cdot 10^{-5} \text{ N.s.m}^{-2}$.

➤ **Effet inertiel**

La loi de darcy n'est valable que pour un écoulement laminaire visqueux. Pour les écoulements dans des milieux poreux avec des nombres de Reynolds compris entre 1 et 10 (cette plage de validité dépend fortement de la microstructure du milieu poreux et de l'orientation du gradient de pression), les effets inertiels peuvent également devenir importants à des vitesses d'air élevées. Durant un écoulement non-laminaire, les pertes de pression en fonction du débit sont plus importantes. Le nombre de Reynolds est le rapport des forces d'inertie aux forces visqueuses dans un fluide qui est soumis à un mouvement interne relatif en raison de différentes vitesses de fluide :

$$R_e = \frac{d_p q_m}{\mu_g \theta_g} \quad \text{Eq I- 12}$$

q_m , flux spécifique de masse, [$\text{M.L}^{-2} \cdot \text{T}^{-1}$]

d_p , diamètre du pore, [L]

Le régime « de Darcy » est le domaine où la loi de Darcy s'applique. Sa limite supérieure diffère selon les auteurs. Chauveteau et Thirriot (Chauveteau, 1967) la situent aux alentours de $R_e = 2$, en s'appuyant sur certains résultats expérimentaux. A plus grandes vitesses, pour des nombres de Reynolds de pore supérieurs à environ 5, les effets inertiels locaux au sein de chaque pore introduisent une traînée supplémentaire non linéaire par rapport à la vitesse (Caltagirone, 2018). Yu (1985) a réalisé plusieurs expériences sur des colonnes de sable de différentes granulométries pour vérifier la validité de la loi de Darcy. Il a conclu que la loi de Darcy n'est valable que pour des Reynolds inférieurs à 6. De manière générale, on considère que la transition a lieu aux alentours de $R_e = 1$.

Chaudhry et al. (2011) ont testé la validité de la loi de Darcy lorsque l'écoulement s'accélère et que les effets inertiels deviennent significatifs. Des zones de recirculation apparaissent alors dans l'espace poral. Ils ont effectué des simulations en 3D dans un pore en résolvant l'équation de Navier-Stokes. Ils ont montré qu'au-delà d'une vitesse seuil, la conductivité hydraulique apparente devient dépendante de la vitesse d'écoulement. En effet, la croissance de la zone de recirculation réduit la taille du chenal d'écoulement, induisant une baisse de la conductivité hydraulique équivalente. Le régime d'écoulement change et suit alors la loi définie par Forchheimer (1914). Ce terme peut rendre compte du comportement non linéaire des données de différence de pression en fonction du débit :

$$\frac{\partial P}{\partial x} = - \frac{\mu_g}{k_{int}} q_x - \gamma \cdot \rho_g \cdot q_x^2 \quad \text{Eq I- 13}$$

Où γ [L^{-1}] est le coefficient d'inertie.

La densité et la viscosité du gaz (fonctions de la température) influencent la perméabilité à l'air mais elles ne sont pas affectées de façon significative par les changements de température qui peuvent se produire lors du procédé de dépollution par extraction sous pression réduite (USACE, 2002).

➤ **La validité de la loi de Darcy**

La loi de Darcy est valable pour l'écoulement laminaire à travers les sédiments. Dans les sédiments à grains fins, les dimensions des interstices sont petites et donc l'écoulement est laminaire. Les sédiments à gros grains se comportent également de la même façon, mais dans ces derniers, l'écoulement peut être turbulent (Herwig et al., 2015 ; Kuznetsov., 2017). La loi de Darcy n'est donc pas toujours valable dans de tels sédiments. Pour l'écoulement à travers des tuyaux circulaires commerciaux, l'écoulement est laminaire lorsque le nombre de Reynolds est inférieur à 2000 et turbulent lorsqu'il est supérieur à 4000.

Alabi (2011) a montré expérimentalement qu'il y a un écart par rapport à la loi de Darcy même au nombre de Reynolds inférieur à 1. Ainsi, il n'est pas tout à fait vrai de dire que la loi de Darcy est obéie par tous les échantillons partout où le nombre de Reynolds est inférieur à 1 car l'influence de l'eau absorbée et de la résistance au frottement est plus grande dans le sable à grains fins que dans les sables à grains grossiers.

➤ **Loi de Darcy pour les écoulements multiphasiques**

Muskat *et al.*, (1936) ont développé les équations régissant l'écoulement multiphasique (une équation vectorielle pour chaque phase fluide (α) dans les milieux poreux comme une généralisation de l'équation de Darcy pour l'écoulement dans les milieux poreux en introduisant un facteur appelé perméabilité relative k_{rel}^α traduisant la réduction de perméabilité créée par la présence de l'autre fluide :

$$q_\alpha = \frac{k_{int} k_{rel}^\alpha}{\mu_\alpha} (-\nabla P_\alpha + \rho_\alpha g \nabla z) \quad Eq I- 14$$

La perméabilité à l'air varie selon la saturation en liquide du milieu. La perméabilité effective à l'air est définie comme le produit de la perméabilité intrinsèque k_{int} et la perméabilité à l'air relative k_{rel}^g .

$$k_{eff} = k_{rel}^g \cdot k_{int} \quad Eq I- 15$$

k_{eff} , perméabilité effective à l'air du sol, [L^2]

k_{int} , perméabilité intrinsèque du sol, [L^2]

k_{rel}^g , perméabilité relative à l'air du sol, [-]

La perméabilité relative est un concept utilisé pour transmettre la réduction de la capacité d'écoulement due à la présence de plusieurs fluides mobiles à travers le réseau poreux. Elle dépend de nombreux facteurs, tels que la géométrie des pores, la mouillabilité, la distribution des fluides, leurs débits, leurs viscosités et l'historique de saturation des fluides (Beltran, 2019). Elle est liée à la pression capillaire et au processus d'écoulement, ce qui implique qu'il est soumis à un effet d'hystérésis (Leveret, 1941). Elle varie entre 0 et 1.

La perméabilité relative varie avec le temps en raison de la variation de la saturation en eau pendant le processus de récupération. Pendant le processus d'extraction, la valeur de la perméabilité relative k_{rel} augmente avec l'augmentation de la porosité (Stylianou et De Vantier, 1995).

La perméabilité intrinsèque est une caractéristique intrinsèque d'un milieu poreux qui traduit son pouvoir de résistance à l'écoulement d'un fluide lié aux frottements exercés par sa matrice solide. Elle dépend de la texture et de la structure de la phase solide du sol et non des propriétés et des quantités des fluides qu'il contient. En général, elle varie entre 10^{-16} et 10^{-3} cm^2 pour la plupart des types de sol. Si la perméabilité effective à l'air est inférieure à un certain seuil, il ne sera plus possible d'extraire par dépression les polluants volatils présents dans un sol (Lecomte, 1995). Kirland et al. (2000) ont réussi à éliminer les hydrocarbures des sédiments à faible perméabilité à des conductivités hydrauliques inférieures à celles précédemment recommandées en utilisant le barbotage à l'air (AS) et l'extraction des vapeurs du sol (SVE).

Les sédiments de limon et d'argile ne sont pas appropriés pour la SVE, les faibles caractéristiques de perméabilité des sols argileux inhibent la circulation de l'air dans le sous-sol, ce qui réduit l'efficacité de l'élimination des contaminants en diminuant les taux de change des contaminants à la phase vapeur (Johnson et al., 1993; Kirtland et al., 2000). La conductivité hydraulique, la perméabilité du sol et la structure du sol ont une incidence sur la circulation de l'air, les sédiments les moins perméables provoquent la formation de canaux d'écoulement d'air distincts jusqu'à la zone non saturée et produisent une mauvaise distribution d'air (Johnson et al., 1993). Les sédiments limoneux et argileux nécessitent généralement des pressions d'injection d'air plus élevées pour obtenir un flux d'air à travers la zone saturée.

Si le sol exposé est traité par extraction sous pression réduite, la perméabilité à l'air du sol peut changer au cours du temps à cause de la montée de la nappe phréatique (Beckett et Huntley, 1994) ou à cause de l'assèchement du sol si l'air ambiant est sec. Cependant, selon les mêmes auteurs, ce dernier phénomène peut être négligé.

Dans le modèle de Kozeny-Carman et d'autres modèles classiques (par exemple, Walsh et Brace., 1984), la perméabilité est décrite comme étant proportionnelle aux paramètres de la géométrie des

pores, c'est-à-dire la porosité, le rayon hydraulique, la tortuosité et/ou les surfaces. Plus la valeur de porosité de fracture est élevée, plus la valeur de perméabilité des fractures est élevée. Les pores sont tout aussi efficaces pour conduire l'écoulement des fluides. Deux milieux ayant la même porosité, mais des proportions différentes d'espace poreux effectif et non effectif ont donc des perméabilités différentes (Bernabé, 2003).

III-1-8- Différents types de lois de perméabilité relative

La perméabilité du sol est un paramètre clé affectant l'écoulement du gaz près d'un puits d'extraction de gaz du sol dans la zone vadose. L'obtention de données fiables sur la perméabilité du sol est donc cruciale dans l'évaluation de l'efficacité d'un système d'extraction de vapeur de sol (SVE) pour le traitement des sols contaminés. Nombreux travaux ont été réalisés afin de développer des corrélations empiriques de la perméabilité relative à l'air. La majorité des corrélations publiées ont été développées à partir des études réalisées dans des conditions qui diffèrent beaucoup de celles rencontrées lors des procédés d'assainissement par extraction sous pression réduite (Stylianou et Devantier., 1995).

Une étude expérimentale a été réalisée pour évaluer l'effet de l'évaporation d'eau au cours de la ventilation d'air au sein d'une colonne de laboratoire sur l'évolution de la perméabilité à l'air du sol. Il a été trouvé que la perméabilité à l'air accroît à un rythme plus rapide au cours de la phase finale de ventilation qu'au cours des périodes antérieures (Garcia-Herruzo et al., 1994).

Une approximation souvent utilisée de la perméabilité relative est la corrélation de Corey (1954) qui est une loi de puissance en saturation effective en liquide \bar{S}_w .

$$k_{rel}^g = \bar{S}_w^2 (1 - (1 - \bar{S}_w)^2) \quad \text{Avec} \quad \bar{S}_w = \frac{S_w - S_{wr}}{1 - S_{wr}} \quad \text{Eq I- 16}$$

S_w : Le degré de saturation en liquide ;

S_{wr} : La saturation résiduelle du liquide définie comme étant la teneur du liquide retenue par les forces capillaires.

La loi de perméabilité exponentielle en fonction de la pression est une loi qui permet des solutions analytiques simples en régime permanent ; elle est donc assez souvent utilisée. Elle est parfois également appelée « loi de Gardner » (Gardner, 1958). La perméabilité relative est exprimée en fonction d'une pression réduite et non pas en fonction du taux de saturation. Elle dépend d'une pression de référence h_k parfois appelée « atténuation capillaire ».

$$k_{rel}^g = \exp\left(\frac{-h}{h_k}\right) \quad \text{Eq I- 17}$$

La loi de perméabilité homographique en fonction de la pression est une loi de perméabilité relative. Elle dépend de l'exposant b_k et d'une pression de référence h_k appelé « succion de demi perméabilité ». La loi de perméabilité homographique s'écrit :

$$k_{rel}^g = \frac{1}{[1 + (h/h_k)^{b_k}]} \quad Eq I- 18$$

L'expression de la perméabilité relative à l'air a été développée par Brooks, Corey (1964), en exprimant k_{rel} en fonction de la saturation effective en liquide et de l'index de distribution de taille des pores λ :

$$k_{rel}^g = (1 - \bar{S}_w)^2 (1 - \bar{S}_w^{\frac{2+\lambda}{\lambda}}) \quad Eq I- 19$$

L'expression donnant k_{rel}^w est obtenue par la formule de Mualem (1976) à partir de la loi de rétention de Van Genuchten (1980). Cette expression $k_{rel}^w(\bar{S}_w)$ ne fait intervenir aucun autre paramètre. C'est l'intérêt de la loi de Van Genuchten (1980). Si la loi de Mualem (1976) s'applique, ce qui est parfois le cas, mais pas toujours : il suffit de connaître la perméabilité à saturation K_s , pour déterminer directement la loi de perméabilité, sans aucune mesure complémentaire. En pratique, il convient d'être prudent dans l'application de cette formule, surtout avec des données de terrain. ($m_{vg} = 1 - b_t$; $m_{vg} = 1 - 1/n_{vg}$)

$$k_{rel}^w = \sqrt{\bar{S}_w} \cdot [1 - (1 - \bar{S}_w^{\frac{1}{m_{vg}}})^{m_{vg}}]^2 \quad Eq I- 20$$

Falta et al. (1989) ont exprimé l'évolution de perméabilité relative à l'air en fonction du degré de saturation en liquide par une fonction de troisième ordre. Le degré de saturation a été calculé comme étant le rapport du volume de l'eau et celui de l'espace porale total du sol :

$$k_{rel}^g = (1 - S_w)^3 \quad Eq I- 21$$

Benson et al. (1993) ont intégré cette équation dans le modèle VENT2D afin d'actualiser la valeur de la perméabilité à l'air du sol pendant le processus d'extraction des contaminants.

Stylianou et Devantier (1995) ont proposé une expression polynomiale pour corrélérer la variation de la perméabilité relative due au changement du degré de saturation en liquide. Ils ont conclu que l'estimation de la perméabilité relative à l'air pour un sol humide peut être déduite en se basant sur la perméabilité intrinsèque et la porosité à l'air du sol.

$$k_{rel}^g = 1,105 - 2,576 S_w + 1,577 S_w^2 \quad Eq I- 22$$

Moldrup et al. (1998) ont développé une corrélation empirique qui permet d'estimer la perméabilité relative à l'air en utilisant les données expérimentales de tests réalisés sur six différents sols :

$$k_{rel}^g = k^* \left(\frac{\varphi_g}{\varphi_g^*} \right)^{1+0,25c}$$

Eq I- 23

Avec k^* une valeur référence de la perméabilité à l'air ; φ_g^* la porosité à l'air correspondante et « c » est le paramètre de rétention d'eau défini par Campbell (1974). L'utilisation de ces corrélations nécessite l'estimation de plusieurs paramètres tels que S_r , c et λ . La difficulté et le temps que peuvent prendre les essais d'estimation de ces paramètres rendent ces méthodes indésirables pour des applications telles que l'extraction sous pression réduite (Stylianou et Devantier., 1995).

Farhan et al. (2001) ont développé un modèle physique qui peut prédire la variation de la perméabilité à l'air en fonction du temps au cours des opérations de décontamination par extraction sous pression réduite. Ce modèle simule un sol contaminé comme un solide percé d'une série de tubes capillaires parallèles dans le sens de l'écoulement de l'air. Toutefois, ce modèle ne peut pas être directement intégré dans un modèle mathématique à cause de la complexité du processus de calcul et des paramètres de contrôle ainsi que de la non- vérification de son application dans la modélisation de l'écoulement multiphasique et des problèmes de transport des contaminants (Zhao, 2007).

Les lois de perméabilité « Van Genuchten » et « Brooks » donnent la perméabilité relative k_{rel}^α en fonction du taux de saturation. Elles ne font intervenir aucun paramètre supplémentaire, car elles sont déduites de leur loi de rétention. Les lois de perméabilité « Homographique » et « Exponentielle » font intervenir h_k qui est une succion ou pression de référence. La loi de perméabilité homographique fait intervenir un deuxième paramètre : l'exposant b_k .

Le Tableau I- 5 résume quelques modèles empiriques pour déterminer la perméabilité relative.

Tableau I- 5: Différents modèles empiriques de la perméabilité relative.

Type de loi	Perméabilité relative
Corey (1954)	$k_{rel}^g = \bar{S}_w^2 (1 - (1 - \bar{S}_w)^2)$
Gardner (1958) Exponentielle (en pression)	$k_{rel}^g = \exp\left(\frac{-h}{h_k}\right)$
Brooks, Corey (1964)	$k_{rel}^g = (1 - \bar{S}_w)^2 (1 - \bar{S}_w^{\frac{2+\lambda}{\lambda}})$
Van Genuchten (1980)	$k_{rel}^w = \sqrt{\bar{S}_w} \cdot \left[1 - \left(1 - \bar{S}_w^{\frac{1}{m_{vg}}} \right)^{m_{vg}} \right]^2$

Falta <i>et al.</i> (1989)	$k_{rel}^g = (1 - S_w)^3$
Stylianou et Devantier (1995)	$k_{rel}^g = k^* \left(\frac{\varphi_g}{\varphi_g^*} \right)^{1+0,25c}$
Homographique (en pression)	$k_{rel}^g = \frac{1}{[1 + \left(\frac{h}{h_k} \right)^{b_k}]}$

IV- Les composés organiques volatils dans le sous-sol

IV-1- Définition

Les composés organiques volatils, ou COV sont des composés organiques pouvant facilement se trouver sous forme gazeuse dans l'atmosphère terrestre. Ils constituent une famille de produits très large. Ces composés ont la particularité d'avoir un point d'ébullition très bas, ils s'évaporent ou se subliment facilement depuis leur forme solide ou liquide.

Il y a ambiguïté dans la définition des COV selon leur composition chimique et leur réactivité photochimique. En Europe, l'article 2 de la directive 1999/13/CE du Conseil européen du 11 mars 1999 définit les COV comme suit :

« Tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 293,15 K ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières. [...] ».

La directive 2002/3/CE du Parlement européen et du Conseil relative à l'ozone dans l'air ambiant définit les COV comme « tous les composés organiques provenant de sources anthropiques et biogènes autres que le méthane, capables de produire des oxydants photochimiques par réaction avec des oxydes d'azote sous l'effet du rayonnement solaire ».

Les concentrations de nombreux COV sont constamment plus élevées à l'intérieur (jusqu'à dix fois plus) qu'à l'extérieur. Les COV sont émis par une large gamme de produits qui se comptent par milliers.

Les produits chimiques organiques sont largement utilisés comme ingrédients dans les produits ménagers. Les peintures, les vernis et la cire contiennent tous des solvants organiques, tout comme de nombreux produits de nettoyage, de désinfection, de cosmétique, de dégraissage et de loisirs. Les carburants sont faits de produits chimiques organiques. Tous ces produits peuvent libérer des composés organiques lorsqu'ils sont utilisés et, dans une certaine mesure, lorsqu'ils sont stockés.

Ce sont donc des précurseurs de la pollution photochimique. Leur caractère volatil leur permet de se propager plus ou moins loin de leur lieu d'émission. Ils peuvent donc avoir des impacts directs et indirects.

Selon le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), les composés suivants seraient exclus de la liste des COV en raison de leur réactivité photochimique négligeable : acétone, méthane, éthane, trichlorométhane, chlorure de méthyle, PCTF (*p*-chlorotrifluorure de benzène), les CFC (chlorofluorocarbures), les fluorocarbures et les HCFC (hydrochlorofluorocarbures). Cependant, en France, les chlorures de méthyle sont compris dans la liste des COV.

D'autant plus que l'extraction multiphasique ou l'extraction sous vide, objets de cette étude, sont des techniques adaptées à la réhabilitation des sites pollués par des composés organiques volatiles COV.

Les sources des COV sont diverses :

- ❖ Des sources industrielles, tertiaires et domestiques variées
- ❖ Les sources à l'intérieur des bâtiments, notamment les logements
- ❖ Des sources biogéniques non négligeables

IV-2- La partition des COV dans le sol

Le comportement des COV dans les sols est complexe et n'est pas encore complètement compris. Lorsque le sol est en équilibre, la masse d'un contaminant sera répartie sur les trois phases du sol, solides, eau et air, dans un rapport constant. La répartition d'un composé sur les phases du sol est déterminée par : la mesure dans laquelle le composé s'adsorbe sur la phase solide du sol ; la solubilité du composé dans la phase liquide ; et la volatilité du composé.

Une importance particulière pour le processus de mesure est le fait que les COV coexistent en plusieurs phases comme décrit ci-dessous.

- *La phase gazeuse* : Les COV sont présentés sous forme de vapeur dans la zone non saturée.
- *La phase solide* : Les COV sont adsorbés sur les particules des sols, que ce soit en zone saturée ou non saturée.
- *La phase aqueuse* : Les COV sont dissous dans les eaux interstitielles, que ce soit en zone saturée ou non saturée.
- *La phase immiscible* : Les COV sont présents sous forme d'une phase liquide individualisée (PLNA ; phase liquide non aqueuse), principalement en zone non saturée. Dans le cas où la nappe phréatique se trouve à faible profondeur, la PLNA peut atteindre la frange capillaire en s'étalant sous

forme d'un produit flottant à faible épaisseur qui se déforme et s'allonge préférentiellement en aval de l'écoulement de l'eau. La PLNA peut être adsorbée par des couches relativement moins perméables (avec une texture relativement fine).

Les COV présents dans une solution aqueuse dans le sol ont tendance à se répartir entre les phases vapeur, liquide et solide. La répartition de ces phases dans le sous-sol peut être schématisée par la figure ci-dessous :

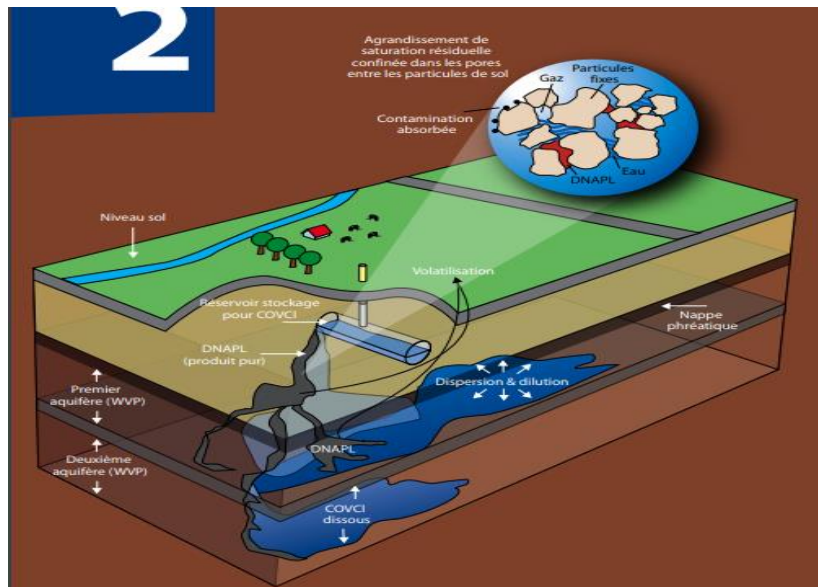


Figure I- 18 : Les différentes phases qu'occupent les COV dans la zone insaturée (ADEME, 2014)

IV-3- Aspect mono et multi-polluants :

Dans le cas d'un sol contaminé par un seul polluant, la composition chimique du sol est relativement homogène, étant principalement affectée par un COV unique. La décontamination de ce type de sol est généralement plus directe car il n'y a qu'une seule substance à cibler. En plus, l'analyse chimique du sol est simplifiée, se concentrant principalement sur la détection et la quantification du COV spécifique.

En revanche, lorsqu'un sol est pollué par plusieurs COV, sa composition chimique devient complexe et hétérogène, car différents types de polluants sont présents. Les interactions entre ces COV dans le sol peuvent être complexes, ils peuvent se combiner chimiquement ou influencer mutuellement leur comportement dans le sol. Certains COV peuvent inhiber ou accélérer l'extraction d'autres COV. L'analyse chimique de ce type de sol devient plus complexe, nécessitant l'identification, la quantification et la surveillance simultanée de plusieurs COV.

Dans leurs recherches, Yang et al. (2017) ont constaté que les multi-polluants avec un poids moléculaire élevé présentaient une affinité accrue pour l'adsorption dans le sol. Cette

caractéristique rend leur élimination plus complexe lors des procédures de décontamination. Labianca et al. (2020) ont montré que l'efficacité de l'extraction SVE est légèrement supérieure pour les hydrocarbures à chaîne courte par rapport à ceux à chaîne longue. En réalité, la SVE fonctionne de manière plus efficace avec des composés aliphatiques de plus petite taille, qui sont plus volatils, et qui sont généralement les principaux constituants des vapeurs émanant des sources pétrolières.

IV-4- Les propriétés des contaminants :

Les propriétés physico-chimiques de divers COV dans le sol contrôlent selon des ordres de grandeur, la partition et donc la distribution dans les différentes phases décrites (gaz, dissous dans l'eau interstitielle, adsorbé sur les particules du sol, et PLNA).

Les phénomènes d'échange qui se produisent entre les quatre phases sont schématisées ci-dessous (figure I- 19). La pression de vapeur et la constante de Henry indiquent le degré avec lequel un composé organique s'évaporera dans la phase vapeur à l'équilibre. La solubilité désigne le degré avec lequel ce composé, à l'équilibre, se dissoudra dans l'eau. Enfin, le degré avec lequel un composé, à l'équilibre, s'adsorbera sur la phase solide est contrôlé par le coefficient d'adsorption du sol.

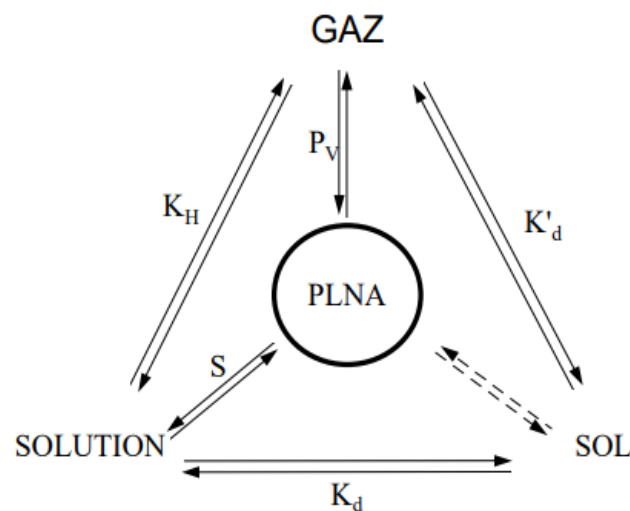


Figure I- 19: Représentation des équilibres entre les phases dans la zone insaturée. (ADEME, 2008).

IV-4-1- La pression de la vapeur saturante

La pression de vapeur saturante est la pression à laquelle la phase gazeuse d'un composé est en équilibre avec sa phase liquide (PLNA) à une température donnée dans un système fermé. C'est le degré avec lequel un composé organique s'évaporera dans la phase vapeur.

La pression de vapeur, étant une propriété spécifique d'un composé, elle est largement utilisée pour des calculs pratiques et notamment pour caractériser un composé organique. Différentes équations ont été proposées pour établir la relation pression de vapeur/température.

Pour un mélange de composés, dans une solution idéale à une température constante, la pression partielle en vapeur d'un constituant est proportionnelle à sa fraction molaire en phase liquide. Cela est exprimé par la loi de Raoult :

$$P_{g,\beta} = X_{\beta} A_{\beta} P_{g,\beta}^0 \quad \text{Eq I- 24}$$

$P_{g,\beta}$, la pression de vapeur partielle du composé β au-dessus de la solution, [M.L⁻¹.T⁻²]

X_{β} , la fraction molaire du composé β dans la solution, [-]

A_{β} , coefficient d'activité du composé β dans le mélange organique, [-]

$P_{g,\beta}^0$, la pression de vapeur saturante du composé organique β à l'état pur, [M.L⁻¹.T⁻²]

Il est possible d'agir et de changer le niveau de la pression saturante par le biais de la température. Il y a un sens commun. Si on augmente la température, l'énergie moyenne des particules augmente aussi. Plusieurs particules entre elles sont susceptibles d'avoir suffisamment d'énergie pour s'échapper de la surface du liquide. Cela permet l'augmentation de la pression de vapeur saturante. Pour la plupart des composés organiques de masses moléculaires intermédiaires, la pression de vapeur augmente trois à quatre fois pour chaque augmentation de température de 10 °C (Jury et al., 1987). On peut exprimer la pression de vapeur saturante par l'équation de Clapeyron :

$$P_{g,\beta}^0(T) = A \exp\left(\frac{-B}{T}\right) \quad \text{Eq I- 25}$$

T , température, [K]

A et B , constantes caractéristiques du composé.

L'efficacité du procédé d'extraction sous pression réduite est influencée par l'augmentation de la température. Dans la zone non saturée du sol, les changements de températures saisonnières sont négligeables. Si le contaminant n'appartient pas à la phase liquide non aqueuse, le paramètre pression de vapeur saturante devient négligeable.

IV-4-2- La constante de Henry

Un deuxième processus important est le partage entre les phases liquide et gazeuse dans le sol à l'état d'équilibre. Il reflète la volatilité relative d'un composé particulier et représente une propriété majeure pour décrire la modélisation du devenir et du transport dans l'évaluation des risques environnementaux (Jin, 1994). Il est généralement décrit par une fonction linéaire (Heron, 1998) :

$$C_g = H_{\beta} C_w \quad \text{Eq I- 26}$$

H_{β} , la constante de Henry adimensionnel du composé β , [-]

C_g , concentration dans la phase vapeur à l'interface eau-gaz, [mol.L⁻³]

C_w , concentration en phase de solution du sol à l'interface eau-gaz, [mol.L⁻³]

Lorsque ce composé volatil est dissous dans une solution aqueuse, on peut écrire la loi de Henry en fonction de la pression partielle de vapeur du composé volatil dans l'atmosphère environnante à l'équilibre et de sa concentration en solution aqueuse (Ouoba, 2015) :

$$P_{g,\beta} = K_{H,\beta} C_w \quad \text{Eq I- 27}$$

$K_{H,\beta}$, constante de Henry du composé β [M.L² .T⁻² .mol⁻¹].

Selon cette loi, la concentration de gaz dissous est proportionnelle à la pression partielle du gaz au-dessus du liquide. La constante de Henry présente une dépendance significative vis-à-vis de la température. Une augmentation de la température entraîne une augmentation de la constante de Henry. Gosset (1987) a développé une relation empirique permettant de calculer la constante de Henry de quelques COV chlorés pour des températures comprises entre 10 et 35°C :

$$\ln(K_{H,\beta}) = A' - \frac{B'}{T} \quad \text{Eq I- 28}$$

Où : A' et B' sont des constantes empiriques [-].

IV-4-3- La solubilité

C'est la capacité d'un composé à se dissoudre dans l'eau interstitielle dans la zone non saturée. Elle influence le transport des polluants dans le sol. Une forte solubilité constitue un facteur aggravant des pollutions. C'est une grandeur physique, désignant la concentration molaire maximale du composé pouvant être dissoute dans l'eau à une température donnée.

La plupart des substances deviennent plus solubles à mesure que la température augmente, bien que la relation exacte soit généralement complexe (Stoker, H. S, 2015).

On peut exprimer la solubilité d'un mélange de composés organiques en fonction de la fraction molaire de chaque composé dans le mélange :

$$S_{w,\beta} = \frac{C_{\beta}}{X_{\beta}A_{\beta}} \quad \text{Eq I- 29}$$

C_{β} , la concentration en équilibre du composé β dans le mélange organique, [M.L⁻³]

X_{β} , la fraction molaire du composé β dans le mélange,

A_{β} , coefficient d'activité du composé β dans le mélange,

$S_{w,\beta}$, la solubilité du composé β à l'état pur, [M.L⁻³].

Les caractéristiques des COVs qui affectent l'efficacité d'un traitement par SVE sont présentées dans le tableau I- 6.

Tableau I- 6: Propriétés des COVs influençant l'efficacité du traitement par SVE (Lemière et al., 2001)

Propriétés du COV	Critère (à 20-25°C)	Caractéristiques
Pression de Vapeur Saturante P^{sat} [Pa]	$P_{g,\beta}^0 < 133$	Non volatil
	$P_{g,\beta}^0 > 133$	Volatil
Constante de Henry K_H [Pa.m ³ .mol ⁻¹]	$K_{H,\beta} < 100$	Faiblement volatil => phénomène d'adsorption prédomine
	$100 < K_{H,\beta} < 500$	Volatil
	$K_{H,\beta} > 500$	Très volatil
Valeur de solubilité S_i (mg.L ⁻¹)	$S_{w,\beta} < 10$	insoluble à peu soluble
	$10 < S_{w,\beta} < 1000$	peu soluble à soluble
	$S_{w,\beta} > 1000$	soluble à très soluble

IV-4-4- L'adsorption des COV

La description du processus d'adsorption / désorption des COV sur la phase solide du sol est très complexe. Cela résulte non seulement de la complexité du système pédologique mais aussi du fait que les propriétés des COV qui déterminent le comportement peuvent varier fortement.

Petersen et al. (1995) décrivent les phénomènes d'adsorption comme un partage des polluants entre le sol et la phase gazeuse, caractérisé par le coefficient K_d' . Ce type d'adsorption est très influencé par la teneur en eau et la texture du sol. Pour les sols dits secs (humidité < 1%), K_d' n'est pas linéaire car il y a compétition entre les molécules d'eau et de polluants organiques vis-à-vis des sites d'adsorption sur et dans les grains de sol. Dans des conditions humides (humidité >1%), la relation entre la teneur en eau et K_d' devient linéaire, indiquant que l'eau adsorbée devient un solvant pour le polluant organique. C'est alors la loi de Henry qui s'applique.

La sorption d'un composé peut être le résultat de plusieurs processus. Un aperçu de ces processus est donné par von Oepen et al. (1991). L'attraction Van der Waals est la plus courante. Les autres formes sont la liaison hydrophobe, la liaison hydrogène, la liaison par transfert de charge, l'échange de ligands, la liaison ionique, l'interaction ion-dipôle et dipôle-dipôle et la chimisorption.

Les composés non polaires s'adsorberont principalement en raison de l'attraction de van der Waals et de la liaison hydrophobe. Dans le sol, les composés non polaires s'adsorberont principalement sur la matière organique. La matière organique n'est cependant pas une matrice homogène mais se

compose de composants de polarités différentes : humines, acide humique et acide fulvique. La fraction humine est l'adsorbant le plus puissant pour les composés non polaires. Lorsque la teneur en matière organique du sol est faible, la teneur en argile du sol peut avoir une influence significative sur la sorption des COV (Mingelgrin et Gerstl., 1983). L'adsorption des COV sur les particules de sol entre la phase liquide et solide peut être décrite par:

$$\frac{X}{m} = K_{d,\beta} C_{w,\beta} \quad \text{Eq I- 30}$$

$\frac{X}{m}$; La quantité de matière adsorbée (kg par kg de sol),

$K_{d,\beta}$; le coefficient de distribution d'un composé β entre la phase solide et la phase liquide du sol ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$).

$C_{w,\beta}$; la concentration du composé β en phase liquide ($\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$).

Pour les composés non polaires, l'adsorption dans le sol est principalement déterminée par l'adsorption sur la matière organique du sol. Pour ces composés, il est possible de réécrire l'équation comme :

$$\frac{X}{m} = K_{oc,\beta} f_{oc} C_1 \quad \text{Eq I- 31}$$

$K_{oc,\beta}$; Coefficient d'adsorption sur le carbone organique pour le composé β ($\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$),

f_{oc} ; Fraction de carbone organique dans le sol.

Lorsque $K_{d,\beta}$ augmente, le composé a tendance à quitter la phase liquide et à se lier à la matière organique présente dans le sol (Gidda, 2003).

La valeur de f_{oc} pour un sol suffisamment riche en matière organique est en général comprise entre 1 et 8 %, alors que pour un sol sableux, cette valeur est de 0,02 à 1 %. Pour les sols à faible teneur en matière organique (< 0,1%), l'adsorption sur les grains des matériaux minéraux peut être dominante.

Le paramètre $K_{oc,\beta}$ ou coefficient d'adsorption au carbone organique des sols définit la répartition d'un composé entre la phase aqueuse et la matière organique des aquifères, c'est-à-dire l'adsorption d'un composé sur les grains du milieu poreux (BRGM, 2001). Relativement indépendant de la nature du sol, il caractérise la tendance d'un composé à être retenu par la matière organique du sol. Il indique donc la mobilité des substances dans les sols et permet leur comparaison. Un $K_{oc,\beta}$ élevé traduit un fort pouvoir d'adsorption et donc une faible mobilité (Kersante, 2003).

En se basant sur cette équation, Karickhoff et al., (1979) ont constaté que le carbone organique réagit comme un solvant dans l'eau.

La valeur de $K_{oc,\beta}$ peut être mesurée directement dans des expériences par lots avec différents types de sols. Dans de nombreux cas, cependant, le $K_{oc,\beta}$ est calculé à partir du coefficient de partage octanol / eau, $K_{ow,\beta}$. La valeur $K_{oc,\beta}$ a été évaluée pour un grand nombre de composés. Pour le calcul de $K_{oc,\beta}$ à partir de $K_{ow,\beta}$, plusieurs équations empiriques existent :

$$\text{Log } K_{oc,\beta} = \text{log } K_{ow,\beta} - 0.317 \text{ (Brown and Flagg., 1981)} \quad \text{Eq I- 32}$$

$$\text{Log } K_{oc,\beta} = \text{log } K_{ow,\beta} - 0.21 \text{ (Kenaga, 1980)} \quad \text{Eq I- 33}$$

$$K_{oc,\beta} = 0.63 K_{ow,\beta} \text{ (Karickhoff et al., 1979)} \quad \text{Eq I- 34}$$

$$K_{oc,\beta} = 0.411 \text{ (Karickhoff, 1981)} \quad \text{Eq I- 35}$$

$$\text{Log } K_{oc,\beta} = 0.72 \text{ log } K_{ow,\beta} + 0.49 \quad \text{Eq I- 36}$$

L'estimation de la sorption de COV basée sur les valeurs de $K_{oc,\beta}$ n'est recommandée que pour les sols qui contiennent plus de 0,1% de carbone organique (ou plus de 0,2% de matière organique). Il n'existe aucune procédure pour estimer la sorption de COV dans un sol très pauvre en matière organique. Les effets minéralogiques liés à la charge de surface de chaque espèce minérale affecteront la sorption lorsque la matière organique est faible. Dans les sols contenant des déchets mixtes, tels que les sols dans les décharges, la nature de la matière organique aura le plus grand effet lorsque l'apport organique est extrêmement frais (pratiquement non dégradé) où le carbone organique est exceptionnellement vieilli (le charbon en est un exemple extrême).

Un composé est dit non polaire ou apolaire si $\text{log } (K_{ow,\beta}) > 4$, polaire si $\text{log } (K_{ow,\beta}) < 1,5$ et moyennement polaire si le $\text{log } (K_{ow,\beta})$ est compris entre ces deux valeurs.

La sorption à la vapeur des COV n'a pas été mise en évidence sur le terrain, mais Ong et Lion. (1991) suggèrent que les conditions sur le terrain soient suffisamment sèches pour permettre la sorption à la vapeur.

L'adsorption des contaminants est plus facile que la désorption, cette dernière nécessite plus de temps et d'énergie. L'hystérésis issue de ce phénomène influence négativement l'efficacité de la SVE, précisément dans la phase de décontamination.

IV-4-5- La biodégradation

Le terme biodégradation généralement retenu dans la littérature scientifique correspond à une action de dégradation d'un composé organique par des agents biologiques dans les deux zones du sous-sol (saturée et non saturée). Si la biodégradation du substrat organique est totale, c'est à dire formation uniquement de produits inorganiques tels H_2O , CO_2 , on parle de minéralisation (Pelmont, 1993).

La biodégradation de COV n'aura lieu que si les substances sont dissoutes. Il n'y a pas de dégradation de produit pur en raison de la toxicité des substances (liposolubles). La décomposition dépend également des conditions ambiantes, telles que le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction, la présence d'autres contaminations et la disponibilité de nutriments et de donneurs/accepteurs d'électrons.

Il existe deux mécanismes de biodégradation dans le sous-sol ; l'un aérobie (en présence d'oxygène) dans la zone non-saturée apte à une dégradation totale de substance. L'autre anaérobie (en l'absence totale d'oxygène ou à une teneur très faible) plutôt dans la zone saturée pour une dégradation partielle de substance.

L'une des techniques de décontamination les plus inventives utilisant la technique d'extraction à pression réduite est celle qui consiste à contrôler les niveaux d'oxygène dans le sous-sol dans le but de biodégrader in situ les composés biodégradables par voie aérobie. Cette modification de la SVE est dénommée "bioventing", elle est susceptible de diminuer le coût du traitement des effluents gazeux et de décontaminer les composés organiques semi-volatils qui ne sont pas éliminés par volatilisation.

La biodégradation est incorporée dans l'équation de transport en utilisant un terme soustractif contenant la constante de biodégradation λ_β pour le composé β . Cette modélisation peut être définie comme suit :

$$C_{w,\beta} = C_{w,\beta}^{init} e^{-\lambda_\beta t} \quad \text{Eq I- 37}$$

Où :

t ; temps [T] ;

$C_{w,\beta}^{init}$; Concentration initiale au temps t = 0 du composé β en phase aqueuse [M.L⁻³] ;

λ_β ; Constante de désintégration du composé β [T⁻¹] définie par :

$$\lambda_\beta = \frac{\ln 2}{t_{\frac{1}{2},\beta}} \quad \text{Eq I- 38}$$

$t_{\frac{1}{2},\beta}$; Temps de demi-vie du composé β [T].

V- Mécanisme de Transport et de transfert des COV dans le sol

Des modèles sont alors développés selon la nature des déplacements monophasiques ou multiphasiques appliqués à des milieux saturés ou non saturés. Le milieu est souvent considéré comme homogène et les réactions chimiques essentiellement instantanées et linéaires (Brusseau, 1994). Le principe est d'écrire les équations de conservation de la masse qui permettent la

description du déplacement des particules sous forme ionique ou particulaire à travers les pores. Des paramètres cinétiques sont à ajouter en cas de réactivité avec le milieu. Il y a alors trois mécanismes à décrire : l'écoulement du fluide, le transfert du composé, et le transport du composé. Les propriétés sollicitées et les équations développées sont plus ou moins importantes selon que l'écoulement est monophasique ou multiphasique (Figure I- 20).

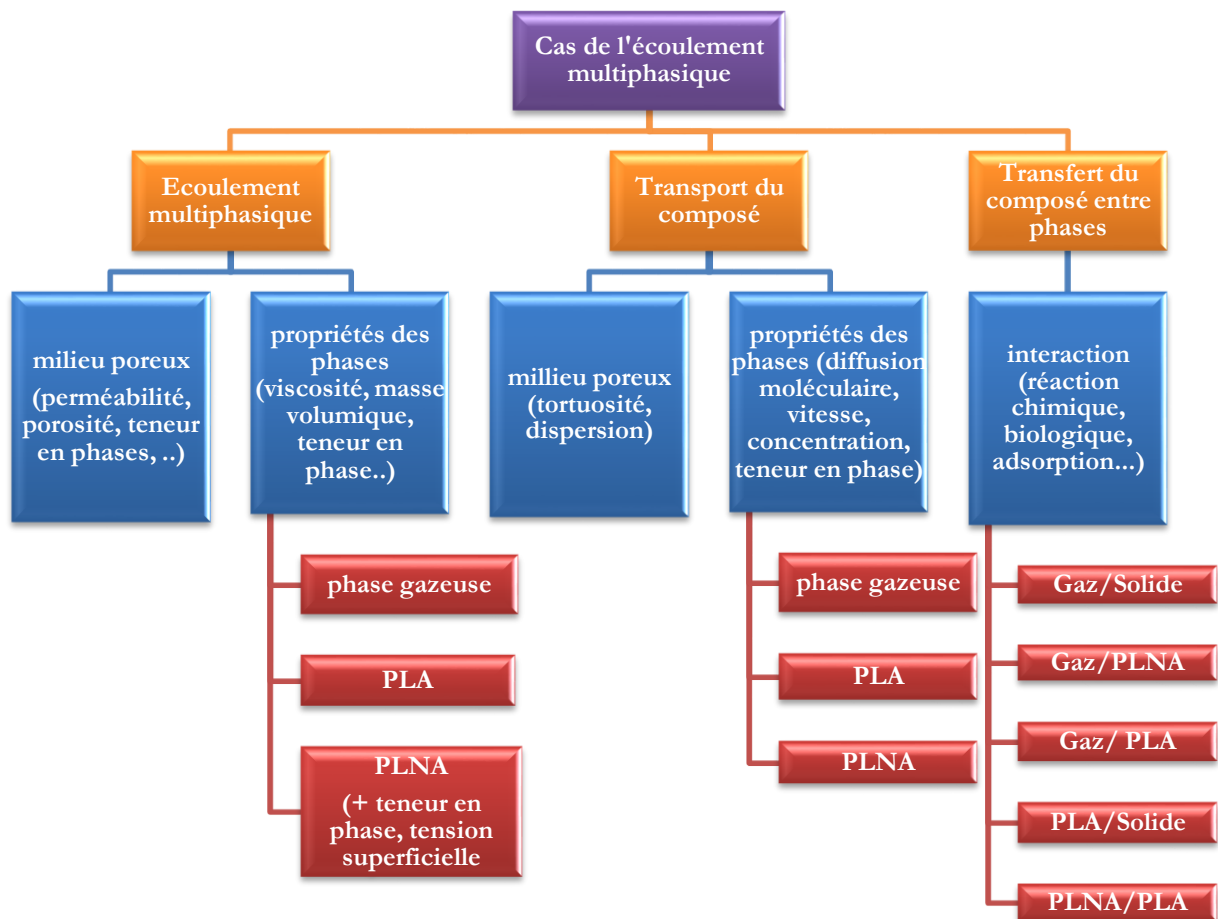


Figure I- 20: Démarche de modélisation de transport de composés dans un milieu poreux avec écoulement multiphasique (PLA : Phase Liquide Aqueuse, PLNA : Phase Liquide Non Aqueuse) (Kacem, 2017).

V-1- Mécanisme de transport des COV dans le sous-sol

La mobilité d'un contaminant dans le sol est largement déterminée par les concentrations relatives du contaminant dans les phases eau et air du sol. Le transport des contaminants peut avoir lieu à la fois dans l'eau et dans l'air par convection, dispersion et diffusion.

V-1-1- La convection

La convection est le processus par lequel le contaminant se déplace avec la phase dans laquelle il est présent. La convection des contaminants avec la phase d'air du sol a lieu lorsque l'air du sol se déplace à la suite d'une élévation du niveau des eaux souterraines. La production de gaz dans des

couches de sol plus profondes, par exemple à la suite d'une digestion anaérobie, peut être un deuxième moteur de la mobilité de l'air du sol (Burn et al., 1993).

Falta et al. (1989) ont suggéré que l'advection en phase gazeuse pourrait dominer le transport des COV provenant d'une PLNA dans des sols à haute perméabilité. À mesure que les liquides organiques qui ont des pressions de vapeur élevées et de faibles poids moléculaires s'évaporent, la densité du gaz en contact avec le liquide change par rapport au gaz du sol ambiant. Ce contraste de densité se traduit par un flux de gaz advectif.

La loi utilisée pour décrire le transport des gaz en fonction d'un gradient de pression est celle de Darcy :

$$F_{conv}^{\beta} = C_{g,\beta} q_g = C_{g,\beta} \frac{k_{int} k_{rel}^{\alpha}}{\mu_{\alpha}} (\nabla P_{\alpha} - \rho_{\alpha} g \nabla z) \quad Eq I- 39$$

F_{conv}^{β} , le flux convectif du polluant β , [M.L⁻².T⁻¹] ;

$C_{g,\beta}$, la concentration en polluant β en phase gazeuse, [M.L⁻³] ;

q_g , la vitesse de Darcy du gaz, [L.T⁻¹].

Des modélisations réalisées par Thorstenson et Pollock. (1989) indiquent qu'une simple variation de pression d'1 Pa peut générer des flux convectifs importants.

Dans les conditions naturelles, où les gradients de pression pour la phase gazeuse au sein du sous-sol sont faibles ainsi que leurs vitesses d'écoulement, le transfert par convection des polluants organiques peut être négligé devant la diffusion moléculaire et l'adsorption.

V-1-2- La diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est un phénomène physique lié à l'agitation moléculaire. Dans un fluide au repos, le mouvement brownien envoie des particules dans toutes les directions de l'espace. S'il y a un gradient de concentration dans le fluide, les molécules en mouvement se déplaceront en moyenne de la zone la plus concentrée vers la zone la moins concentrée. Une fois les concentrations égales, les molécules continuent de se déplacer, mais comme il n'y a pas de gradient de concentration, le processus de diffusion moléculaire cesse et le déplacement est plutôt régi par le processus d'autodiffusion, provenant du mouvement aléatoire des molécules. En diffusion, le contaminant se déplace par rapport à la phase dans laquelle il est présent. La diffusion d'un composé donné dans les phases eau et air du sol, est déterminée par le gradient de concentration, le coefficient de diffusion et un certain nombre de propriétés spécifiques au sol (Burn et al., 1993).

La diffusion dans le gaz du sol (zone non saturée) en devient plus importante, souvent sur une surface importante. La diffusion s'observe également dans la zone saturée, mais ce processus est souvent subordonné au transport sous l'effet du flux d'eau souterraine (transport convectif). La

diffusion joue un rôle plus important lorsque le flux de l'eau souterraine est limité, par exemple dans de l'argile ou dans les micropores d'un sol sablonneux fin (ADEME, 2008).

La diffusion est le mécanisme de transport le plus important dans les zones à faible perméabilité. Les zones à faible perméabilité qui ont accumulé des polluants organiques sur de longues périodes (particulièrement pour les composés à faible solubilité) peuvent se comporter à long terme comme des sources secondaires de polluants (Grathwohl, 1998).

Par rapport à la diffusion dans l'air, la diffusion des COV dans la phase aqueuse du sol est un processus très lent. Pour la plupart des composés, la vitesse de diffusion dans l'air est de 105 à 106 fois plus élevée que dans l'eau (Burn et al., 1993).

La force motrice de la diffusion dans l'air du sol est une différence de concentration entre deux endroits dans le sol. Dans sa forme la plus simple, le flux de diffusion peut être décrit par la première loi de Fick :

$$F_{dif} = - \overline{D}_{\alpha,\beta} \nabla C_{\alpha,\beta} \quad \text{Eq I- 40}$$

F_{dif} , densité de flux diffusif du constituant à travers un volume unité, [mol.T⁻¹.L⁻²] ;

$\overline{D}_{\alpha,\beta}$, coefficient de dispersion hydrodynamique du composé β dans la phase α , [L².T⁻¹] ;

$C_{\alpha,\beta}$, la concentration molaire du composé β dans la phase α , [mol.L⁻³].

La première loi de Fick est applicable à une couche de sol homogène, lorsqu'il existe un gradient de concentration linéaire.

Dans des conditions non stables, le processus de diffusion dans l'air du sol est beaucoup plus complexe. C'est le cas dans la plupart des situations. Dans un système pédologique pollué par des COV, des pertes continues de COV peuvent se produire à la surface du sol par volatilisation. Bien que la perte d'un composé dans l'air du sol soit compensée par la désorption du matériau de la phase solide, le gradient de concentration changera dans le temps conduisant à un flux continuellement décroissant. Un autre exemple de diffusion à l'état non permanent est la situation dans laquelle un contaminant pénètre dans une couche de sol qui n'était initialement pas contaminée par le composé. Dans ce cas, l'établissement d'un équilibre entre les phases du sol implique qu'une partie du contaminant sera éliminée de l'air du sol par sorption et dissolution. Cela affecte le gradient de concentration et diminue le flux du contaminant. Pour les cas où le flux n'est pas une constante dans le temps et l'espace, la deuxième loi de Fick est valable :

$$\frac{\partial C_{\alpha,\beta}}{\partial t} = \overline{D}_{\alpha,\beta} \nabla^2 C_{\alpha,\beta} \quad \text{Eq I- 41}$$

V-1-3- La dispersion cinématique (mécanique)

La dispersion est causée d'une part par l'hétérogénéité dimensionnelle des pores, où règnent différentes vitesses de flux. D'autre part, elle est causée par le fait qu'une particule de contamination doit chaque fois choisir de quel côté elle va s'écouler le long des particules de sol (différences de cheminement et de longueur de trajet). Certaines particules peuvent ainsi s'éloigner de la perpendiculaire du flux. La dispersion rend le passage d'une zone contaminée à une zone propre moins nette (ADEME, 2014). Cette dispersion cinématique n'existe pas en l'absence de mouvement du fluide à l'échelle macroscopique.

La dispersion cinématique est le résultat de l'existence d'un champ de vitesse réel. Le flux dispersif est similaire au flux diffusif, il est proportionnel au gradient de concentration :

$$F_{disp.m} = -D_{\alpha,\beta}^d \nabla C \quad \text{Eq I- 42}$$

$F_{disp.m}$, Densité de flux diffusif du constituant à travers un volume unité, [mol.T⁻¹.L⁻²] ;

$D_{\alpha,\beta}^d$, Coefficient de dispersion mécanique du constituant dans le mélange, [L².T⁻¹].

On peut exprimer le coefficient de dispersion mécanique en fonction de la vitesse du fluide dans les pores et de la dispersivité :

$$D_{\alpha,\beta}^d = \alpha v_{eff}^l \quad \text{Eq I- 43}$$

$D_{\alpha,\beta}^d$, La dispersivité – distance de pénétration du polluant dans le sol, [L] ;

v_{eff} , La vitesse du fluide dans les pores, [L.T⁻¹] ;

α , Paramètre empirique, [-]

V-2- Mécanisme de transfert des COV dans le sous-sol

La distribution d'un composé organique volatil entre les quatre phases peut être expliquée à l'aide de divers mécanismes de transfert et de plusieurs paramètres qui régissent ces mécanismes (*Paragraphe IV-2*).

V-2-1- Transfert de masse entre PLNA et phase gazeuse

La diffusion moléculaire est le mécanisme dominant de transport dans les conditions naturelles du sous-sol. Il est distingué une forte volatilité et une faible solubilité de la PLNA ainsi qu'un coefficient de diffusion moléculaire des COVs dans la phase gazeuse plus important que celui dans la phase aqueuse d'un rapport 104 à 105 fois (BRGM, 2008). Cela étant, une grande partie de la masse déversée dans le sous-sol se transforme en vapeurs et participe à la création d'un large panache de vapeur qui enveloppe la zone à saturation résiduelle (Bohy, 2003). Ce processus de

diffusion de la phase vapeur dépend de la porosité du sol, de la saturation en eau, de la masse déversée, de la température et des propriétés du composé chimique (Lyman et al., 1990).

Dans ce contexte, le transfert de masse entre les deux phases peut être expliqué en se basant sur l'hypothèse de l'équilibre local. Ce modèle simplifie le transfert en supposant l'absence de résistance au transfert de masse entre les phases, permettant ainsi d'atteindre instantanément des équilibres de partage entre ces phases, qui peuvent être simplement présentés par des équations linéaires (Rathfelder et al., 1991; Benson, 1992; Katyal et al., 1991 ; Kaluarachchi et al., 1992) :

$$K_{o-g,\beta} = \frac{\beta}{C_{g,\beta}} = \frac{\rho_o}{X_{g,\beta} C_{g,\beta}^{sat}} \quad \text{Eq I- 44}$$

$K_{o-g,\beta}$, Le coefficient d'équilibre du composé β entre PLNA/phase gazeuse [-]

$C_{g,\beta}^{sat}$, Concentration à l'équilibre du composé β pur dans la phase gazeuse [M.L⁻³]

$X_{g,\beta}$, Fraction molaire du composé β dans la phase gazeuse [-]

$C_{g,\beta}$, Concentration du composé β dans la phase gazeuse [M.L⁻³]

$C_{o,\beta}$, Concentration du composé β dans la PLNA [M.L⁻³]

ρ_o , Masse volumique de la phase PLNA [M.L⁻³]

Dans le cas de dépollution de sous-sol par SVE, l'application d'une dépression au sous-sol entraîne un écoulement de la phase à une vitesse minimale dans le rayon d'influence, généralement de l'ordre de 0,01 cm.s⁻¹ (Gierke et al., 1992). En présence d'un flux convectif, un retard au rétablissement des équilibres a été observé entre phases (Abriola, 1989 ; Dutheil, 2003 ; Wilkins et al., 1995). Ce retard est attribuable aux résistances au transfert de masse, qui peuvent devenir limitantes du point de vue cinétique (Armstrong et al., 1994; Wilkins et al., 1995; Nuske et al., 2014; White et al., 2000). Les transferts de masse sont souvent modélisés par une cinétique de premier ordre :

$$E_{o-g,\beta} = -\lambda_{o-g,\beta} (\overline{C_{g,\beta}^{sat}} - C_{g,\beta}) \quad \text{Eq I- 45}$$

$\lambda_{o-g,\beta}$, Coefficient cinétique global de transfert PLNA/phase gazeuse du composé β [T⁻¹].

$\overline{C_{g,\beta}^{sat}}$, la concentration à l'équilibre du composé β dans le mélange gazeuse [M.L⁻³], elle peut être décrit par :

$$\overline{C_{g,\beta}^{sat}} = X_{g,\beta} C_{g,\beta}^{sat} \quad \text{Eq I- 46}$$

$E_{o-g,\beta}$, Transfert de masse entre PLNA /phase gazeuse pour le composé β [M.L⁻³.T⁻¹]

Wilkins et al. (1995), ont développé une corrélation empirique pour déduire le coefficient cinétique de transfert de masse PLNA/gaz en état stationnaire en se basant sur des données expérimentales d'une colonne simulant l'extraction sous vide :

$$\lambda_{o-g,\beta} = 10^{-0,42} D_{g,\beta} U_g^{0,62} d_{50}^{0,44} \quad \text{Eq I- 47}$$

$D_{g,\beta}$, Coefficient de diffusion moléculaire du composé β dans la phase gazeuse [$L^2.T^{-1}$]

U_g , Vitesse de pore pour la phase gazeuse [$L.T^{-1}$]

La zone interfaciale disponible entre PLNA et la phase gazeuse diminue à mesure que la phase PLNA se volatilise progressivement, ce qui entraîne une réduction du coefficient de transfert de masse global qui peut être exprimé en fonction de la saturation volumique de la PLNA (Yoon *et al*, 2002) :

$$\lambda_{o-g,\beta} = \lambda_{o-g,\beta}^{init} \left(\frac{S_0}{S_0^{init}} \right)^{\beta_g} \quad \text{Eq I- 48}$$

$\lambda_{o-g,\beta}^{init}$, coefficient initial de transfert de masse du composé β du modèle de Yoon (2002) [T^{-1}] ;

S_0^{init} , Saturation initiale en phase PLNA [-] ;

β_g , Constante empirique du modèle Yoon (2002) [-].

V-2-2- Transfert de masse entre PLNA et la phase aqueuse

Le contact des polluants organiques trouvés dans le sous-sol (Zone Saturée « ZS » et Zone Non Saturée « ZNS ») avec l'eau de précipitation entraîne la dissolution de certains composés. En raison des gradients de pression, ces composés dissous seront ensuite transportés par la nappe sous forme d'un panache en direction du captage d'eau potable. Ce mode de transport constitue la principale voie de contamination de la nappe. Il est essentiel de déterminer la concentration des composés dissous dans le panache afin d'optimiser les procédés de remédiation.

Le taux de dissolution est influencé par plusieurs facteurs, notamment les solubilités effectives, les diffusivités de chaque constituant dans le mélange, la distribution de la PLNA dans le milieu poreux et la vitesse de l'écoulement de la nappe. Dans le cas d'un mélange, la concentration du composé i dans la phase aqueuse à l'équilibre, peut être exprimée aussi par la loi de Raoult en fonction de la solubilité pour la solution idéale (Broholm *et al.*, 1995) :

$$S_{w,\beta}^{eff} = \omega_{w,\beta} S_{w,\beta} \quad \text{Eq I- 49}$$

$S_{w,\beta}^{eff}$, Solubilité effective du composé β la phase aqueuse [$M.L^{-3}$] ;

$\omega_{w,\beta}$, Fraction molaire du constituant β dans la phase aqueuse [-] ;

$S_{w,\beta}$, Solubilité du composé pur β dans la phase aqueuse [$M.L^{-3}$].

Les mécanismes de transport (dispersion et convection) entraînent des concentrations inférieures ou égales à la concentration d'équilibre. À l'interface entre PLNA/eau, les concentrations dans la phase aqueuse sont égales à la solubilité ou à la solubilité effective de chaque constituant (Soga *et al.*, 2004). En revanche, dans le panache d'un site réel, les concentrations sont inférieures à leurs

concentrations d'équilibre (c'est-à-dire la solubilité dans l'eau). Cette observation peut être expliquée par la dissolution sélective des composés en mélange et par le flux convectif.

L'hypothèse de l'équilibre local a été largement employée dans les anciens modèles ou les modèles simplifiés (Miller *et al*, 1990 ; Kaluarachchi et al., 1990; Kaluarachchi et al.,1992) pour exprimer le transfert de polluants organiques vers la phase liquide. Cependant, des travaux menés par Powers et al. (1991) ont prouvé à partir de données expérimentales, l'invalidité de cette hypothèse à l'échelle du terrain. Concrètement, à l'échelle du pore, l'équilibre thermodynamique est respecté, mais il ne l'est pas à l'échelle macroscopique (échelle VER : volume élémentaire représentatif). Ce constat a incité certains chercheurs à développer des modèles adéquats pour décrire ce transfert par la cinétique de la dissolution en utilisant une cinétique du premier ordre, qui est exprimée par la relation suivante (Sleep et al.,1989; Mayer et al.,1992; Powers et al.,1991; Brusseau,1992):

$$E_{o-w,\beta} = \lambda_{o-w,\beta} (S_{w,\beta}^{eff} - C_{w,\beta}) \quad Eq I- 50$$

$\lambda_{o-w,\beta}$, Coefficient cinétique global de transfert PLNA/phase aqueuse du composé β [T^{-1}];

$C_{w,\beta}$, Concentration du composé β dans la phase aqueuse [$M.L^{-3}$];

$E_{o-w,\beta}$, Transfert de masse entre PLNA /phase aqueuse pour le composé β [$M.L^{-3}.T^{-1}$].

Ce coefficient dépend de la saturation en PLNA, de sa composition, de la géométrie des pores, de la vitesse d'écoulement de la phase aqueuse et de la densité.

V-2-3-Transfert de masse entre la phase aqueuse et la phase gazeuse (stripping)

La volatilisation d'un produit dissous dans l'eau est régie par la loi de Henry qui suppose un équilibre thermodynamique locale à l'interface des deux phases à chaque instant.

Le processus de transfert entre la phase aqueuse et la phase gazeuse est mené comme un des mécanismes potentiels de contamination du sous-sol. Étant donné la dispersion importante des polluants dans la phase gazeuse dans la zone non saturée, la pollution de la nappe peut s'étendre sur de grandes distances à partir de la zone affectée (Baehr, 1987 ; Klenk et al., 2002; Jellali et al., 2003).

Plusieurs auteurs ont utilisé des modèles cinétiques pour simuler ce transfert de masse afin de modéliser l'extraction sous pression réduite (Gierke et al., 1992 ; Armstrong et al., 1994 ; Nguyen et al., 2013) :

$$E_{g-w,\beta} = \lambda_{g-w,\beta} (H_{\beta} C_{w,\beta} - C_{g,\beta}) \quad Eq I- 51$$

$\lambda_{g-w,\beta}$, Coefficient cinétique global de transfert phase aqueuse / gazeuse du composé β [T^{-1}];

$E_{g-w,\beta}$, Transfert de masse entre phase aqueuse / gazeuse pour le composé β [$M.L^{-3}.T^{-1}$];

H_{β} , constante de Henry adimensionnel du composé β

Gidda (2003) a constaté que le coefficient de transfert entre la phase aqueuse et la phase gazeuse est lié à la concentration du composé β dans la phase aqueuse :

$$\lambda_{g-w,\beta} = \lambda_{g-w,\beta}^{init} (C_{w,\beta})^\xi \quad \text{Eq I- 52}$$

$\lambda_{g-w,\beta}^{init}$, Coefficient initial de transfert phase gazeuse du composé β [T^{-1}] ;

ξ , Constante empirique du modèle Gidda (2003) [-].

V-2-4- Le transfert avec la matrice solide

V-2-4-1- Transfert de masse entre phase aqueuse et phase solide

Les processus d'interaction entre les phases aqueuses et solides sont généralement catégorisés en termes de sorption et de désorption. Ces phénomènes sont intrinsèquement liés aux propriétés physico-chimiques du polluant, notamment sa solubilité et sa diffusivité, ainsi qu'aux caractéristiques de l'interface solide, notamment sa surface spécifique et sa concentration en matière organique. De plus, la teneur en eau et la température sont des paramètres importants qui influencent ces processus (Rutherford et al., 1992).

Dans la plupart des cas, les modèles de sorption postulent un transfert instantané du polluant entre les phases aqueuses et solides en se basant sur l'hypothèse d'un équilibre local. Sous cette considération, deux types d'isothermes sont habituellement employés : l'isotherme linéaire et l'isotherme non linéaire.

Le tableau I- 7 résume les modèles les plus connus dans la littérature (Gonzalez Flesca et al., 1993 ; Wu, 2004).

Tableau I- 7: Différents modèles de transfert phase aqueuse /phase solide (sorption)

Modèle	Forme	
Linéaire	$C_{s,\beta} = K_{d,\beta} C_{w,\beta}$	Solutés hydrophobes, non ioniques Sol riche en matière organique concentrations < 1/2 solubilité (Karickhoff et al., 1985)
Non linéaire : Freundlich	$C_{s,\beta} = K_{d,\beta} C_{w,\beta}^{1/n}$	Composés ioniques et fortement polaires
Non linéaire : Langmuir	$C_{s,\beta} = C_{s,\beta}^{max} \frac{K_{d,\beta} C_{w,\beta}}{1 + K_{d,\beta}}$	Concentrations élevées du soluté

$C_{s,\beta}^{max}$, Capacité maximale de la sorption du sol pour le composé β [$M.M^{-1}$] ;

$C_{s,\beta}$, Concentration du composé β fixé sur la phase solide [$M.M^{-1}$];

$K_{d,\beta}$, Coefficient de sorption du sol pour le composé β [$L^3.M^{-1}$].

Le modèle d'isotherme linéaire est une description appropriée de la sorption, notamment dans les sols riches en matière organique, ainsi que pour les solutés hydrophobes et non ioniques à des concentrations faibles. Karickhoff et coll. (1985) ont recommandé l'utilisation de l'isotherme linéaire dans des systèmes où la concentration en soluté est inférieure à la moitié de la solubilité. Le coefficient de sorption sur le sol $K_{d,\beta}$ peut être déterminé en utilisant la teneur en carbone organique du sol f_{oc} ainsi que coefficient de partage carbone organique/eau $K_{oc,\beta}$ du composé β :

$$K_{d,\beta} = f_{oc} K_{oc,\beta} \quad \text{Eq I- 53}$$

En se basant sur cette équation et à la suite d'une étude expérimentale, Karickhoff et al. (1979) ont développé la relation ci-dessous, impliquant le coefficient de partage octanol/eau $K_{ow,\beta}$. Cette relation conserve sa validité pour une vaste diversité de sols et de composés organiques, englobant une grande plage de solubilité dans l'eau.

$$K_{oc,\beta} = 0,63 K_{ow,\beta} \quad \text{Eq I- 54}$$

Les investigations sur la sorption ont révélé une cinétique en deux étapes, caractérisée par une phase initiale courte et rapide, suivie d'une phase subséquente plus étendue et plus lente. En conséquence, Brusseau et al. (1989) remettent en question la pertinence de l'hypothèse d'équilibre local. Cette remise en question a donné lieu au développement de modèles cinétiques qui tiennent compte de la vitesse à laquelle le contaminant est adsorbé ou désorbé.

$$E_{w-s,\beta} = \lambda_{w-s,\beta} (K_{d,\beta} C_{w,\beta} - C_{s,\beta}) \quad \text{Eq I- 55}$$

$E_{w-s,\beta}$, Transfert de masse entre phase aqueuse / solide pour le composé β [$M.L^{-3}.T^{-1}$] ;

$\lambda_{w-s,\beta}$, Coefficient cinétique global de transfert phase aqueuse/ solide pour le composé β [T^{-1}].

Brusseau et Rao. (1989) ont entrepris une étude de l'influence de divers composés organiques, caractérisés par des valeurs de coefficient de partage eau-sol compris entre $-1,5 < \log K_{d,\beta} < 5,5$ sur la cinétique de sorption. Ils ont élaboré une corrélation empirique qui permet d'évaluer la cinétique d'adsorption à partir du coefficient de partage :

$$\log (\lambda_{w-s,\beta}) = 0,301 - 0,668 \log (K_{d,\beta}) \quad \text{Eq I- 56}$$

La plupart des Composés Organiques Volatils (COV) présente un phénomène d'hystérésis, ce qui signifie que la phase de sorption ne se comporte pas de la même manière que la phase de désorption. La désorption demande davantage de temps et d'énergie. Cette différence se traduit par une réduction de la cinétique de sorption, ce qui peut expliquer la diminution de l'efficacité d'un système d'extraction lors de la dernière phase de décontamination, en particulier dans les sols riches en matière organique (Kaleris, 2002).

V-2-4-2- Transfert de masse entre la phase gazeuse et la phase solide

Une étude approfondie a été menée par Goss (2004) afin de déterminer le processus d'adsorption des vapeurs des COVs sur la surface minérale et organique du sol sec. Il a observé que cet échange à la surface du gaz solide diminue à mesure que l'humidité relative (RH) de la vapeur et la teneur en eau du sol augmentent. Cela s'explique par la compétition entre les molécules d'eau et les molécules de polluants organiques pour les sites d'adsorption à la surface et à l'intérieur des grains du sol.

Comme déjà cité, le partage des polluants entre le sol et la phase gazeuse est caractérisé par le coefficient K_d . Yoon et al. (2003) ont utilisé un modèle linéaire pour décrire l'adsorption gazeuse sur le solide :

$$C_{s,\beta} = K'_{d,\beta} C_{g,\beta} \quad \text{Eq I- 57}$$

$K'_{d,\beta}$ est le coefficient de partage gazeux/phase solide du composé β .

VI- Modélisation de l'extraction sous pression réduite

Au cours des dernières années, l'intérêt pour les modèles mathématiques numériques a considérablement augmenté. Ces modèles mathématiques peuvent jouer un rôle essentiel dans l'évaluation de l'efficacité des systèmes d'extraction et dans la prédiction de l'évolution des opérations de dépollution.

La compréhension des phénomènes de transfert est complexe et la modélisation doit tenir compte du fait que les mécanismes étudiés sont généralement interconnectés, non linéaires et se déroulent dans un milieu multiphasique (eau-air-sol). Ce milieu est susceptible de se transformer et les concentrations en fluide varient dans le temps et dans l'espace sous l'action combinée des variations d'énergie mécanique et thermique, avec la possibilité de changements de phase et d'échanges physico-chimiques entre les phases. Un modèle doit donc être conçu comme une image simplificatrice d'une réalité complexe qu'il est possible de simuler et d'extrapoler.

Les modèles numériques utilisés pour simuler la pollution ou le processus de décontamination dans le sous-sol varient en fonction de la méthode de résolution numérique choisie (analytique, éléments finis, volumes finis, équations différentielles) et de l'inclusion ou non des éléments suivants :

- La zone non saturée et/ou la frange capillaire et/ou la nappe ;
- L'écoulement (monophasique, diphasique, multiphasique, les modèles de p - S - k et le traitement de l'hystérésis) ;

- Le transfert de masse entre les phases (Équilibre locale, cinétique premier ordre, cinétique, réaction chimique) ;
- Le nombre des composés à traiter (un composé, multiple limité, non limité) ;
- La biodégradabilité des composés organiques ;
- Le type de milieu (poreux, fissuré, à double porosité) ;
- La dimension spatiale (1 D, 2D, 3D) ;
- L'échelle (échelle microscopique, échelle de laboratoire, échelle de terrain, GMS (Groundwater Modelling System)).

VI-1- Modèle d'écoulement d'air dans le sol

Dans le domaine de l'écoulement d'air dans un milieu poreux, il est possible de résoudre les équations soit de manière analytique, soit de manière numérique.

Les solutions analytiques sont adaptées aux cas simples où l'homogénéité et l'isotropie sont élevées. Elles se distinguent par leur facilité d'utilisation, leur rapidité et leur faible exigence en termes de données expérimentales ou de capacités informatiques. Il existe deux types de solutions analytiques : les solutions d'écoulement en régime stationnaire et les solutions d'écoulement en régime transitoire. Les solutions analytiques d'écoulement en régime stationnaire sont les plus utilisées par rapport aux solutions transitoires. Cela peut être dû au fait que le calcul des paramètres est moins compliqué en régime stationnaire et que le régime transitoire se produit souvent très rapidement.

Par contre, les solutions numériques sont employées pour des cas plus complexes ; où aucune solution analytique n'a été établie ; qui englobent des situations d'hétérogénéité, d'anisotropie et de conditions aux limites irrégulières (Benson et al., 1993, Rathfelder et al., 1991, Mendoza et Frind., 1990). Ces méthodes permettent d'approximer les équations aux dérivées partielles par des équations algébriques, pouvant être exprimées sous forme de matrices. La méthode des différences finies est plus simple à programmer et nécessite moins de données que la méthode des éléments finis. Cependant, la méthode des éléments finis offre une meilleure expression des conditions aux limites irrégulières. Le tableau I- 8 résume les modèles d'écoulement d'air qu'on peut trouver dans la littérature.

Tableau I- 8: Modèles de l'écoulement de l'air

Modèle	Dimension	Modèle de solution
Falta (1996)	2D	Solution analytique
Mohr et Mertz (1995)	2D	Différences finies
Ross et Lu (1994)	2D	Solution analytique
Cho (1993)	3D	Superpositions des fonctions analytiques
Gamliel et Abdul (1993)	2D	Différences finies
Shan <i>et al.</i> (1992)	2D	Solution analytique
Baehr et Hult (1991)	2D	Solution analytique
Kuo <i>et al.</i> (1991)	3D	Différences finies
Sepehr et Samani (1993)	3D	Différences finies
DiGiulio et Varadhan (2001a)	2D	Solution analytique
Zhan et Park (2002)	3D	Superpositions des fonctions analytiques
Cho et DiGiulio (1992)	2D	Solution analytique
Switzer et Kosson (2007)	2D	Solution analytique
Kuo et al (2017)	3D	Différences finie
Mao et al (2017)	1D	Différences finie
Stewart (2022)	3D	Solution analytique

VI-2- La modélisation de l'extraction sous pression réduite

La modélisation de la plupart des phénomènes observés dans un milieu poreux est généralement possible. Cependant, plus le modèle mathématique est détaillé, plus il nécessite un grand nombre de paramètres à déterminer. Souvent, le domaine d'étude est idéalisé pour simplifier les calculs et réduire le nombre de paramètres requis. Dans ces modèles simplifiés, il est supposé que les propriétés du milieu poreux soient homogènes et que l'équilibre entre les phases est atteint instantanément localement.

Les modèles simplifiés utilisés dans les simulations ne reproduisent jamais exactement la réalité de chaque cas étudié, ce qui nécessite une calibration des modèles utilisés. Cette calibration est fréquemment effectuée en se basant sur des expérimentations en laboratoire, puis les résultats sont extrapolés à l'échelle du terrain.

Le BRGM (2008) catégorise les modèles de simulation de la pollution en quatre niveaux en fonction de leur degré de simplification pour faciliter la mise en œuvre de la modélisation :

- ❖ Niveau 1 : écoulement monophasique eau et transport pour les polluants miscibles ;
- ❖ Niveau 2 : écoulement diphasique eau-huile sans traiter le transport entre phases ;
- ❖ Niveau 3 : écoulements triphasiques eau, air et huile sans transport ;
- ❖ Niveau 4 : écoulements triphasiques avec transport.

L'écoulement de la phase gazeuse dans le sol sous l'effet de la dépression s'est transformé par le système d'extraction, la distribution des polluants entre les différentes phases et les mécanismes de transfert entre ces phases vers la phase gazeuse sont tous des facteurs qui influencent l'efficacité d'un traitement par extraction sous pression réduite. (Anderson, 1994).

Les modèles mathématiques permettant la modélisation l'extraction sous pression réduite comportent deux types de couples de modèles :

- Les modèles : Ecoulement d'air / Transport des contaminant
- Les modèles : Ecoulement triphasiques / Transport des contaminant

VI-2-1- Les modèles : écoulement d'air / transport de contaminants

La solution de l'équation différentielle partielle de l'écoulement d'air est utilisée pour calculer la répartition de la pression pour les modèles d'écoulement d'air et de transport de contaminants. La vitesse d'écoulement de l'air est déterminée en utilisant la distribution de pression et la Loi de Darcy.

Dans ce modèle, chaque cellule contient un terme source qui représente les contaminants rejetés / adsorbés au fil du temps. Les relations d'équilibre telles que les relations de volatilisation / dissolution, sorption / désorption et de biodégradation peuvent être incluses dans le terme source. L'équation d'advection-dispersion est utilisée pour calculer les concentrations dans la phase gazeuse en jonction avec les relations de bilan de masse. En raison de la prédominance du transport par advection, la dispersion peut être négligée lorsque les vitesses d'écoulement d'air sont élevées.

VI-2-2- Les modèles : écoulement triphasique / transport de contaminants

La répartition de la pression de l'air pour ces modèles est obtenue en résolvant simultanément les équations d'écoulement de l'air, de l'eau et du PLNA. Les vitesses d'écoulement sont déterminées à l'aide de la distribution de la pression et de la loi de Darcy. Les relations de bilan de masse et l'équation d'advection-dispersion sont appliquées pour calculer les concentrations de

contaminants. Des hypothèses simplificatrices sont fréquemment utilisées en raison de la difficulté des modèles d'écoulement multiphasique.

VI-2-3- Modèles basés sur l'hypothèse de l'équilibre local entre phases

Pour décrire le comportement du polluant, on suppose qu'il n'y a pas de résistance au transfert de masse entre les différentes phases et que les équilibres de partage entre les différentes phases du sol sont atteints à tout moment et peuvent être simplement décrits par des équations linéaires.

Avant le traitement, on considère que l'équilibre entre les phases est atteint. On décrit alors la répartition des polluants dans chacune des phases, y compris la phase adsorbée, à partir du nombre de polluants, de leur quantité totale, de la teneur en eau, de la teneur en carbone organique dans le sol, du volume des pores rempli d'air et des constantes de partage.

Pendant la dépollution, on constate que les équilibres sont rétablis de manière locale et instantanée. La convection et la dispersion sont les processus qui régissent le transfert des contaminants, la répartition de ces derniers se renouvelle à chaque instant. Ensuite, les différentes phases (PLNA, phase aqueuse...) disparaissent d'une manière successive, ce qui est pris en compte dans les équations décrivant les équilibres. Les relations qui décrivent le transfert entre phases ont été bien développées auparavant. Le transfert air-PLNA est décrit par la loi de Raoult, le transfert gaz-eau par la loi de Henry, et le transfert eau-solide par le travail de Karickhoff (Rathfelder et al., 1991). Les modèles qui reposent sur ce type d'hypothèses sont plus simples, la résolution des équations est rapide et le nombre de paramètres à entrer dans le modèle est restreint. En revanche, le rétablissement de l'équilibre entre les phases peut être retardé en raison de la présence d'un flux convectif. L'inconvénient de ces modèles est qu'ils surestiment les concentrations de polluants dans l'air extrait, surtout en fin de traitement lorsque la diffusion entre phases devient plus importante. Les modèles qui supposent que l'équilibre entre les phases est toujours établi et que le transfert de masse depuis et vers la phase gazeuse est instantané ont généralement un temps de dépollution plus long que le temps réel. En réalité, le transfert de masse peut être limité par la diffusion ou par les cinétiques sorption/désorption ou volatilisation/dissolution (USACE, 2002).

Kaluarachchi et Parker. (1990) ont proposé un modèle pour étudier le transport de plusieurs espèces de polluants non aqueux (PLNA) dans un système triphasique. Le modèle implique la résolution de deux équations d'écoulement distinctes, une pour les phases aqueuses et une autre pour la phase organique. Les équations de transport des composants sont résolues de manière séquentielle après le calcul de l'écoulement, en utilisant l'hypothèse d'équilibre local.

Falta et al. (1992) ont élaboré un modèle d'écoulement multiphasique multicomposés en résolvant trois équations d'écoulement pour les phases (aqueuse, PLNA et gazeuse) ainsi que quatre équations de transport, y compris une équation pour la conservation de l'énergie, dans des

conditions non isothermes. Le modèle repose sur l'hypothèse de l'équilibre local. Les propriétés physico-chimiques des fluides ont été déterminées à l'aide de méthodes basées sur des équations d'état. Ils ont pris en compte l'apparition et la disparition des phases, ainsi que la transition d'un système triphasique à un système diphasique.

Le tableau I- 9 décrit quelques modèles basés sur cette hypothèse.

Tableau I- 9: Modèles mathématiques basé sur l'hypothèse d'un équilibre locale instantané

Modèle	Dimensions	Méthode de solution	Phases	Composés
Baehr et al. (1989)	1D	Différences finies	G, E, S, N	1
Rathfelder et al. (1991)	1D	Différences finies	G, E, S, N	1
Johnson et al. (1990a)	1D	Solution Analytique	G, E, S, N	1
Kayano et Wilson (1992)	2D	Différences finies	G, N	Multi
Benson et al. (1993)	2D	Différences finies	G, E, S, N	Multi
Falta et al. (1993)	2D	Solution Analytique	G, E, S	1
Joss (1993)	3D	Différences finies	G, E, S, N	Multi
Ho et al. (1994)	1D	Différences finies	G, N	Multi
She et al. (1995)	1D	Solution Analytique	G, E, S, N	1
Ho (1998)	1D	Solution Analytique	G, N	Multi
Yoon et al (2009)	2D	Elément finie	G, E, S, N	1

VI-2-4- Modèles basés sur l'hypothèse du transfert de masse sous contrôle cinétique

Ces dernières années, la majorité des modèles publiés ces dernières années repose sur des relations de transfert de masse régies par des lois cinétiques. Ces modèles prennent souvent en compte des comportements hydrodynamiques plus complexes, tels que le transport par convection et dispersion. En présence d'un flux convectif, un retard au rétablissement des équilibres a été observé entre phases. Ce retard est dû à des résistances aux transferts de masse qui peuvent devenir limitants au plan cinétique. Les transferts de masse sont souvent modélisés par une cinétique de premier ordre.

La vitesse du transfert est directement proportionnelle à la différence des concentrations entre la concentration réelle et la concentration à l'équilibre, ainsi qu'aux coefficients de transfert de masse entre les phases. En principe, ces coefficients sont définis par une méthode d'identification inverse qui exploite à la fois le modèle et les résultats expérimentaux.

Dans leurs travaux, Sleep et Sykes (1989) ont réalisé une simulation du transport des COV dans un milieu poreux non saturé. Leur modèle implique la résolution de deux équations d'écoulement distinctes pour les phases aqueuse et gazeuse. Le transfert de masse entre ces phases, impliquant des processus dissolution, de volatilisation et de partage eau/gaz, a été décrit à l'aide d'expressions de cinétique de premier ordre.

Afin d'améliorer la conception de la technique d'extraction sous pression réduite, Zhao (2007) a développé un modèle mathématique complet qui incorpore l'écoulement multiphasique, le transport des polluants et le transfert de masse entre les quatre phases (aqueuse, PLNA, gazeuse et solide). Le modèle a inclus des paramètres de contrôle clés tels que la perméabilité relative, les coefficients de dispersion, les densités de phase et le transfert de masse interphase. Le modèle 3D-SVE a été calibré par rapport à des données connues provenant d'opérations SVE à l'échelle du laboratoire et sur le terrain. Les modèles de simulation numérique peuvent fournir un moyen de description des processus à l'échelle du laboratoire avec la complexité des paramètres sur le terrain. Ils ont donc été développés comme des outils de recherche pour étudier les dynamiques dans les systèmes de dépollution SVE (Rathfelder et al., 2000).

Rathfelder et al (2000) ont révélé dans leurs résultats de simulation numérique d'un site réel que l'efficacité d'élimination des contaminants était principalement contrôlée par le transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse. Ce paramètre a influencé de manière significative le taux de récupération des contaminants, une augmentation d'un ordre du coefficient de transfert de masse a approximativement doublé le taux de récupération de la PNLA.

Afin d'identifier les processus de transfert de masse gouvernants, un modèle numérique SVE tridimensionnel a été élaboré par Nguyen et al. (2013). Le modèle est basé sur Comsol Multiphysics, une méthode d'éléments finis qui intègre un écoulement multiphase, un transport multi-composant et un transfert de masse transitoire hors équilibre. L'étalonnage du modèle effectué par rapport aux données expérimentales à l'échelle du laboratoire a montré que le transfert de masse le plus important se produit entre la PLNA et la phase vapeur.

Les modèles présentés dans le tableau I- 10 décrivent les processus de transfert des polluants, mais ils nécessitent un nombre de paramètres très important, qui est encore plus important si l'on veut prendre en compte une hétérogénéité du sol. Or ces paramètres sont très rarement disponibles à l'échelle d'un site.

Tableau I- 10: Modèles mathématiques basé sur les relations de transfert de masse cinétiques

Modèle	Dimensions	Méthode de Solution	Phases	Composés
Ding et al (2022)	2D	Solution Analytique	G, E, S, N	Multi
Huang et al (2017)	1D	Solution Analytique	G, E, S, N	1
Yang et al (2017)	3D	Eléments finis	G, E, S, N	Multi
Esrael et al (2017)	2D	Eléments finis	G, E, S, N	1
Nguyen et al (2013)	3D	Eléments finis	G, E, S, N	Multi
Zhao (2007)	1D-3D	Eléments finis	G, E, S, N	Multi
Gidda (2003)	1D	Eléments finis	G, E, S, N	1
Yoon <i>et al.</i> (2002)	1D	Différences finies	G, E, S, N	1
Kaleris (2002)	1D	Solution Analytique	G, E, S	1
Rathfelder <i>et al.</i> (2000)	2D	Eléments finis	G, E, S, N	1
Harper (1999)	1D	Différences finies	G, E, S, N	1

VII- Conclusion et présentation des études entamées dans cette thèse

En France, la croissance constante du nombre de sites et de sols contaminés met en évidence l'ampleur du problème de la pollution des sols. Cette situation est en partie due à la complexité inhérente au milieu poreux du sol et au manque de maîtrise des techniques de dépollution, ce qui entraîne une surutilisation de l'excavation comme méthode de remédiation. Afin de mieux comprendre le comportement des composés organiques volatils dans le sol, une étude bibliographique a été entreprise. Cette étude vise à approfondir notre connaissance des processus liés aux PLNA et à leur interaction avec le sol.

Dans le but de favoriser davantage l'adoption de méthodes in-situ, telles que la SVE, il est important de développer une compréhension plus approfondie du processus ainsi que les méthodes qui l'améliorent telles que les méthodes thermiques, et les paramètres qui l'influencent. À ce stade, il est essentiel de maîtriser les propriétés des polluants, les propriétés intrinsèques des milieux

traversés, les interactions entre les polluants et le milieu, les conditions locales ainsi que les écoulements multiphasiques dans les milieux poreux non saturés.

Le transport des polluants par des processus physiques (dispersion et convection) dans la zone non saturée a été examiné. La répartition d'un composé organique volatil dans les quatre phases a été décrite par plusieurs processus de transfert ainsi que plusieurs paramètres qui contrôlent ces processus. Plusieurs modèles numériques et analytiques permettant la simulation de l'écoulement des systèmes multiphasiques et le transport des polluants dans le sol sont présentés.

Les expérimentations menées à l'échelle du laboratoire ont permis d'améliorer la compréhension des différents phénomènes qui se produisent lors de la SVE. Cette étude bibliographique a montré que plusieurs études en laboratoire ont été réalisées pour étudier les paramètres qui influencent l'efficacité de l'extraction sous pression réduite.

L'objectif de notre étude est d'examiner l'influence de la nature de polluant, le débit d'extraction, la composition de l'eau et du sol sur l'exploitation de la SVE et l'effet combiné de l'eau et de l'argile sur l'extraction des contaminants à l'aide de deux COV différents, le n-décane et le toluène, avec des propriétés physicochimiques différentes. Cette recherche a également évalué l'influence de la présence d'un ou de deux polluants sur le processus d'extraction. Contrairement aux précédentes études bibliographiques axées principalement sur des sols composés à 100 % de sable, notre étude a choisi de se rapprocher davantage d'un sol réel en utilisant deux modèles de sols distincts : un sol 100 % sableux et un sol sableux contenant 5 % d'argile.

L'effet de l'application de l'extraction d'air sur le comportement de l'eau dans les sols a été étudié en utilisant différentes saturations. L'effet de la présence d'argile et de la présence d'eau sur l'efficacité d'extraction des contaminants a également été étudié. L'inclusion de ces deux COV permet d'évaluer l'influence des propriétés des contaminants, comme la pression de vapeur, sur le temps et l'efficacité de l'assainissement.

Dans l'optique d'améliorer les performances de la SVE, cette étude a examiné l'impact de la combinaison de l'extraction sous pression réduite avec un chauffage électromagnétique (T-SVE) sur le rendement et la durée de dépollution.

En outre, un essai d'extraction sous pression réduite sur un site réel contaminé par des hydrocarbures (C₅-C₄₀) a été réalisé pour suivre l'évolution des paramètres de dépollution et évaluer l'efficacité globale du procédé.

Une simulation numérique préliminaire du transfert de masse a été comparée aux résultats expérimentaux obtenus en laboratoire sur une colonne 1D

La méthodologie de recherche adoptée dans ce travail est résumée dans la figure suivante (Figure I- 21) :

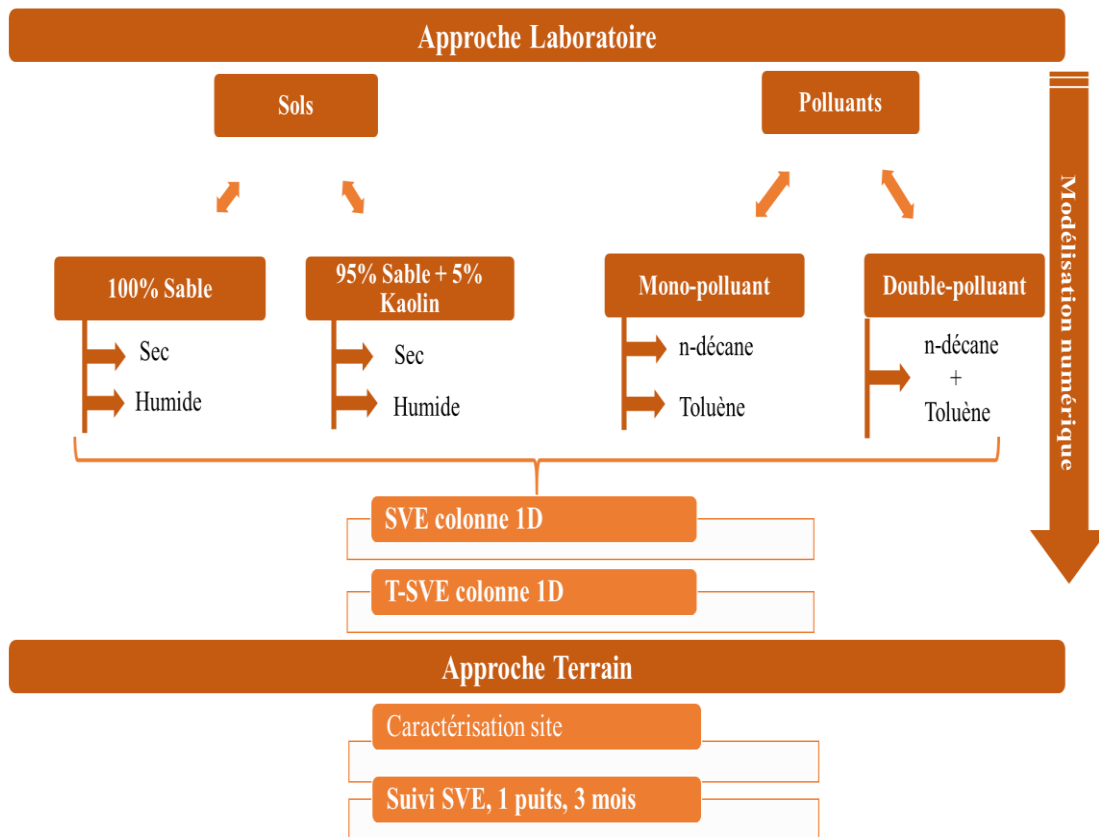


Figure I- 21: Méthodologie de travail adoptée dans cette étude

Chapitre II : Matériels et Méthodes

I- Introduction

Ce chapitre présente les caractéristiques et les propriétés des sols utilisés, ainsi que les polluants étudiés. Nous décrirons également les équipements expérimentaux spécifiques utilisés pour la caractérisation des sols et l'étude des transferts de masse et le transport lors du processus SVE (extraction sous pression réduite).

La connaissance des caractéristiques des sols et des propriétés du polluant est essentielle pour comprendre leur comportement lors de la dépollution. Nous fournirons une description approfondie des propriétés clés des sols, notamment leur composition granulométrique, leur structure et leur rétention d'eau. Pour la caractérisation des sols, nous nous conformerons à la norme en vigueur en France, notamment pour l'analyse granulométrique. Nous présenterons aussi les caractéristiques spécifiques de chaque polluant, telles que la nature chimique, la volatilité et la solubilité.

En ce qui concerne l'étude du transport et des transferts de masse lors du processus SVE, nous présenterons le dispositif expérimental utilisé. Ce dispositif permettra d'évaluer la concentration du polluant gazeux extrait au cours du temps à l'aide d'un chromatographe à phase gazeuse relié au système d'extraction. Il permettra aussi de déterminer le temps nécessaire à la réhabilitation du sol dans les conditions de laboratoire, c'est-à-dire le temps requis pour extraire la quasi-totalité des polluants gazeux présents. Ces informations sont importantes pour comprendre les résultats obtenus dans les expériences ultérieures et pour atteindre les objectifs de cette étude.

II- Caractérisation des sols utilisés

II-1- La compositions des sols

La sélection du sol a été effectuée de manière à travailler sur un milieu homogène tout en ayant une perméabilité qui permet l'application de la SVE. Les sols utilisés sont donc soit 100 % du sable HN31 (Sol 1), soit un mélange de 95% du sable et 5% d'argile Kaolinite (Sol 2). De nombreuses études utilisent généralement des sols à 100 % de sable pour simplifier les expériences. Toutefois, en réalité sur le terrain, il est fréquent de rencontrer des sols avec des compositions de taille de particules variées, y compris la présence d'argile. Ces matériaux fins, tels que l'argile, peuvent être le siège de diverses interactions qui ne sont pas observables dans le sable seul, notamment des réactions chimiques, biologiques, ou des phénomènes d'adsorption et de désorption. Cette diversité de composants dans les sols réels peut avoir une influence significative sur l'efficacité de la SVE. Par conséquent, il est essentiel de prendre en compte ces interactions et

ces variations granulométriques pour mieux comprendre et modéliser le processus de dépollution par SVE dans des conditions plus proches de la réalité du terrain.

Le sable utilisé est un sable fin d'Hostun de qualité (HN31) fourni par l'entreprise SEBELCO. Son diamètre moyen des particules est de 325 μm , il s'agit donc d'un sable fin.

Le Tableau II- 1 présente la composition chimique du sol utilisé.

Tableau II- 1: Composition chimique du sol HN31 (SIBELCO, 2021)

Eléments chimiques	Pourcentage dans le sol
SiO ₂ (moyen)	> 98,76 %
Fe ₂ O ₃ (moyen)	0,08 %
Al ₂ O ₃ (moyen)	0,478 %
CaO (moyen)	0,047 %
K ₂ O CaO (moyen)	0,389 %

L'argile utilisée pour former le sol 2 est le Kaolin (Polwhite), fourni par la société VWR. La kaolinite, de composition chimique Al₂O₃ .2SiO₂ .2H₂O, contient théoriquement 39,5% Al₂O₃, 46,5 % SiO₂ et jusqu'à 14 % H₂O. Elle se présente en petits cristaux lamellaires de forme pseudo-hexagonale (Gouvernement de Québec, 2019).

Elle est fréquemment utilisée en laboratoire en raison de sa présence répandue dans de nombreux sols naturels. Le kaolin se caractérise par sa faible perméabilité et sa capacité à adsorber l'eau et les composés organiques. Il ne s'agit pas d'argile gonflante, ce qui évite d'avoir un sol qui change de volume ou qui voit sa porosité changer de manière significative avec la présence d'eau. Les caractéristiques du kaolin sont présentées dans le tableau II- 2.

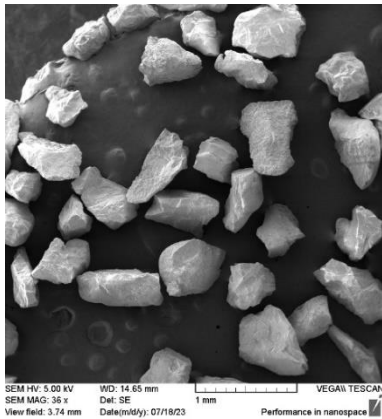
Tableau II- 2: Caractéristiques du Kaolinite Polwhite (source : VWR)

Propriété physique	Valeur
Limite de liquidité W (%)	55
Limite de plasticité W_p (%)	30
Densité sèche (g.cm^{-1})	1.45
Teneur en eau optimale (%)	29
Masse volumique spécifique des grains solides (g.cm^{-1})	2.7
Pourcentage des particules de diamètre inférieur à 0.002 mm (%)	62
Capacité d'absorption du bleu de méthylène	1.75
D_{50} (μm)	2
Perméabilité (m.s^{-1})	$9.2 \cdot 10^{-8}$

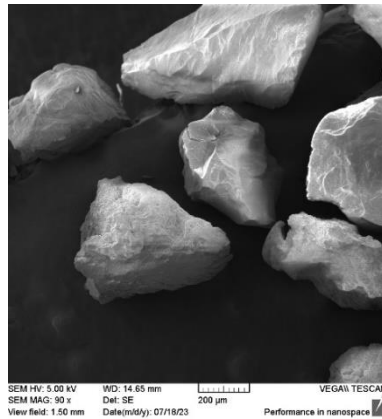
II-2- Observations au Microscope Electronique à Balayage

Pour analyser la texture du sol, des observations au microscope électronique à balayage ont été effectuées sur des échantillons secs (mis à l'étuve pendant 24 heures) de sable HN31, de kaolin seul et du mélange de 95 % sable HN31 et de 5 % de kaolin. Le but de ces observations est d'identifier les caractéristiques morphologiques et structurelles des particules de sable, de visualiser l'organisation des couches d'argile dans le mélange et leur répartition entre les particules de sable. La figure II- 1 montre des observations microscopiques à différentes échelles.

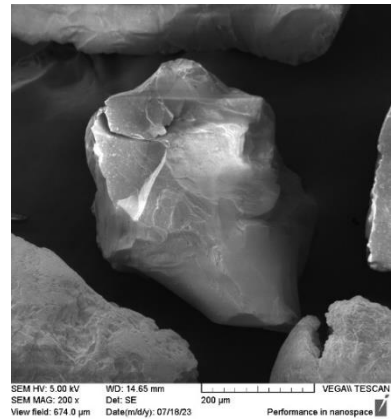
Le kaolin est une argile dont la surface est chargée, ce qui lui confère des propriétés électrostatiques particulières. Ces charges électriques peuvent influencer les interactions entre les particules de kaolin et les particules de sable. Lorsque le kaolin est mélangé au sable, les charges électriques peuvent provoquer une attraction entre les particules de kaolin et la surface des grains de sable, favorisant leur adhésion à la surface.



a) Grossissement : X36

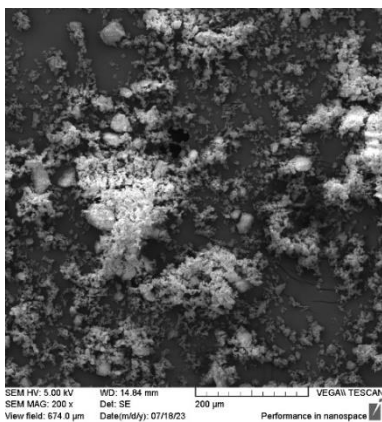


b) X90

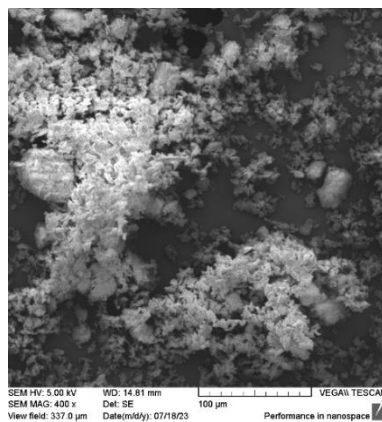


c) X200

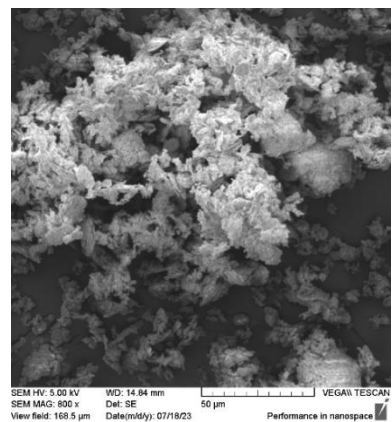
Sable HN31



d) X200

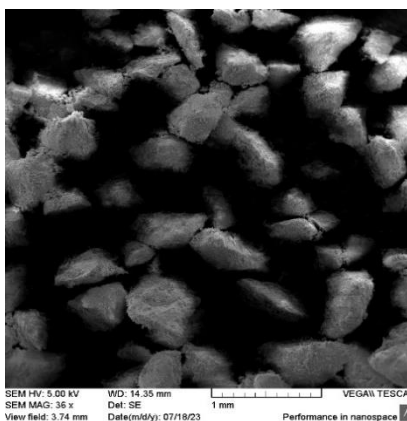


e) X400

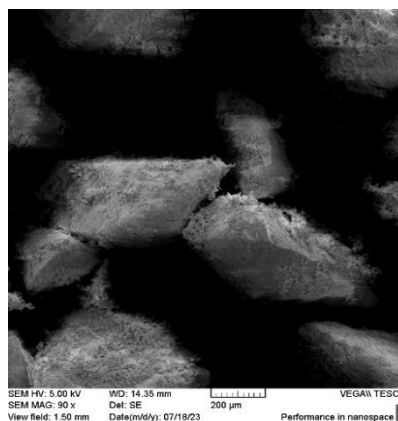


f) X800

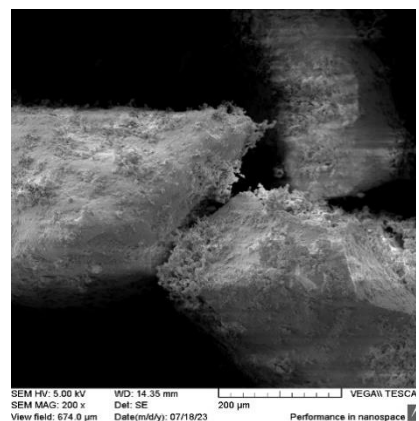
Kaolin



g) X36



h) X90



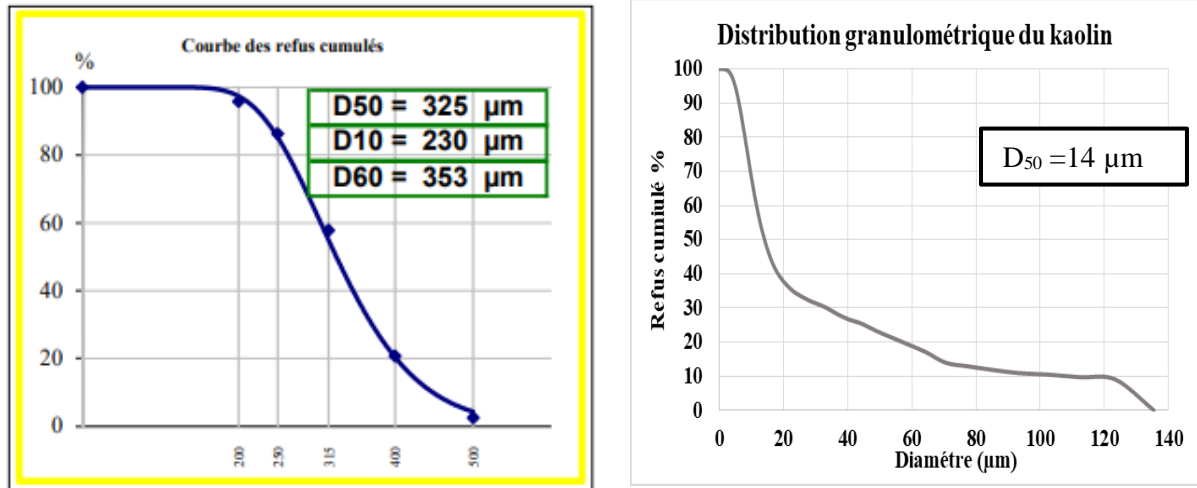
i) X200

Mélange 95 % HN31 + 5% kaolin

Figure II- 1: Observation au microscope électronique à balayage (MEB)

II-2- L'analyse granulométrique des sols

La Figure II- 2 présente les courbes granulométriques du sable fournies par le fournisseur SIBELCO et celles du kaolin obtenues à partir des essais réalisés en laboratoire LTDS par granulométrie à laser. Le diamètre moyen d_{50} des particules est de 341 μm , et 14 μm pour HN31 et le kaolin, respectivement. Le coefficient d'uniformité est de 1,53 et 2,01 respectivement.



a- Sable (SIBELCO)

b- Kaolin

Figure II- 2 : courbes granulométriques

II-3- La teneur en eau

La teneur en eau du sol a été évaluée suivant le protocole décrit par la norme X 31-102 intitulée "Détermination de l'humidité résiduelle des échantillons de sols préparés pour l'analyse", elle est exprimée en fraction massique (AFNOR, 1981).

Pendant 24 heures, des échantillons de sol de masses connues sont séchés dans une étuve à 105 °C. La masse d'eau contenue dans le sol est représentée par la différence entre la masse du sol avant et après séchage. La teneur en eau w [%] est donc déterminée de la manière suivante :

$$w = \frac{m_i - m_f}{m_i} * 100 \quad \text{Eq II- 1}$$

Avec :

m_i , masse initiale de l'échantillon, [M].

m_f , masse de l'échantillon après séchage à 105 °C, [M].

Les résultats des tests en laboratoire indiquent que les sols 1 et 2 ont été utilisés secs et que leur teneur en eau était inférieure à 0,1 %.

II-4- La masse volumique et la porosité

La masse volumique réelle du sol, notée ρ_s , est définie comme la masse d'un volume unitaire de sol en phase solide, exprimée en kg.m^{-3} . Selon le fournisseur, la masse volumique réelle du sable est de $2,65 \text{ g.cm}^{-3}$.

La masse volumique apparente [M.L^{-3}] est la masse totale d'un matériau, y compris les particules solides, les vides entre les particules et éventuellement l'eau présente, divisée par le volume total qu'il occupe. La masse volumique apparente des sols utilisés a été vérifiée expérimentalement. La méthode expérimentale utilisée consiste à compacter le sol dans une colonne de dimensions connues. La masse volumique apparente ρ_b [M.L^{-3}] est calculée en rapportant la masse obtenue au volume de la colonne utilisée :

$$\rho_b = \frac{m_1 - m_2}{V_c} \quad \text{Eq II- 2}$$

où :

m_1 , masse du cylindre rempli avec du sol sec, [M]

m_2 , masse du cylindre vide, [M]

V_c , volume du cylindre, [L^3]

La masse volumique apparente obtenue est de 1.5 g.cm^{-3} et 1.38 g.cm^{-3} pour le sol 1 et le sol 2 respectivement.

La porosité totale des sols φ_t utilisés a été mesurée expérimentalement (une moyenne de quatre essais). La méthode consiste à saturer complètement un échantillon de sol en eau et à mesurer la variation de volume résultante. La porosité est obtenue par le rapport entre la différence de volume total de l'échantillon saturé et le volume des particules solides, divisé par le volume total. Elle est de l'ordre de 0.4 et 0.38 pour le sol 1 et le sol 2 respectivement.

II-5- La perméabilité à l'eau

Les mesures de conductivité hydraulique à saturation (K_S) ont été effectuées en laboratoire au moyen d'un perméamètre à charge constante fourni par la société METER. Le principe de cette mesure consiste à faire circuler de l'eau osmosée à travers un cylindre de sol déjà saturé en eau, dans une pièce à température ambiante. Cette méthode est basée sur l'équation de Darcy et calcule la conductivité hydraulique à partir du débit d'eau à travers l'échantillon et du gradient hydraulique (figure II- 3). La perméabilité à l'eau K_S [L.T^{-1}] est calculée par l'équation suivante :

$$K_S = \frac{L.V_e}{(H_c.A_s.t)} \quad \text{Eq II- 3}$$

où :

L , la longueur de l'échantillon de sol, [L]

V_e , volume d'eau percolée, [L³]

H_c , le gradient de charge hydraulique, [L]

A_s , la surface de l'échantillon de sol, [L²]

t , le temps, [T]

Les valeurs obtenues sont de $3.27 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ pour le sol 1 et de $5.95 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ pour le sol 2.



Figure II- 3: Perméamètre KSAT (METER)

II-6- La courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau d'un sol représente la relation entre la teneur en eau et la succion totale ou matricielle. Elle est essentielle pour comprendre la perméabilité et les comportements mécaniques du sol et modéliser ainsi les sols non saturés. La qualité de la modélisation reste tributaire d'une bonne évaluation des courbes de rétention.

Le principe de la détermination de ces courbes au laboratoire consiste à établir l'équilibre entre le volume d'eau dans l'échantillon et la pression capillaire dans le sol. Le système 'eau du sol' est généralement en contact hydraulique avec la masse d'eau via une plaque céramique poreuse saturée ou une membrane saturée (papier filtre). La teneur en eau volumique, associée à la succion (ψ) dans le sol, est obtenue par :

$$\theta_w = \frac{V_w}{V_t} \quad \text{Eq II- 4}$$

Avec, V_w et V_t sont respectivement le volume d'eau dans l'échantillon et son volume total.

La courbe de rétention caractéristique des deux sols modèles a été déterminée dans cette étude en utilisant la méthode de la cellule "de Richards". Le dispositif expérimental (Figure II- 4) comprend une enceinte étanche alimentée en air comprimé à pression réglable et contrôlée par un manomètre

qui permet d'évaluer la pression de l'air dans l'enceinte. Une plaque en céramique (B01M3) est placée à l'intérieur de la cellule, avec une pression d'entrée d'air de 1 bar, une porosité de 0,45 et une conductivité hydraulique de $8,6 \cdot 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Il n'est possible de désaturer la plaque qu'à des pressions beaucoup plus élevées que celles utilisées sur le sol. Une membrane en céramique élastique et imperméable isole la partie inférieure de la plaque, garantissant la continuité de l'eau entre la plaque et la conduite de sortie.

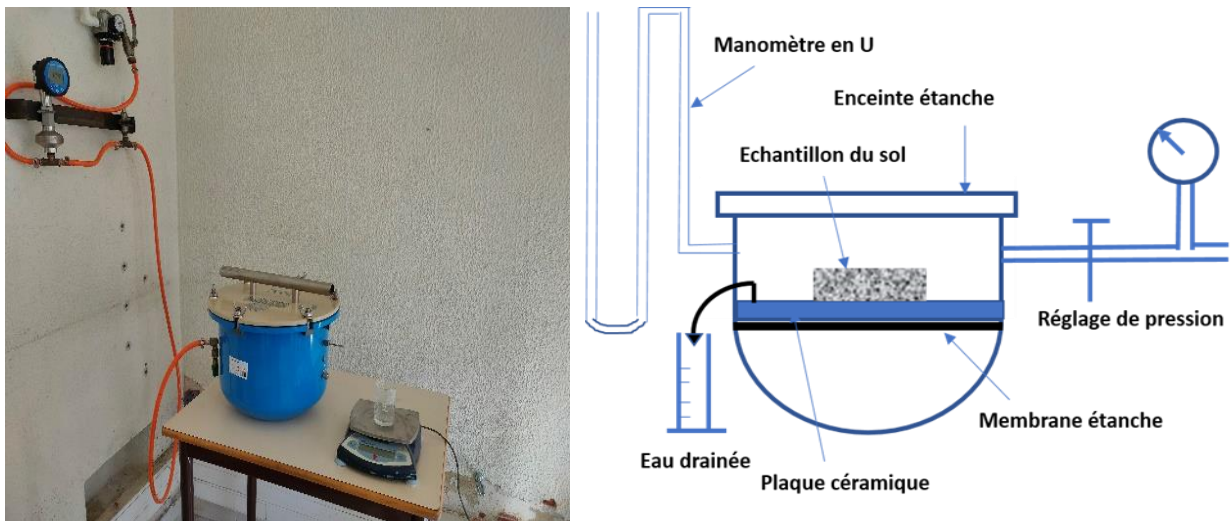


Figure II- 4: Schéma de la cellule de Richards

Quand le drainage s'arrête sous l'effet de la pression appliquée, un équilibre s'établit entre cette pression et la teneur en eau volumique dans l'échantillon. Ces deux valeurs indiquent un état de la courbe de rétention d'eau du sol examiné.

A partir de ces données expérimentales (la teneur en eau et la pression capillaire), le code de modélisation inverse RETC (RETention Curve program for unsaturated soils) (van Genuchten et al., 1991) est utilisé pour obtenir les paramètres de la courbe de rétention selon différents modèles. Ce logiciel est utilisé pour ajuster les paramètres de la courbe de rétention et de la conductivité hydraulique des sols non saturés en se basant sur des données expérimentales et les principales formulations de la littérature (paragraphe III-1-8 du chapitre I).

La Figure III- 5 représente l'essai de drainage et la simulation sur le RETC pour le sol 1 et le sol 2. Les résultats de caractérisation des sols sont présentés dans le tableau II- 3.

Tableau II- 3: Paramètres de Van Genuchten

		Sol 1	Sol 2
Porosité		0,4	0,38
Perméabilité ($m.s^{-1}$)		$3.27 \cdot 10^{-4}$	$5.95 \cdot 10^{-5}$
La masse volumique apparente ($g.cm^{-3}$)		1,5	1,38
Paramètres de Van Genuchten	Saturation S	0,4	0,44
	Saturation résiduelle S_r	0,060	0,065
	α_{vg} ($1/m$)	4,3	1,98
	n_{vg}	2,4	2,54

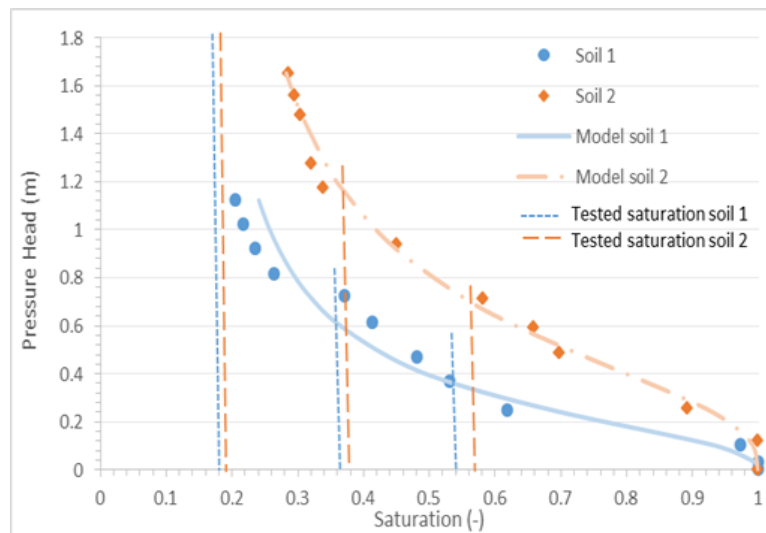


Figure II- 5 : Courbe de rétention (drainage) pour les sols modèles trouvés par le dispositif de la cellule de Richard et le logiciel RTEC.

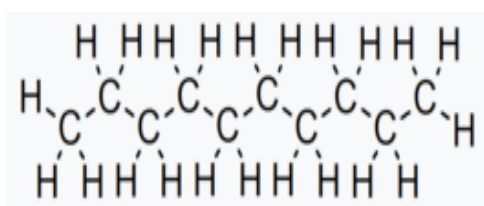
III- Les composés organiques volatils utilisés

L'objectif de la SVE est de permettre la remédiation d'un site contaminé par des hydrocarbures présents dans la phase gazeuse.

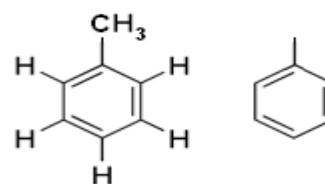
Afin de s'approcher des conditions de terrain nous devons choisir des polluants ayant un comportement similaire à ceux observés sur le terrain. À cet égard, nous sommes particulièrement concernés par la pollution provoquée par les hydrocarbures légers (C_5-C_{10}) identifiés sous le nom de PLNAL (Phase Liquide Non Aqueuse légère), principalement présents dans l'essence. Par conséquent, notre choix s'est porté sur des hydrocarbures présentant une chaîne carbonée suffisamment étendue ($> C_6$) afin de réduire leur caractère volatil en l'occurrence le décane et le toluène.

Le décane est un alcane linéaire de formule brute $C_{10}H_{22}$ qui possède 136 isomères. Ces diverses molécules comportent tous dix atomes de carbone. Il se présente sous la forme d'un liquide incolore, insoluble dans l'eau et moins dense qu'elle. À des concentrations élevées, ses vapeurs peuvent être narcotiques (Banque de données sur les substances dangereuses HSDB). Le n-décane est souvent utilisé comme composant de carburant diesel et de certains carburants d'aviation. Il est utilisé également comme solvant pour fabriquer d'autres produits chimiques. Le n-décane utilisé dans ce travail est un produit de VWR (N°CAS : 124-18-5). Il présente une pureté de 99 %.

Le toluène, également appelé méthylbenzène ou phénylméthane est un hydrocarbure aromatique de formule brute C_7H_8 . Il est couramment utilisé en tant que réactif ou solvant, notamment dans le milieu industriel. Il dissout un grand nombre d'huiles, graisses, ou résines (naturelles ou de synthèse). Dans les conditions normales, c'est un liquide transparent à l'odeur caractéristique, rappelant celle du dissolvant pour peinture ou celle du benzène apparenté. Ce composé volatil peut causer des problèmes respiratoires et un dysfonctionnement du système nerveux. Le toluène utilisé dans cette étude est fourni par Jeulin (N°CAS : 108-88-3), il présente une pureté minimale de 99%. Concernant les polluants. Ils étaient de qualité analytique et ont été utilisés sans autre purification.



a. Représentations de n-décane (INRS, 2023)



b. Représentations de Toluène (INRS, 2021)

Figure II- 6: Composés organiques volatils utilisés

Le Tableau II- 4 représente les propriétés chimiques du n-décane et du toluène.

Tableau II- 4: Paramètres physico-chimiques du toluène et du n-décane

Paramètres	Toluène (NCBI, 2021 (b))	n-Décane (NCBI, 2021 (a))
Seuil olfactif (mg.m ⁻³)	8	11
Masse molaire (g.mol ⁻¹)	92,14	142.28
Point d'ébullition (°C)	110,6	174,1
Densité à 20°C	0.867	0.73
Pression de vapeur (kPa)	à 20°C : 3,0	A 20 °C:0.135
	à 25°C : 3,8	à 25 °C : 0,17
Densité de vapeur (air = 1)	3,14	4,9
Tension superficielle (N.m ⁻¹)	28,5 10 ⁻³ à 20°C	23,37 10 ⁻³ à 25 °C
Viscosité dynamique à 20°C (Pa.s)	0,59 10 ⁻³	8,468 10 ⁻⁴
Solubilité dans l'eau (mg.L ⁻¹)	515 à 20°C	0,052 à 25°C
Constante de Henry à 25°C	673 Pa.m ³ .mol ⁻¹	3,65 atm m ³ .mol ⁻¹
Coefficient de diffusion dans l'air à 25°C (cm ² .s ⁻¹)	8,7 10 ⁻²	6.06 10 ⁻²
Coefficient de diffusion dans l'eau à 25°C (cm ² .s ⁻¹)	8,6 10 ⁻⁶	4.06 10 ⁻⁵
Log K _{ow} à 20°C	2,69	5,01
Coefficient de partage polluant-composé organique (L.kg ⁻¹)	182	1451

IV- Description des dispositifs expérimentaux

IV-1- Dispositif expérimental de l'extraction sous pression réduite

Le dispositif expérimental utilisé permet le suivi des concentrations de polluants dans le gaz extrait ainsi que le suivi des paramètres du sol (saturation en eau, pression et température). Il s'agit d'un dispositif utilisé dans les précédents travaux de nos laboratoires (Boudouch, (2009) ; Boudouch et al, (2016)) avec des modifications au niveau de la colonne utilisée et de l'analyseur des gaz en sortie.

La colonne utilisée est en plexiglas où le flux d'air est unidirectionnel (1D). Cette configuration la rend similaire aux colonnes utilisées dans de nombreuses études antérieures portant sur l'extraction sous pression réduite. Elle a une hauteur de 20 cm, un diamètre intérieur de 7 cm et une épaisseur de paroi de 1 cm. La colonne est fermée en haut et en bas par deux embases métalliques avec

joint. Elle est percée dans deux endroits au milieu, un qui sert à introduire la tête du thermomètre, et l'autre pour la tête du tensiomètre T5 (METER) pour déterminer le potentiel hydrique. Une unité d'acquisition de données est reliée à ce dernier.

Pour réaliser l'extraction, nous utilisons une pompe à vide "KNF Neuberger N840 FT-18", qui est reliée au système d'extraction en sortie de la colonne à l'aide d'un raccord en cuivre. La pompe à vide choisie est une pompe à membrane avec un débit nominal de 34 L.min⁻¹ et un vide pouvant atteindre 100 mbar. Ses éléments intérieurs en téflon sont conçus pour éviter les phénomènes de corrosion et surtout d'adsorption des polluants organiques. Elle fonctionne sans huile ce qui permet d'éviter également toute interaction avec les polluants extraits. Un débitmètre volumétrique à flotteur DK37 avec une vanne de régulation assurant un débit allant de 0 à 40 L.min⁻¹ est installé en sortie de pompe. Le gaz extrait est acheminé à travers un tuyau en téflon avant d'être analysé avec une chromatographie à phase gazeuse avec un détecteur à ionisation de flamme GPC-FID (modèle Clarus 590 de chez PERKIN ELMER) (Figure II- 7 et II- 8).

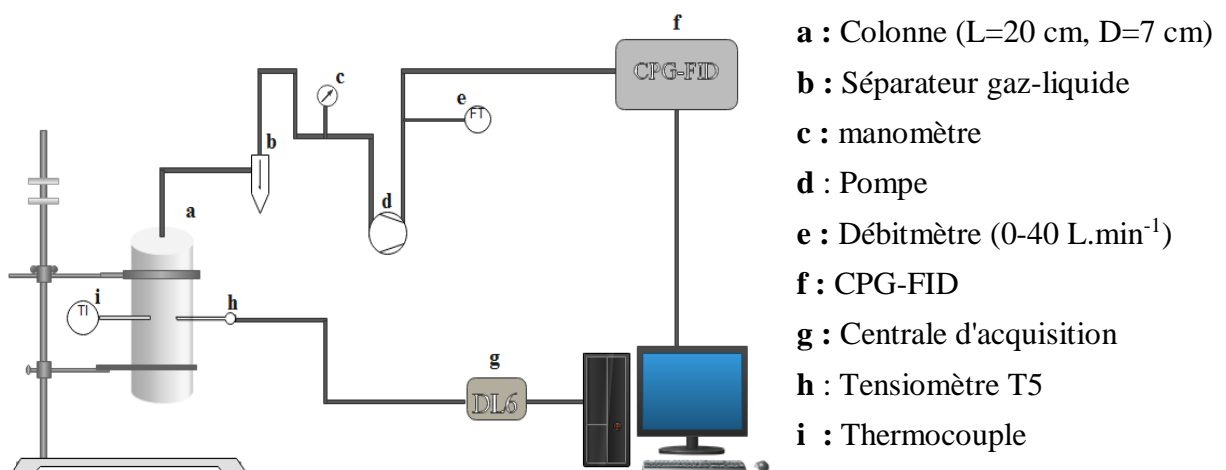


Figure II- 7: Dispositif expérimental de la SVE



Figure II- 8: Photographie du procédé SVE utilisé

IV-2- Dispositif expérimental de l'extraction sous pression réduite thermiquement améliorée

Pour améliorer thermiquement la technique d'extraction sous pression réduite, des ajustements ont été réalisés au dispositif expérimental existant. Un four a été ajouté, maintenu à une température de 60 °C. Une colonne de sol en acier inoxydable, de mêmes dimensions que celle en plexiglas, a été installée en remplacement de la colonne initiale. Le gaz extrait du sol via la pompe est ensuite acheminé par des tuyaux en téflon à travers un séparateur liquide-gaz, dont le fond a été immergé dans un bain de glace pour condenser la vapeur extraite (Figure II- 9 et II- 10). Dans le but d'obtenir davantage de points sur les courbes, des sacs Tedlar sont utilisés pour collecter le gaz extrait toutes les minutes en vue d'une analyse ultérieure par chromatographie en phase gazeuse. Ces modifications visent à améliorer l'efficacité de l'extraction et à fournir des données plus précises sur les concentrations de polluants dans le gaz extrait, ainsi que sur les paramètres du sol, notamment la saturation en eau.

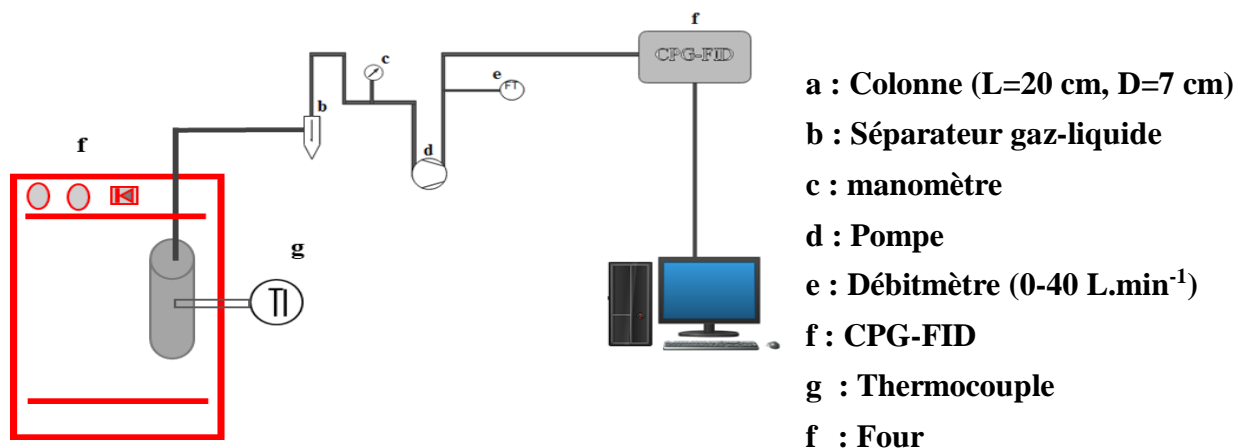


Figure II- 9: Dispositif expérimental de la T-SVE



Figure II- 10: Photographies du procédé SVE thermiquement améliorée (T-SVE)

IV-3- Instrumentation

Les techniques instrumentales décrites dans ce paragraphe sont valables tant aux dispositifs SVE qu'aux dispositifs T-SVE.

IV-3-1- Pression dans la colonne

La mesure des pressions à la sortie du dispositif est importante pour la définition des conditions de l'extraction au niveau des gaz. Pour suivre la variation de la pression durant l'extraction, on a utilisé un manomètre de 0 à -1 bar placé entre le séparateur gaz-liquide et la pompe.

IV-3-2- Mesure du potentiel hydrique : les tensiomètres

Pour suivre la saturation en eau dans notre sol, on a utilisé des tensiomètres de type T5. Les résultats sont obtenus en utilisant l'unité d'acquisition de données DL6, qui est connectée à notre ordinateur via un câble RS232. Les tensiomètres mesurent un signal électrique qui varie entre +100 mV et -85 mV, linéairement proportionnel à la tension de l'eau dans le sol (potentiel matriciel). Le potentiel matriciel caractérise l'état énergétique de l'eau dans le sol ou la force qu'il faut appliquer à un volume de sol donné pour en extraire un certain volume d'eau libre. Le potentiel hydrique est généralement exprimé en unités de pression.

Le potentiel de pression présente une corrélation significative avec l'humidité du sol : il est nul lorsque le sol est complètement saturé en eau. À mesure que le sol s'assèche, son potentiel diminue et atteint des valeurs négatives allant jusqu'à -85 kPa. La valeur négative du potentiel matriciel signifie qu'il faut fournir de l'énergie pour extraire l'eau du sol (Delalande et al., 2017).

Les sols présentent naturellement une hétérogénéité, ce qui entraîne des variations dans la tension de l'eau contenue dans le sol. Ces fluctuations de la tension de l'eau influencent les mouvements de l'eau, qui s'écoule du potentiel le plus élevé vers le potentiel le plus faible. Ces flux se produisent fréquemment à des tensions hydriques réduites, et seule l'utilisation de tensiomètres permet de mesurer ces valeurs de manière précise et directe. Le tensiomètre T5 utilisé est un produit de la société METER GROUP, il comporte quatre parties : le câble, le corps, le corpus et la bougie poreuse (Figure II- 11).

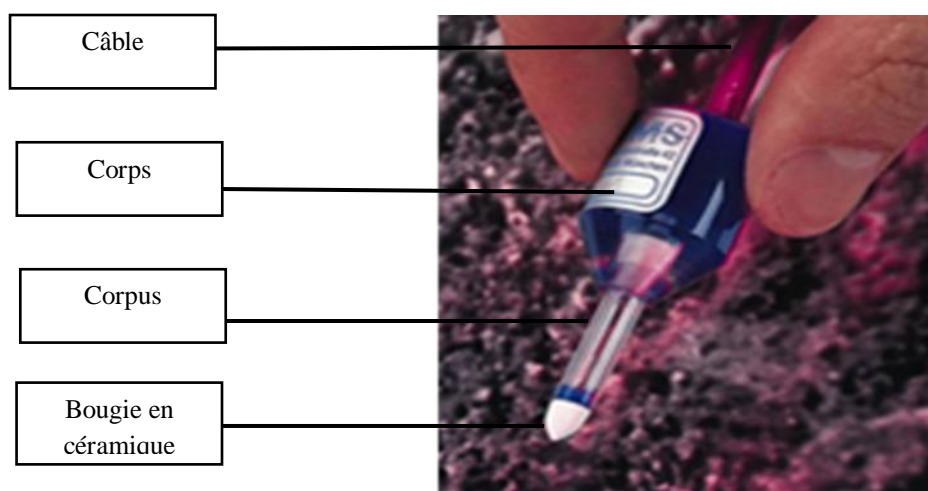


Figure II- 11: Tensiomètre T5 (Meter group)

Il est nécessaire de dégazer et calibrer le T5 avant chaque utilisation afin d'éliminer toutes les bulles d'air et d'assurer une saturation complète en eau. L'étalonnage consiste à immerger la partie en céramique dans de l'eau et attendre que la valeur du signal zéro se stabilise dans une fourchette de +0,5 à -0,5 KPa à température ambiante. Normalement, cette valeur stable devrait être atteinte rapidement, et si ce n'est pas le cas, cela indique la présence persistante de bulles d'air à l'intérieur du tensiomètre.

IV-4- Analyse de la phase extraite

IV-4-1- La méthode utilisée

Le suivi de la concentration des polluants gazeux extraits est effectué à l'aide du chromatographe à phase gazeuse à détecteur à ionisation de flamme (CPG-FID) de type Clarus 590.

La chromatographie en phase gazeuse (CPG) (gas chromatography, GC, en anglais) est une technique de séparation d'un mélange de molécules volatiles (les alcanes). Elle est appliquée aux COV, aux TPH (Hydrocarbures pétroliers totaux) et aux composés organiques de l'essence. Le principe de cette technique est basé sur la séparation des composants d'un mélange gazeux en utilisant l'équilibre de partage entre une phase stationnaire et une phase mobile gazeuse.

Le processus commence par la vaporisation du mélange à analyser. Ensuite, le gaz échantillon est transporté à travers une colonne chromatographique solide qui contient une substance, appelée phase stationnaire. Les composants du mélange se répartissent entre la phase mobile (gaz vecteur) et la phase stationnaire en fonction de leur affinité respective pour ces phases. Les composants qui ont une affinité plus forte pour la phase stationnaire mettront plus de temps à traverser la colonne, tandis que ceux qui ont une affinité plus forte pour la phase mobile se déplaceront plus rapidement. Ainsi, les différents composants du mélange se séparent progressivement tout au long de la colonne

en fonction de leurs interactions avec la phase stationnaire et la phase mobile. À la sortie de la colonne, les composants sont détectés par un détecteur à ionisation de flamme (FID) qui mesure la concentration de chaque composant produit. L'analyse est présentée sous forme d'un chromatogramme qui représente les pics de chaque composé en fonction de leur temps de rétention (Figure II- 12).

La phase stationnaire utilisée dans ce travail est une colonne capillaire non polaire de type Elite-5 (5 % diphényle et 95 % diméthyl polysiloxane), de 30 mètres de longueur, 0,25 mm de diamètre interne et 0,25 micromètre de phase d'épaisseur de film. Dans le but d'ajuster de manière appropriée notre programme d'analyse, tel qu'indiqué dans le Tableau II- 5, nous avons entrepris des essais de calibration. Nous avons systématiquement modifié un paramètre à la fois jusqu'à obtenir une séparation distincte et nette des pics correspondant à nos polluants, tout en réduisant simultanément le temps requis pour l'analyse.

Le programme consiste à l'application d'une isotherme de 150°C pendant 5 min. L'application de ce programme a montré des pics de toluène et de décane qui apparaissent respectivement à 3,24 min et 3,66 min (Tableau II- 5). Ainsi on peut avoir un point toutes les 5 min avec une extraction en ligne. Dans le cas où l'évolution du système prend un temps faible, on utilise des sacs Tedlar, qui nous permet d'échantillonner la phase à des temps plus proches.

Tableau II- 5: Paramètres de programmation du CPG-FID

Caractéristiques	Valeurs
Gaz vecteur	N ₂ (11 Psi)
Débit du gaz vecteur	9 mL.min ⁻¹
Température de l'injecteur	220 °C
Température de la colonne	150°C constant pendant 5 min
Température du détecteur FID	250 °C
Flamme	H ₂ (45 mL.min ⁻¹) + Air (450 mL.min ⁻¹)
Temps de rétention (Figure 12)	Toluène : 3,24 min Décane : 3,66 min

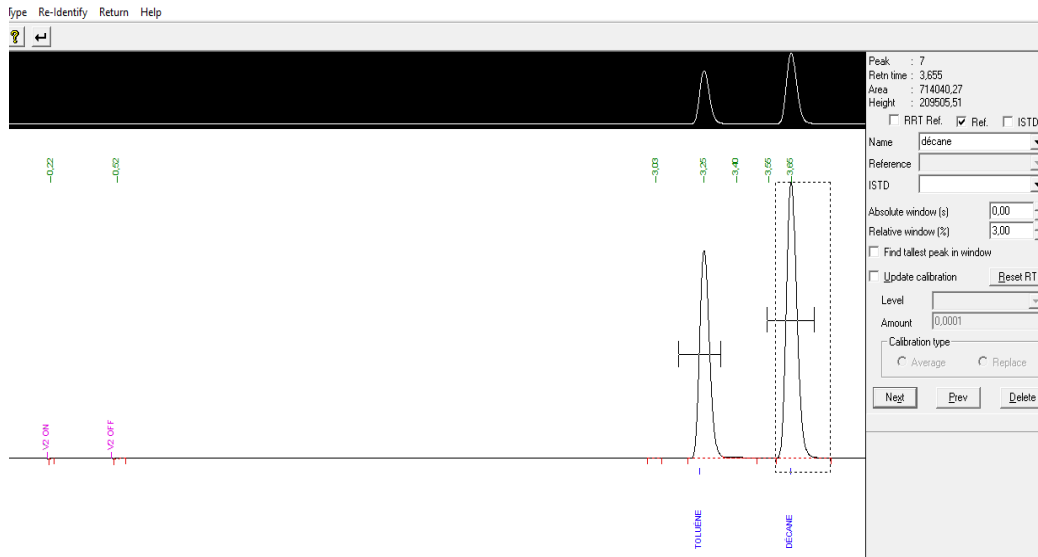


Figure II- 12: Exemple d'un chromatogramme d'une analyse en phase gazeuse du décane et du toluène

IV-4-2- Etalonnage du GC-FID

Le GC-FID a été étalonné en utilisant la méthode d'injection splitless, où l'injection est réalisée manuellement selon la technique du "double coussin d'air". Cette méthode implique l'emprisonnement de la fraction liquide à analyser entre deux volumes de gaz (air) afin d'obtenir une précision améliorée dans les mesures.

Les résultats ont montré une précision manuelle inférieure à 11% lors de trois injections, ce qui démontre une bonne répétabilité des mesures pour les deux gammes de concentration (forte et faible concentrations) (Figure II- 13 et II- 14). L'analyse de la phase gazeuse ne requiert aucun protocole de préparation d'échantillon, car la ligne d'échantillonnage a été configurée pour l'analyse du décane et du toluène en phase gazeuse directement à la sortie de la colonne.

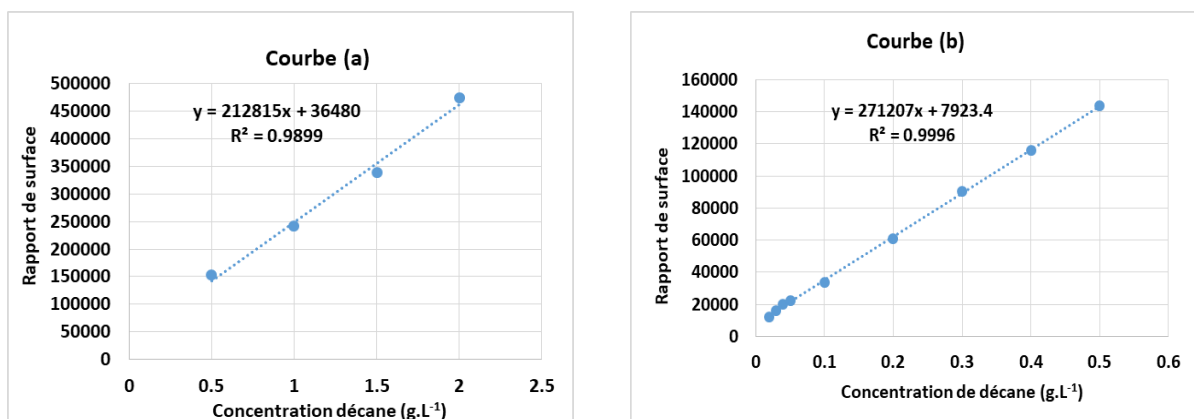


Figure II- 13: Courbes d'étalonnages du décane avec fortes (courbe a) et faibles concentrations (courbe b)

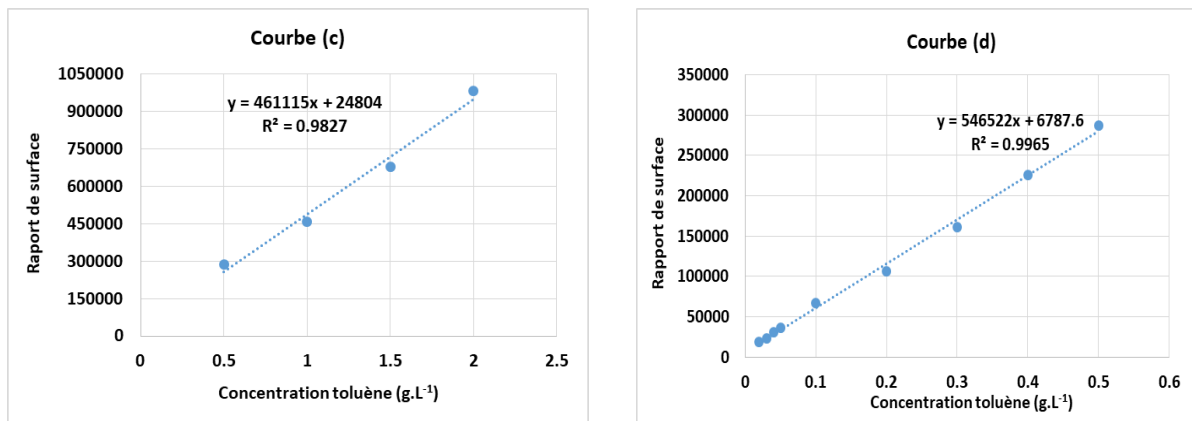


Figure II- 14: Courbes d'étalonnages du toluène avec fortes (courbe c) et faibles concentrations (courbe d)

IV-4-3- Calcul de concentration en phase gaz

Au cours de l'expérience de SVE, 1000 µL d'échantillon sont introduits dans le GC-FID. Le résultat obtenu correspond à la masse en µg de polluant contenu dans ces 1000 µL, cette valeur est ensuite convertie en g.L⁻¹. L'analyse en phase gazeuse est répétée toutes les 5 minutes (Δt).

Nous faisons l'hypothèse que le gaz analysé se comporte comme un gaz parfait, et que le débit d'extraction (Q_v) ainsi que la concentration (C_e) restent constants entre deux analyses consécutives.

La masse du gaz extrait m durant la SVE est obtenue par :

$$m = \sum C_e * Q_v * \Delta t \quad \text{Eq II- 5}$$

IV-5- Le remplissage de la colonne et la réalisation de la pollution

Nous rappelons que deux types de sol ont été utilisés : le premier, appelé "sol 1", est composé à 100 % de sable HN31, et le second, "sol 2", est composé à 95 % de sable HN31 et 5 % de kaolin en fraction de masse.

La préparation du Sol 2 s'est déroulée de la manière suivante : la quantité calculée de kaolin a été ajoutée à un récipient rempli de sable, puis le mélange a été soigneusement agité à la main pendant 10 minutes afin d'éviter la perte de particules de kaolin. Cette méthode garantit l'homogénéité du mélange où les particules de kaolin se déposent à la surface des particules de sable. Pour les échantillons humides, avec une teneur en eau de 13% en fraction massique, une étape supplémentaire a été réalisée, consistant à introduire de l'eau tout en malaxant manuellement jusqu'à l'obtention d'un milieu homogène. Après la préparation des deux types de sols (Sol 1 et Sol 2) secs et humides, un volume initial de 5 ml de chaque contaminant, que ce soit pour une mono-pollution (3,64 g de n-Décane ou 4,335 g Toluène) ou le mélange des deux polluants (3,64 g Décane + 4,335 g Toluène), a été ajouté manuellement aux échantillons de sol humide et de sol sec.

La colonne est remplie en introduisant le sol en couches successives de 3 cm d'épaisseur chacune. Chaque couche est compactée trois fois avec une masse cylindrique en inox de 500 g. Cette méthode assure la reproductibilité des expériences en maintenant le même mode de remplissage de la colonne à chaque essai. Afin de mesurer les pertes d'eau et de polluants pendant le remplissage de la colonne, les quantités exactes sont vérifiées avant chaque test.

Les mesures ont montré que les pertes en eau sont inférieures à 1% par rapport à la quantité initialement introduite. Quant aux polluants qui sont volatils, des pertes significatives sont observées lors des mesures des quantités restantes après la préparation de la colonne. Par conséquent, les valeurs obtenues sont considérées comme les concentrations initiales des polluants.

Afin de déterminer l'effet de l'application de la SVE sur un sol partiellement saturé, une étude hydrodynamique préalable (sans injection de pollution) a été effectuée utilisant un sol sec propre avec différentes teneurs en eau massique : 13 %, 9 %, 4,7 % (Tableau II- 6). A la fin de chaque expérience, des échantillons de sol à différentes hauteurs de la colonne sont collectés et analysés pour identifier la teneur en eau restante. L'objectif de cette phase préliminaire consistait à approfondir notre compréhension de l'écoulement à travers le sol et à analyser les différents mécanismes dans le processus de dépollution par extraction (SVE).

Tableau II- 6: Etude hydrodynamique

	Essais de sol partiellement saturé sans pollution	
Sol-modèle	Teneur en eau massique (%)	Saturation en eau (%)
Sol 1 sec	0	0
Sol 1 humide	13	54.16
	9	36.11
	4,7	18.1
Sol 2 sec	0	0
Sol 2 humide	13	57.01
	9	38.01
	4,7	19

Suite à la réalisation des essais relatifs à l'étude hydrodynamique, nous avons entrepris une deuxième série d'expérimentations concernant la SVE appliquée à un échantillon pollué au n-décane, toluène et n-décane + toluène (Tableau II- 7). Plusieurs séries d'essais ont été menées afin

d'étudier l'extraction des polluants individuels et multiples par la SVE à des débits d'extraction de 10 L.min⁻¹ et 16 L.min⁻¹. Ces expériences ont été effectuées sur des colonnes remplies de sols, à la fois secs et humides, présentant une teneur en eau de 13 %. Notre équipe (Kacem et al., 2017) a préalablement examiné l'impact d'une faible teneur en eau (SWC 7,6 %) ainsi que de débits d'extraction faibles (0,6 L.min⁻¹ et 3,2 L.min⁻¹). Par conséquent, nous nous penchons sur les niveaux d'humidité plus élevés (13 %) et des débits d'extraction plus élevés (10 et 16 L.min⁻¹) afin d'analyser l'impact de l'humidité accrue et des débits plus élevés sur le processus d'extraction sous pression réduite (SVE). Le but de ces expériences est d'analyser l'impact de divers facteurs, à savoir la nature des polluants (n-décane/Toluène), la composition du sol (Sol 1 et sol 2), le débit d'extraction (10 L.min⁻¹ et 16 L.min⁻¹), la teneur en eau (0 % et 13 %) et la température (température ambiante et 60 degrés Celsius), sur l'efficacité de l'extraction des polluants, que ce soit en situation de mono-pollution ou du mélange des deux polluants, par le procédé SVE.

Tableau II- 7: Expériences réalisées

Sols	SVE sans pollution : Etude hydrodynamique	SVE		
		Mono-polluant		Double-polluants
Sol 1 sec	-	5 ml n-décane	5 ml toluène	5 ml n-décane + 5 ml toluène
Sol 2 sec	-	5 ml n-décane	5 ml toluène	5 ml n-décane + 5 ml toluène
Sol 1 humide	SWC (4,7%, 9%, 13%)	5 ml n-décane SWC 13%	5 ml toluène SWC 13%	5 ml n-décane + 5 ml toluène, SWC 13%
Sol 2 humide	SWC (4,7%, 9%, 13%)	5 ml n-décane SWC 13%	5 ml toluène SWC 13%	5 ml n-décane + 5 ml toluène, SWC 13%

En ce qui concerne la SVE thermiquement améliorée, nous avons réalisé plusieurs séries d'expériences visant à évaluer l'influence de la température sur l'extraction du n-décane et du toluène, que ce soit en situation de mono-pollution ou du mélange. Ces tests ont été effectués aussi sur des colonnes de sol, à la fois sèches et humides, présentant une teneur en eau de 13 %, dans des conditions similaires à celles de la SVE conventionnelle.

V- Approche terrain :

En parallèle à ma thèse, l'équipe à laquelle j'appartiens travaille sur un projet nommé OPTIMEX. Ce projet qui vise à innover et à améliorer les techniques de traitement des sols et des eaux souterraines, s'inscrit dans la continuité des travaux de recherche en coopération entre le laboratoire DEEP-INSA-Lyon et le LTDS-ECL. Une collaboration avec un industriel spécialiste de la dépollution des sols (Société Gauthey-Eiffage) a permis le passage à l'échelle terrain en construisant une installation qui a été déployée sur un site réel pollué.

J'ai saisi cette opportunité pour faire des essais d'extraction sur cette installation afin de mieux comprendre les mécanismes qui se produisent non seulement à l'échelle du terrain mais aussi le cas de la multi-pollution, difficile à étudier en laboratoire. Les résultats obtenus seront comparés à ceux obtenus en laboratoire.

V-1- Description du site :

Le terrain étudié est situé à Collonges au Mont d'Or, dans la région lyonnaise (Figure II- 15). Au début de la deuxième guerre mondiale, un déversement majeur a été intentionnellement effectué sur ce site pour des raisons stratégiques. Il a été fortement contaminé par un ancien mélange d'essence et de diesel. Les enquêtes effectuées par l'ADEME en 2015 ont révélé une pollution très significative (ADEME, 2015).



Figure II- 15: Localisation du site

La figure II- 16 montre l'installation SVE et les puits à étudier, dont deux puits sont réalisés pendant ce projet par GAUTHEY-Eiffage (dans le cadre du projet OPTIMEX) à savoir un puits

d'observation (P0) et un puits d'extraction utilisé dans cette étude (P1) en plus des 3 puits déjà présents sur le site.

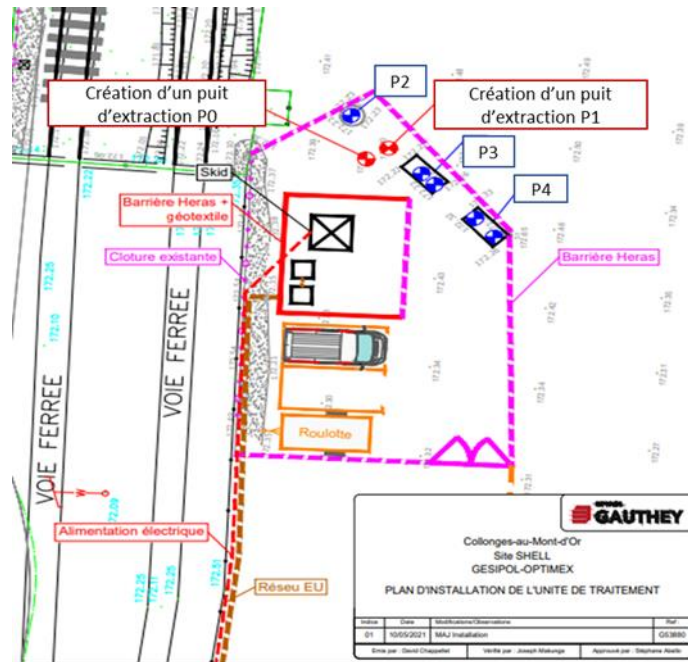


Figure II- 16: Plan d'installation de l'unité de traitement (Abello et al, 2021)

Les caractéristiques techniques des ouvrages utilisés pour les essais sur site sont détaillées dans le tableau II- 8. P2 est le puits le plus profond avec un plus grand diamètre que les autres puits. Le P1 a un diamètre intermédiaire de 80 mm, sa profondeur est moins importante puisqu'il s'agit ici de se mettre au niveau de la nappe d'eau pour aspirer la phase organique surnageante.

Le puits d'observation P0 a été réalisé avec des dimensions équivalentes à P3 et P4 avec une profondeur équivalente à celle du puit d'extraction P1.

Tableau II- 8: Dimensions des puits d'extraction

	P0	P1	P2	P3	P4
Diamètre	63 mm	80 mm	150 mm	63 mm	63 mm
Profondeur	12 m	12 m	21 m	15 m	15 m
Tube plein	0 à -2 m	0 à -8 m	0 à -4 m	0 à -4 m	0 à -4 m
Crépine	-2 à -12 m	-8 à -12m	-4 à -20 m	-4 à 14 m	-4 à 14 m

Une coupe géologique simplifiée a été établie par le BURGEAP (BURGEAP, 2019) pour représenter la structure géologique du site concerné. Les détails sont présentés dans la figure suivante :

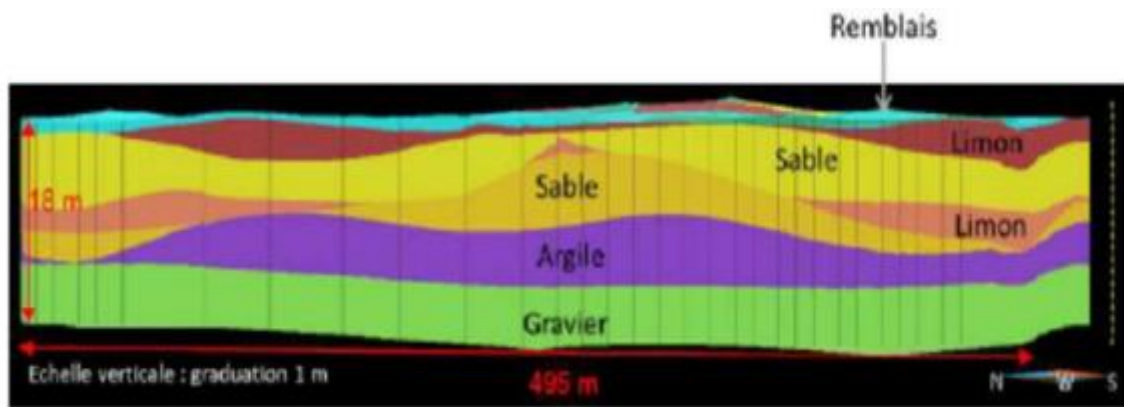


Figure II- 17: Coupe géologique simplifiée (BURGEAP, 2019)

La nappe phréatique se trouve à une profondeur comprise entre 8 et 10 mètres au niveau du site. En raison de la proximité de la Saône, les interactions hydrauliques entre la nappe et la rivière ont un impact significatif sur les fluctuations du niveau de la nappe au niveau du site, avec des variations mensuelles pouvant atteindre plusieurs mètres. À la suite de nombreuses études environnementales, la présence d'hydrocarbures de type C₅-C₃₅ et BTEX a été constatée dans différents compartiments, notamment les sols, les gaz du sol et les eaux souterraines (BURGEAP, 2016). Les coupes d'hydrocarbures du NAPL sont illustrées dans l'annexe I- 1. On y observe une prédominance d'hydrocarbures aliphatiques dans la plage de C₁₂ à C₂₁, tandis que la répartition des hydrocarbures aromatiques est plus équilibrée, allant de C₁₂ à C₃₅. Avant 2015, Six principaux impacts de la pollution ont été identifiés, cependant, l'attention se porte sur trois zones particulières, désignées sous les noms de P2 à P4, en raison de leurs niveaux significatifs de NAPL. Les cartes correspondantes sont fournies en Annexe I- 2. Les analyses ont confirmé que les polluants avaient atteint la nappe phréatique, provoquant la formation de couches flottantes de différentes épaisseurs, allant de 0,1 à 1,5 mètres.

V-2- Caractérisation du sol

V-2-1- Coupe géologique

Lors de la mise en place des deux puits d'observation « P0 » et d'extraction « P1 », il a été remarqué que la composition des sols à la même profondeur est très hétérogène surtout dans les premiers mètres. Du sable graveleux marron avec odeur d'hydrocarbures est observé à 1,6 m pour le P0 et à 4 m pour le P1. La nappe d'eau se situe à 9,1 m pour les deux puits (Annexe I- 3).

Des Composés Organiques Volatils (COV) à une concentration de 25 ppm ont été détectés à partir de 6,6 m de profondeur pour le P0 et à une concentration de 5 ppm à partir de 7 m de profondeur pour le P1.

V-2-2- Détermination des perméabilités des échantillons

On a effectué des tests de détermination de perméabilité à saturation (K_{sat}) pour chaque type de sol identifié lors les essais géotechniques. Ces tests ont été réalisés au sein de notre laboratoire LTDS en utilisant l'équipement identique à celui employé pour analyser les échantillons de sol modèle lors des études en laboratoire. Les valeurs de perméabilités obtenues pour chaque sol sont présentées dans le tableau II- 9. Dans la zone E1, pour les deux puits, le sol présente des caractéristiques similaires, avec des valeurs de perméabilité identiques. Dans les zones E2 / E3 (Annexe I), les coupes géologiques ont mis en évidence la présence de deux types de sols distincts, ce qui a été confirmé par les mesures de perméabilité. Notamment, la perméabilité du site augmente à mesure que l'on se rapproche de la surface.

Tableau II- 9: Résultats des mesures de perméabilité en laboratoire

	Profondeur (m)	Perméabilité à la saturation ($m.s^{-1}$)
Échantillon (P0)		
P0-E1 Limons argileux	0,2 - 2	$4,11 \cdot 10^{-5}$
P0-E2 Sables limoneux	2,8 - 4,8	$9,33 \cdot 10^{-4}$
P0-E3 Sables graveleux	4,8 - 6,6	$6,57 \cdot 10^{-4}$
P0-E4 Sables limono-argileux	6,6 - 8,6	$9,7 \cdot 10^{-5}$
P0-E5 Argile limoneuse	8,6 - 9,6	$1,67 \cdot 10^{-7}$
Échantillon (P1)		
P1-E1 Limons argileux	0,2 - 2,8	$4,11 \cdot 10^{-5}$
P1-E2 Sables limoneux à graviers	3 - 4,6	$1,06 \cdot 10^{-4}$
P1-E3 Sables fins	7 - 8	$9,93 \cdot 10^{-4}$

V-3- Description du dispositif pilote SVE

L'installation d'Extraction sous pression réduite a été construite par l'entreprise GAUTHEY (figure II-18 (a)), elle est composée de :

- ❖ Une pompe à bec avec un débit maximal de $100 \text{ m}^3.h^{-1}$ et une puissance de 3 kW. Elle est équipée d'un variateur de fréquence qui permet d'ajuster le débit en fonction du besoin.

- ❖ Plusieurs capteurs de dépression sont placés aux différentes étapes du procès permettant de Déterminer le couple débit/dépression des ouvrages d'extractions, évaluer les pertes de charges et contrôler l'encrassement des éléments tels que dévésiculateur et filtre à charbon.
- ❖ Les systèmes d'extractions d'air et d'eau sont chacun connectés à un capteur de débit paramétrés en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
- ❖ Des capteurs de température sont installés au droit des réseaux de traitement pour retranscrire les débits de traitement en $\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.
- ❖ Deux filtres à charbon actif, pour le traitement des gaz, sont montés en série au droit de l'unité. Ces filtres possèdent un jeu de vanne permettant de les alterner afin d'atteindre le taux de saturation maximale de 20%.
- ❖ Un filtre à charbon actif destiné au traitement des liquides, avec une capacité de 200 litres, est également intégré sur le skid.
- ❖ Stockage et purge du décanteur : L'unité peut stocker 200 L de produit pur et environ $0,5 \text{ m}^3$ de boue d'accumulation dans le décanteur. Un système de jeu de vanne nous permet de réaliser des purges du bac multi-compartmenté pour éliminer les hydrocarbures récupérés lors de l'essai.
- ❖ Des vannes de prélèvements, équipées de raccords pneumatiques de diamètre 8 mm, sont installées à différentes étapes du processus, permettant un contrôle périodique :
 - Des teneurs en polluants ;
 - Des dépressions ;
 - Des vitesses ;
 - De la température.
- ❖ Des vannes à membrane afin de permettre un réglage optimal des débits de pompage
- ❖ Des têtes de puits étanches équipées de piquage de prélèvement sont installées (Figure II-18 (b)).
- ❖ Un automate enregistre les données des capteurs, y compris les débits de traitement, les dépressions, les pressions, les températures au niveau de l'unité, ainsi que les compteurs horaires.



a- Le système d'extraction SVE



b- Puit d'extraction

Figure II- 18: Installation du système d'extraction sur site réel

Une fois les polluants extraits du sol, la vapeur est séparée du liquide. Afin d'éviter un transfert de pollution les solvants extraits sont ensuite traités avant d'être rejetés. Ce traitement consiste en une filtration à travers des filtres à charbon actif. Un schéma détaillé de l'installation présenté dans la figure II- 19. La partie en bleu représente l'unité de traitement du liquide, tandis que celle en verre correspond à l'unité de traitement des gaz .

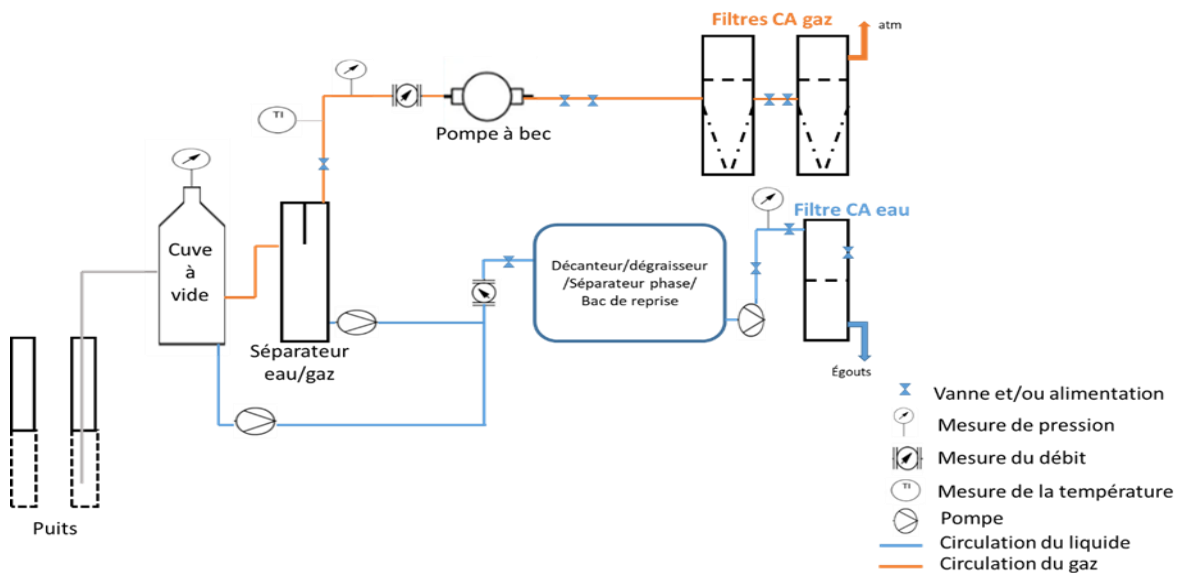


Figure II- 19: Schéma du fonctionnement du pilote SVE sur site

V-4- Instrumentation de mesures

Pour le suivi de la SVE sur terrain en plus des mesures propres à l'installation, certaines mesures sont effectuées régulièrement :

- La dépression et le niveau des puits d'extraction
- Les concentrations en polluants (PID)
- Paramètres liés aux traitements (débit de gaz, température, dépression au niveau du pilote)

Certaines mesures sont effectuées manuellement, tandis que d'autres sont directement affichées sur l'écran de contrôle du pilote. Au niveau de l'installation, les mesures suivantes sont relevées sur l'écran de contrôle : le débit d'extraction (en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), la température atteinte (en $^{\circ}\text{C}$) et la dépression (en mbar).

Afin de caractériser le processus d'extraction, nous suivons les concentrations de l'ensemble des polluants en mesurant les concentrations des composés organiques volatils (COV) extraits à l'aide d'un détecteur à photo-ionisation (PID) (Figure II- 20). La mesure s'effectue à l'aide d'une mallette PID modèle MiniRAE 3000, qui a une plage de mesures allant de 0 à 15000 ppm. L'appareil (figure II- 20) se compose d'un filtre (B) et d'une entrée de gaz (C). La mesure PID est réalisée au niveau de la vanne située à l'entrée des filtres (avant les filtres). Cette mesure est effectuée une fois par jour sur une période de 2 mois. Par mesure de précaution contre une éventuelle saturation des filtres, nous effectuons également des mesures au niveau des filtres, à la fois entre les filtres et à leur sortie

L'appareil PID est calibré en deux étapes : une première étape consiste à utiliser de l'air pour ajuster le zéro, tandis que la deuxième étape implique l'utilisation d'iso-butylène (D) en tant que gaz étalon.

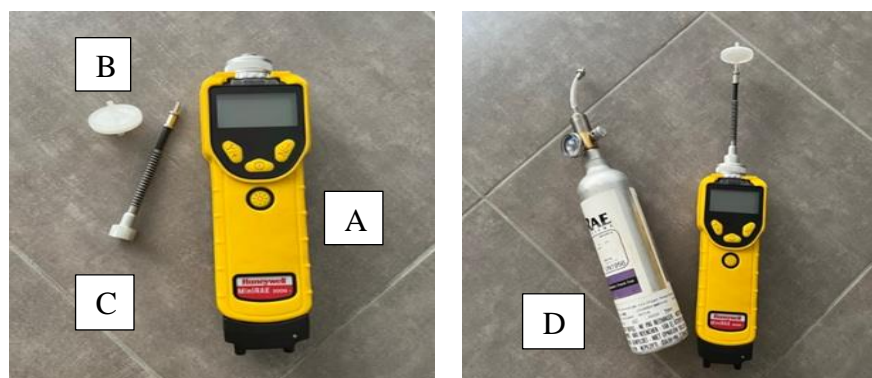


Figure II- 20 : PID + bouteille d'étalonnage iso-butylène

Dans les puits d'extraction, deux grandeurs sont mesurées au niveau des deux vannes de chaque puits : Le niveau piézométrique en (m) et la dépression en (mbar).

La mesure de dépression s'effectue à l'aide d'un manomètre numérique (Figure II- 21 (a)).

Pour mesurer le niveau piézométrique, c'est-à-dire la hauteur des niveaux dans les puits, une sonde piézométrique (Figure II- 21 (b)) est utilisée. Cette dernière mesure le niveau de liquide en utilisant un capteur de pression différentielle. Elle calcule la hauteur du liquide à partir de la pression hydrostatique. Cette mesure est ensuite convertie en un signal électrique, qui émet un son continu lorsqu'ils sont en contact avec les hydrocarbures, et un son discontinu lorsque le contact est avec l'eau. Cela permet d'identifier les différents niveaux d'eau et d'hydrocarbures, et donc de déterminer la hauteur de la couche d'hydrocarbures en surface.



a- Manomètre



b- Sonde piézométrique

Figure II- 21: Instrumentations de mesure au niveau du puits d'extraction

VI- Conclusion

Avant d'entreprendre des expériences de traitement des sols par extraction sous pression réduite, il est essentiel de faire une sélection des sols et des polluants à étudier, ainsi que de caractériser leurs propriétés. Dans ce chapitre, nous avons finalement opté pour deux types de sols : le premier composé de 100 % de sable fin HN31, et le deuxième constitué de 95 % de sable fin HN31 mélangé à 5 % de kaolin. Quant aux polluants, nous avons choisi le n-décane et le toluène.

Des observations au microscope à balayage ont été conduites sur des échantillons de sols secs pour analyser leur texture. Les courbes de fréquences cumulées (représentant la moyenne statistique) du sol modèle ont été générées pour examiner la granulométrie des sols. La teneur en eau du sol a été mesurée conformément au protocole défini par la norme X 31-102. La perméabilité à l'eau de ces sols a été déterminée à l'aide du perméamètre KAST. Les courbes de rétention d'eau ont été établies par la méthode de la cellule de Richards, en utilisant le logiciel RETC pour déterminer les paramètres de van Genuchten.

Le chapitre détaille également le dispositif expérimental de SVE mis en place, ainsi que le protocole utilisé. Le principe étant l'utilisation d'une colonne 1D instrumentée et l'application

d'une dépression à sa sortie. Pour suivre les variations de teneur en eau et de température dans le sol, nous avons utilisé des tensiomètres de type T5 et un thermomètre, disposés à l'intérieur de la colonne expérimentale. Les fluides à la sortie de la colonne sont analysés par CPG-FID.

La réalisation des courbes d'étalonnage des polluants a demandé une bonne partie du temps consacré à cette thèse, notamment en raison de certains imprévus tels que des pannes de l'équipement CPG et l'apparition de pics non significatifs.

Une collaboration avec l'entreprise spécialisée dans la dépollution des sols, Gauthey-Eiffage, a facilité la transition vers une mise à l'échelle sur le terrain par la construction d'une installation déployée sur un site réel contaminé. Des expérimentations ont été conduites sur un terrain contaminé par des hydrocarbures de type C₅-C₄₀ et BTEX, en utilisant un pilote SVE. La caractérisation du sol a révélé une hétérogénéité significative. Des tests de perméabilité à l'eau ont été réalisés en laboratoire sur une sélection d'échantillons de sol.

L'installation d'une unité SVE instrumentée a permis de suivre divers paramètres lors de la dépollution (Débit d'extraction, température, Pression,...). La détermination des concentrations des COV en phase gaz est réalisée à l'aide d'un détecteur à photo-ionisation (PID). La mesure de la dépression dans le puits d'extraction a été effectuée à l'aide d'un manomètre, tandis que le niveau de la nappe phréatique et les hydrocarbures a été vérifié à l'aide d'une sonde piézométrique.

Chapitre III : Résultats SVE (Approche Laboratoire et Site)

I- Introduction

L'extraction sous pression réduite (SVE) est un processus de dépollution des sols qui est influencé par différents facteurs pouvant avoir des répercussions directes sur son efficacité et la durée nécessaire pour atteindre les objectifs de remédiation. Ces facteurs peuvent être regroupés en trois catégories principales : les propriétés des contaminants (telles que la pression de vapeur et la solubilité), les propriétés du sol (telles que la composition du sol et la teneur en eau) et les conditions opérationnelles (telles que le débit d'air et la température du sol) (Albergaria et al, 2012).

Dans le cadre de notre recherche, nous avons préalablement réalisé notre pilote 1D et mis en place les méthodes d'analyse nécessaires pour l'étude de la mono-pollution par extraction sous pression réduite (SVE). Avant de commencer les expériences avec pollution, nous avons procédé à une première campagne d'essais sans injection de polluant. Cette démarche visait à identifier l'hydrodynamique du système et à assurer la reproductibilité des résultats expérimentaux.

Après cette étape préliminaire, nous avons ensuite entrepris l'extraction de la mono-pollution en utilisant le n-décane et le toluène comme polluants spécifiques. Chaque mono-polluant a été appliqué à chaque type de sol sélectionné pour cette étude.

Ensuite, nous avons réalisé une analyse de l'effet des doubles-polluants sur le processus de SVE. Pour ce faire, nous avons utilisé un mélange de n-décane et de toluène en tant que combinaison de polluants et nous l'avons appliqué aux deux sols secs et humides.

La première partie de ce chapitre se focalise sur l'exploration des divers facteurs qui peuvent influencer l'efficacité de l'extraction des mono-polluants et des doubles-polluants par le processus de SVE. Ces facteurs comprennent :

Nature des polluants : Les caractéristiques chimiques des polluants ont un impact sur leur extraction par SVE. Nous avons analysé comment la combinaison n-décane + toluène réagit différemment par rapport à la mono-pollution.

Composition du sol : Chaque type de sol possède des propriétés physico-chimiques distinctes. Nous avons examiné comment la nature du sol, telle que sa perméabilité, sa porosité et sa texture, peut influencer la capacité de rétention et la mobilité des mono- et double-polluants.

Débit d'extraction : Nous avons étudié comment la variation du débit d'extraction peut affecter l'efficacité et le temps de l'assainissement.

Humidité du sol : L'humidité du sol peut avoir un impact significatif sur la SVE, car elle peut influencer la solubilité des polluants et leur capacité à être extraits. Nous avons analysé comment les variations de l'humidité du sol peuvent affecter le processus d'extraction.

En analysant systématiquement l'influence de ces facteurs, nous visons à mieux comprendre leurs interactions et leur impact sur l'efficacité globale de la SVE dans le cas de mono-polluants et double-polluants.

La 2eme partie de ce chapitre a pour objectif l'étude d'une SVE réalisée sur site réel. Les résultats de l'extraction par SVE d'un sol réel pollué par des hydrocarbures C₅ - C₄₀ sont alors présentés.

Les résultats à l'échelle du site sont comparés à ceux obtenus à l'échelle du laboratoire. Les effets du changement d'échelles sur l'interprétation des résultats sont identifiés.

II- Etat du sol partiellement saturé soumis à une SVE

Avant d'entamer l'étude proprement dite de l'extraction sous pression réduite (SVE), nous avons réalisé une étude préalable sur l'hydrodynamique. Aucun polluant n'a été injecté à ce stade. Une série de tests a été réalisée sur les deux types de sol (sol 1 : 100 % HN31 et sol 2 : 95% HN31 + 5% kaolin) à trois niveaux d'humidité distincts (13 %, 9 % et 4,7 %). Nous avons suivi les mesures du potentiel hydrique et de la dépression lors des opérations d'extraction. À la fin de l'expérience, des échantillons de sol à différentes hauteurs de la colonne ont été prélevés et analysés pour déterminer la quantité d'eau résiduelle présente. Cette approche nous a permis d'acquérir une meilleure connaissance de l'hydrodynamique du système expérimental et d'obtenir des orientations pour la suite de notre étude sur la SVE. Les résultats de cette étape préliminaire seront essentiels pour interpréter les données ultérieures obtenues lors de l'extraction réelle des polluants.

II-1- Evolution du potentiel hydrique au cours de la SVE

La force qui régit le mouvement de l'eau dans le sol est appelée le potentiel sol-eau. Cette force résulte de l'interaction entre la matrice du sol et l'eau, de la présence de solutés dans la solution du sol, de l'action de la pression des gaz externes et de la gravité. La somme de ces forces forme le potentiel total ou potentiel sol-eau (Campbell & Campbell, 2005). Les tensiomètres T5 donnent un potentiel d'eau au milieu de la colonne pendant l'application de la SVE. Dans le cadre de cette étude, toutes les pressions mesurées présentent des valeurs négatives, en raison du vide appliqué sur le pilote.

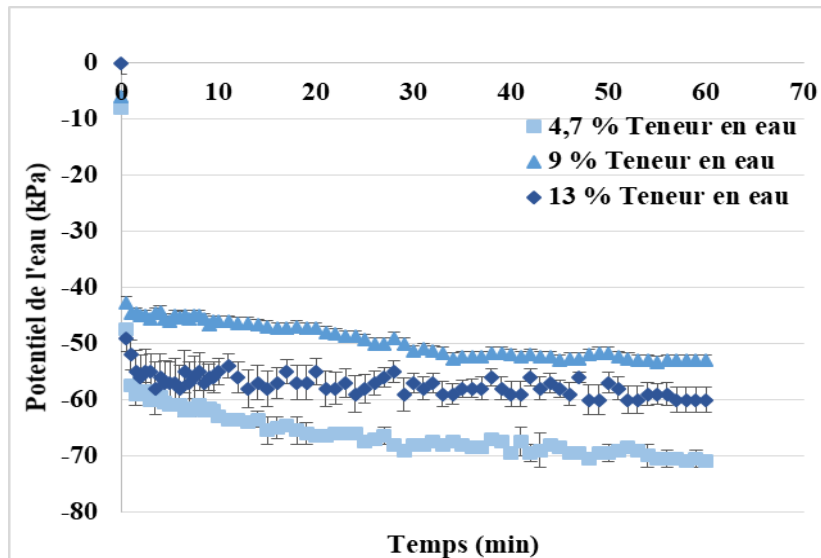
Les résultats montrent que le potentiel de l'eau diminue jusqu'à ce qu'il atteigne des valeurs stables, ce qui indique une désaturation en eau du milieu (Figure III- 1). Cette observation est due aux valeurs de perméabilité des sols ainsi qu'à la présence d'eau retenue par l'argile avec des liaisons plus fortes que celles du sable comme le montre la courbe de rétention d'eau (Figure II- 5 du Chapitre II).

Après les 30 premières secondes du processus d'extraction, le séparateur gaz-liquide contenait des quantités d'eau correspondant à 6,99 %, 1,9 % et 0 % des échantillons initiaux respectivement de 13 %, 9 % et 4,7 % de teneur en eau pour le sol 1. La saturation initiale du sol à SWC= 13 % est plus élevée (54,16 %) que celle du sol à SWC= 9 % (36,11 %) (Tableau II- 6 du chapitre II). Cette observation suggère que les pores du sol à 13 % étaient déjà plus saturés d'eau au début de l'expérience, entraînant une libération plus significative d'eau pendant le mécanisme d'extraction par rapport au sol à 9 %. Une forte saturation peut également conduire à la formation de chemins préférentiels dans le sol à 13 %, facilitant le déplacement rapide et une extraction plus importante d'eau que dans le sol à 9 %. En outre, lorsque la pression est réduite, l'eau peut quitter plus facilement les pores du sol sous forme liquide, ce qui contribue à une plus grande perte d'eau.

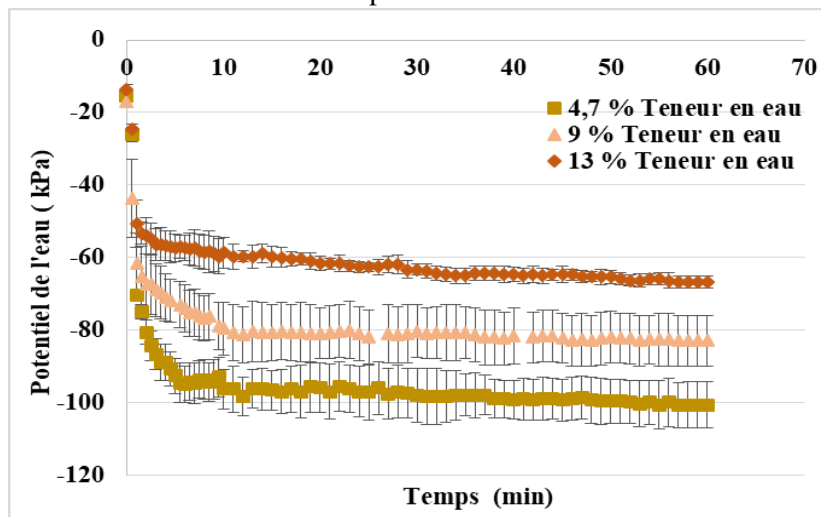
La figure III- 1 (a) montre que la courbe correspondant au sol avec la teneur en eau initiale de 9 % est la courbe qui a les valeurs les plus élevées (à l'exception du premier point) par rapport aux cas des sols avec les autres teneurs, suivie de celle de 13 % puis de celle de 4,7 %. Ceci s'explique par la quantité d'eau restante dans le sol 1 après les 30 premières secondes pour les trois essais. En effet, la teneur en eau après 30 secondes d'extraction était respectivement de 6,01 %, 7,1 %, et 4,7 %, ainsi le sol avec la teneur en eau initiale de 9 % perd 1,9 % uniquement de sa teneur alors que le sol à teneur d'eau 13 % perd 6,99 % de teneur faisant la courbe du potentiel d'eau à un niveau plus bas que celui du premier sol. Ainsi le lien entre le potentiel d'eau dans le sol et la teneur d'eau est bien évident. Pendant les 60 minutes restantes de l'expérience, le système extrait moins de 1 % de la teneur en eau du sol 1 quelle que soit la teneur initiale.

Pour le sol 2, à la fin de l'expérience, nous avons mesuré une teneur en eau dans le séparateur gaz-liquide de 0,43 % réduite par rapport à la teneur en eau de 13 % du premier essai. Aucune quantité d'eau n'a été récupérée pour les deux autres essais. La figure III-1 (b) montre que les trois courbes présentent un comportement similaire et diminuent de manière linéaire en fonction de la teneur en eau initiale.

Dans le cas du sable seul (sol 1), l'eau initialement ajoutée est majoritairement mobile car l'eau ne s'adsorbe pas significativement sur ce matériau. Ainsi, la dépression permet la mobilisation de l'eau dans le sable pendant les 30 premières secondes et ensuite l'évaporation de l'eau diminue le potentiel hydrique qui atteint un état constant. Dans le sol 2, la dépression se mobilise à cause de l'adsorption de l'eau sur l'argile. L'eau mobilisée nécessite plus de temps (entre 4 et 6 minutes) que pour le sol 1. L'étape d'évaporation de l'eau a nécessité moins de temps que pour le sol 1 pour atteindre l'état constant. Le potentiel hydrique est plus important pour le sol 2 que pour le sol 1, comme le montrent les mesures de pression capillaire dans la figure III-1. La température est restée constante tout au long de l'expérience.



a- Variation du potentiel de l'eau dans le sol 1



b- Variation du potentiel de l'eau dans le sol 2

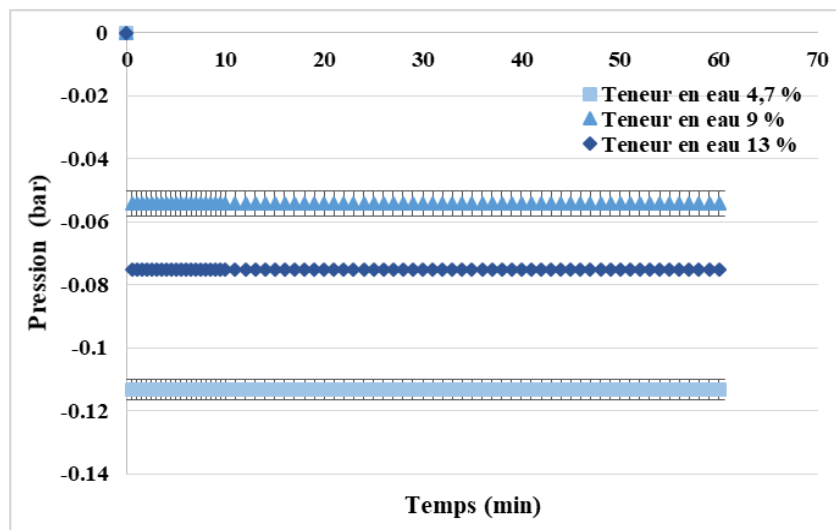
Figure III- 1: Variation du potentiel hydrique dans la colonne pendant l'extraction sur les deux sols humides utilisés à différentes teneurs en eau.

II-2- Evolution de la pression au cours de la SVE

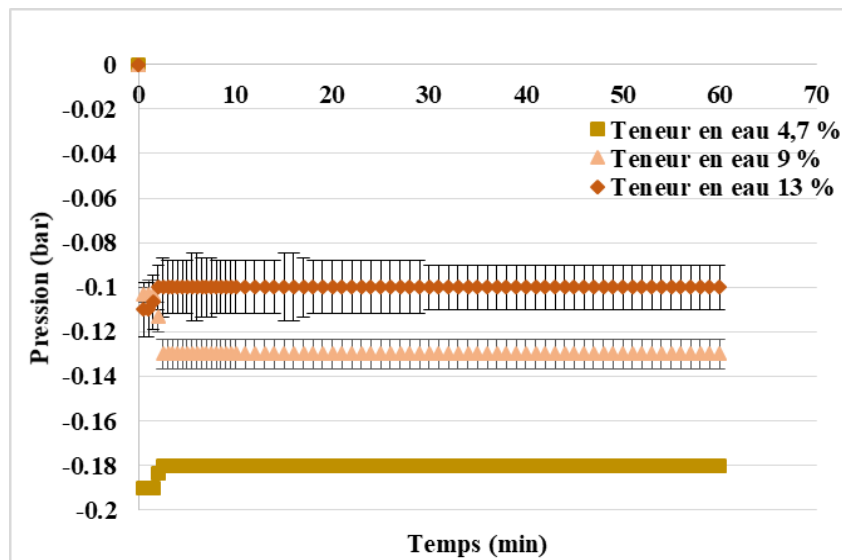
La pompe à vide applique une pression négative dans le pilote, ce qui entraîne l'aspiration des phases gazeuses, principalement composées d'air du sol et de vapeur d'eau dans ce cas. Cette dépression est suivie dans le temps pendant l'extraction par SVE. La moyenne des trois essais hydrodynamiques est représentée dans la figure III- 2, accompagnée de leurs incertitudes-types déduites de l'écart-type.

L'extraction est effectuée par une pompe fonctionnant à un débit constant. Afin d'atteindre un régime stationnaire, la pompe ajuste la pression. Dans le cas du Sol 1, la pression se stabilise instantanément, Cette stabilisation rapide est accordée à la perméabilité élevée du sol (Figure III-

2 (a)). En d'autres termes, l'eau peut facilement s'extraire du Sol 1 et circuler rapidement à travers les particules de sable. Cette perméabilité élevée permet d'atteindre rapidement une pression stable à la sortie de la pompe. En revanche, le Sol 2 réagit différemment, nécessitant plus de temps (3 minutes) pour stabiliser la pression (Figure III- 2 (b)). Cela est dû à sa perméabilité plus faible, ce qui rend difficile le passage rapide de l'eau à travers les particules de sol. De plus, le kaolin a la capacité de retenir l'eau, ralentissant ainsi la désorption de l'eau et par conséquent la stabilisation de la pression. La stabilité de la pression en sortie de colonne est un indicateur du bon fonctionnement de la pompe, confirmant ainsi l'homogénéité et la perméabilité du milieu.



a- Variation de la pression dans le sol 1



b- Variation de la pression dans le sol 2

Figure III- 2: Variation de la pression à la sortie de la colonne lors de l'extraction de sols humides à différentes teneurs en eau

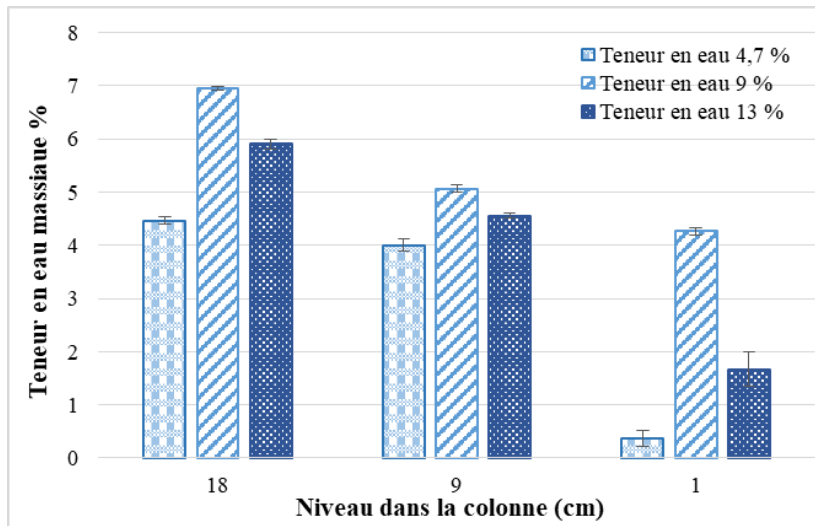
II-2- Analyse du sol après la SVE

Les analyses du sol effectuées après la fin de l'extraction par SVE à différentes hauteurs de la colonne 1, 9 et 18 cm (bas, milieu et haut) ont donné les résultats présentés dans la Figure III- 3. À partir d'une condition initiale d'humidité homogène à tous les niveaux de la colonne, à la fin de l'expérience, les sols présentent des teneurs en eau différentes.

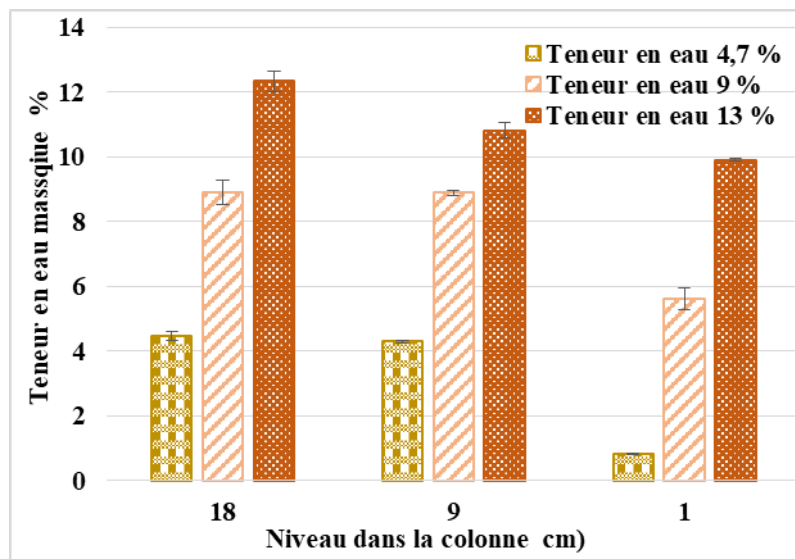
Pour les deux sols, la teneur en eau en haut de la colonne (18 cm) est plus élevée qu'au milieu (9 cm) et qu'en bas (1 cm). L'échantillon reste ainsi plus proche de son état après l'application du vide, c'est-à-dire avec une plus grande quantité d'eau en haut de la colonne près du point d'extraction, suite à l'accumulation d'eau ayant migré du bas de la colonne vers le haut (Figure III- 3).

Dans le cas du Sol 2 avec la présence d'argile, une plus grande quantité d'eau reste retenue par le sol. Un bilan moyen des résultats présentés dans la Figure III3 indique que pour une hauteur de 18 cm, une teneur en eau restante de 5,9 % (dans le Sol 1) et de 12,34 % (dans le Sol 2) pour une teneur en eau de 13 %. Un pourcentage de 6,95 % (dans le Sol 1) et de 8,9 % (dans le Sol 2) a été observé pour une teneur en eau de 9 %. Nous avons remarqué un pourcentage de 4,4 % et 4,5 % respectivement pour une teneur en eau de 4,7 % dans le Sol 1 et le Sol 2.

La capacité de rétention d'eau du Sol 2 (Figure III- 3 (b)) est plus élevée que celle du Sol 1 (Figure 3a) en raison de la présence d'argile, qui induit une plus grande rétention. L'argile se caractérise par une grande surface spécifique, ce qui lui confère d'importantes capacités de rétention d'eau (Dutheil, 2003). Ce phénomène est observé dans les courbes de rétention d'eau (Figure II- 4-chapitre II) établies pour les deux types de sols, ayant différentes porosités, et qui montrent qu'à une teneur en eau de 13 %, la saturation en eau du Sol 2 ($S_r = 57.01$) évolue mieux par rapport au sol sableux ($S_r = 54.16$).



a- Pourcentage d'eau restant dans la colonne du sol 1



b- Pourcentage d'eau restant dans la colonne du sol 2

Figure III- 3: Bilan massique de l'eau dans la colonne après la SVE à différentes teneurs en eau

Pour le Sol 1, la quantité totale d'eau (collectée dans le séparateur et restant dans les sols) a montré des teneurs en eau massiques de 12,89 % et 8,85 % pour des teneurs en eau initiales du sol de 13 % et 9 %, respectivement. Par contre, pour le Sol 2, le bilan total de la teneur en eau massique est égal à 12,77 % pour une teneur en eau initiale du sol de 13 %. La différence par rapport à la quantité initiale d'eau introduite est due à la perte d'eau par évaporation causée par la dépression appliquée.

L'étude hydrodynamique caractérise le mouvement de l'eau en présence ou non de polluants. Les résultats présentés dans cette partie restent valables pour la SVE en présence de polluants.

III- Extraction de la mono-pollution et la double-pollution par SVE : Approche Laboratoire

Plusieurs campagnes d'essais ont été réalisées pour étudier l'extraction des polluants par SVE. Ces expériences ont été menées sur des colonnes de sols secs et humides ayant une teneur en eau de 13 %. Les polluants utilisés sont le n-décane et le toluène. Les débits d'extraction utilisés étaient de 16 L.min⁻¹ et 10 L.min⁻¹.

Dans le cas de mono-pollution, la masse initialement introduite est de 3,640 g pour le n-décane et de 4,335 g pour le toluène. Chaque polluant est introduit individuellement dans une colonne de sol, sans mélange avec l'autre.

Dans le cas de double-pollution, Chaque colonne de sol a été préparée en mélangeant 3.640 g de n-décane et 4.335 g de toluène, en suivant le même protocole expérimental déjà décrit.

Pendant la préparation des sols, des tests par mesure de masse ont permis de déterminer les pertes du n-décane et du toluène dues à l'étape de préparation de l'échantillon avant d'appliquer la SVE. Les tableaux III- 1 et III- 2 résument les conditions expérimentales de ces différentes campagnes d'essai en situation mono et double pollution.

Les pertes de masse dans le sol 1 pour les deux polluants, dans les deux situations (mono et double), sont supérieures aux pertes enregistrées dans le sol 2 (Tableau III- 1 et III- 2). Ces différences peuvent être attribuées à la présence d'argile, entraînant l'adsorption du contaminant à sa surface et donc une rétention plus élevée par rapport au sable sec.

Les pertes en masse de sols humides sont plus élevées que celles des sols secs, ce phénomène s'explique par la présence d'eau qui limite l'espace poreux disponible pour la rétention des polluants, favorisant ainsi leur volatilisation.

Tableau III- 1: Conditions expérimentales dans le cas de mono-pollution

Débit d'extraction	Sols modèle	Masse n-décane après mélange (g)	Perte n-décane (% mass.)	Masse Toluène après mélange (g)	Perte Toluène (% mass.)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,410	6,318	3,150	13,461
	Sol 2 sec	3,473	4,578	3,340	8,241
	Sol 1 humide	3,240	10,989	2,693	26,016
	Sol 2 humide	2,986	17,948	2,536	30,329
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,346	8,058	3,186	12,472
	Sol 2 sec	3,550	2,472	3,340	8,241
	Sol 1 humide	3,280	9,890	2,876	20,989
	Sol 2 humide	2,920	19,780	2,610	28,296

Tableau III- 2: Conditions expérimentales en cas double-pollution

Débit d'extraction	Sols modèles	Masse n-décane après mélange (g)	% Perte n-décane (% mass.)	Masse Toluène après mélange (g)	% Perte Toluène (% mass.)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,493	4,029	3,18	26,567
	Sol 2 sec	3,507	3,663	3,36	22,491
	Sol 1 humide	3,140	13,736	3,07	29,181
	Sol 2 humide	2,543	30,128	2,81	35,256
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,4	6,59	3,23	25,490
	Sol 2 sec	3,587	1,465	3,32	23,414
	Sol 1 humide	2,937	19,320	3,10	28,412
	Sol 2 humide	2,727	25,092	2,97	31,565

III-1- L'influence de la nature du polluant sur la SVE

D'après les tableaux III -1 et III- 2, on observe que le pourcentage de perte du toluène est plus élevé que celui du n-décane, Cette disparité s'explique par la pression de vapeur différente entre le toluène et le n-décane. En effet, la pression de vapeur du toluène est de 3 kPa, ce qui est 22 % plus élevée que celle du n-décane, (0,135 kPa). Cette plus grande pression de vapeur du toluène conduit

à une vaporisation plus rapide de cette substance, entraînant ainsi la plus grande perte enregistrée pour le toluène par rapport au n-décane (Labianca et al, 2020).

❖ Le cas de mono-pollution

La courbe de concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec à un débit de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ est présentée dans la Figure III- 4. La concentration du polluant dans le gaz extrait diminue avec le temps jusqu'à ce qu'elle devienne constante. Cette forme de courbe est représentative des trois étapes classiques de l'extraction sous pression réduite (SVE), comprenant une phase d'évacuation initiale où la concentration est presque constante en fonction du temps, une phase d'évaporation où la concentration diminue de manière significative avec le temps, et enfin une phase de diffusion où la concentration extraite devient faible (USEPA, 1994 ; USEPA, 2004 ; Boudouch et al., 2016).

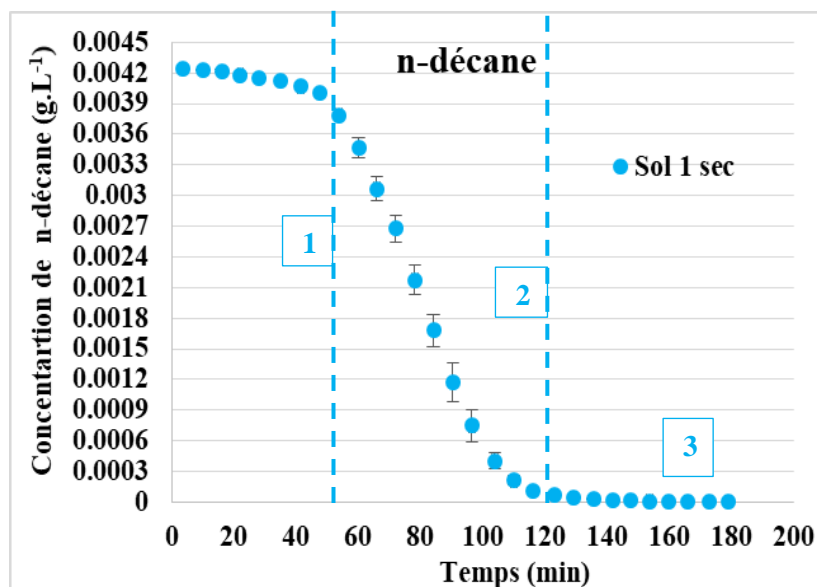


Figure III- 4: Courbe d'extraction SVE du n-décane pour le sol 1 sec à un débit de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$

Quant au Toluène, la courbe de concentration en fonction du temps pour le sol 1 sec à un débit de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, présentée dans la Figure III- 5, peut être divisée en deux étapes distinctes : tout d'abord, une diminution rapide de la concentration, suivie d'une diminution plus lente à une concentration relativement faible pendant une longue période, également appelée phase de queue ou "tailing stage". Cette observation suggère que le toluène a une forte tendance à se vaporiser initialement, entraînant une diminution rapide de sa concentration.

La pression de vapeur, la solubilité et la masse moléculaire sont des facteurs importants qui peuvent expliquer les différences observées entre les courbes de décane et celles de toluène lors de l'extraction sous pression réduite (SVE).

Le toluène ayant une pression de vapeur plus élevée que celle du n-décane, il a donc une plus forte tendance à se volatiliser et à passer directement à la phase d'évaporation sans passer par la phase d'évacuation. Cela explique pourquoi la concentration de toluène diminue plus rapidement au début de l'extraction, tandis que le n-décane montre une diminution plus lente initialement.

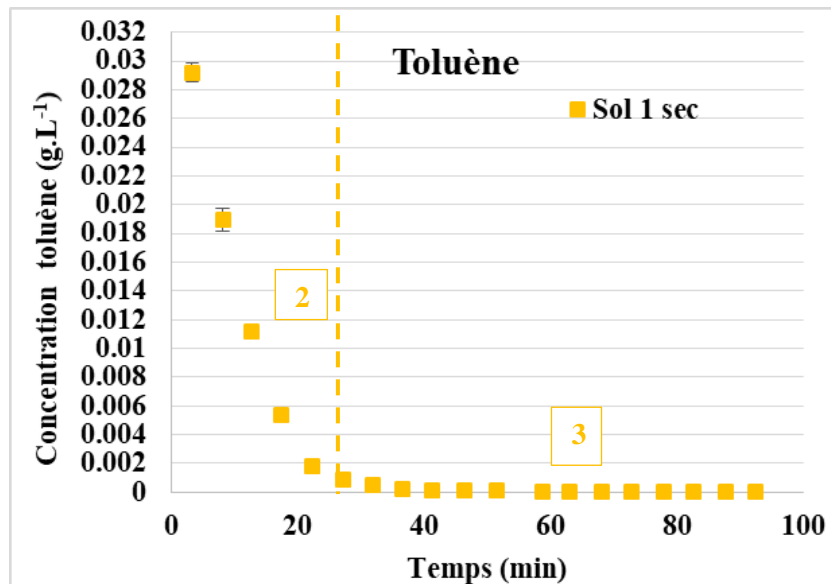


Figure III- 5: Courbe d'extraction SVE du toluène pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min⁻¹

Le temps de dépollution correspond à la durée nécessaire pour éliminer ou réduire de manière significative la contamination ou la pollution d'un site ou d'un sol (lorsqu'il n'y a plus d'extraction de polluant mesuré par l'appareil). Il représente la période pendant laquelle des actions de décontamination ou de remédiation sont entreprises pour restaurer la qualité du sol. Les résultats du tableau III- 3 ont montré que le toluène, avec une pression de vapeur plus élevée, permet une dépollution plus rapide car dans ce cas, de grandes quantités de toluène étaient dans la phase gazeuse où elles ont une mobilité accrue et étaient donc plus facilement extraites des sols. Le n-décane, avec une pression de vapeur plus basse, a une faible tendance à se vaporiser et tend à former des phases liquides non aqueuses, ce qui limite le transfert de masse vers la phase gazeuse et entraîne donc des temps de dépollution plus longs (Figure III- 5). En plus, les différents types de polluants ont des températures de vaporisation différentes. Certains peuvent s'évaporer plus rapidement que d'autres, ce qui peut influencer la vitesse à laquelle ils sont extraits du sol. Les polluants qui ont des températures de vaporisation plus élevées (n-décane) nécessitent plus de temps pour être évacués (Chen et al, 2019). La pression de vapeur et la température de volatilisation sont des données très corrélées.

La masse moléculaire est également un facteur important qui influe la mobilité des polluants dans le sol. Les polluants avec une masse moléculaire plus faible ont généralement une meilleure

volatilité et une plus grande mobilité dans le sol, facilitant ainsi leur évaporation lors de l'application du vide dans le cadre de la SVE. Le poids moléculaire du n-décane est supérieur à celui du toluène, ce qui peut contribuer à sa faible volatilité et à sa concentration relativement stable dans le temps. L'augmentation du nombre d'atomes de carbone dans la chaîne principale des composés organiques conduit à l'attraction électrostatique, à la force de van der Waals et à la formation de liaisons hydrogène de la matière organique mélangée aux particules du sol, ce qui renforce l'adsorption des COV. Par conséquent, pour les produits chimiques à faible point d'ébullition, de faible poids moléculaire et à haute pression de vapeur saturée, les COV dans le système sont plus facilement éliminés par extraction sous pression réduite (Chen et al., 2019).

Tableau III- 3 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de mono-pollution

Débit d'extraction	Sol modèle	Polluant modèle	Temps de dépollution (min)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	n-décane	179 ± 0,90
		Toluène	93 ± 0,25

Le tableau III- 4 présente les rendements d'extraction du n-décane et toluène pour le sol 1 sec et à un débit de 10 L.min⁻¹, On remarque que le rendement d'extraction du n-decane est plus grand que celui du toluène. L'élimination du contaminant du sol par la SVE est également affectée par la teneur initiale en contaminant (Shi et al., 2020).

Tableau III- 4 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation mono-pollution

Polluant modèle	Masse polluant après mélange (g)	Masse extraite (g)	Rendement (%)
n-décane	3,410	3,180	93,2 ± 0,99
Toluène	3,150	2,823	89,6 ± 0,55

❖ Le cas de double-pollution

La Figure III- 6 illustre l'évolution en fonction du temps des concentrations des doubles-polluants (n-décane et toluène) dans le sol 1 sec et à un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹. Il est observable que les concentrations des polluants dans le gaz extrait diminuent progressivement avec le temps pour finalement atteindre un état constant. Elles présentent des profils similaires, comme décrit dans le paragraphe précédent.

Les commentaires et conclusions faites sur les essais de mono-pollution restent valables pour ces essais. Lorsqu'on examine les concentrations initiales du n-décane et du toluène en essais de double-pollutions par rapport à leurs concentrations initiales en cas de mono-pollution, on constate une diminution. En mono-pollution, les concentrations initiales étaient de 0,0043 g.L⁻¹ pour

le n-décane (Figure III- 4) et de $0,029 \text{ g.L}^{-1}$ pour le toluène dans le sol 1 sec (Figure III- 5). En revanche, en double-pollution, ces concentrations sont passées à $0,004 \text{ g.L}^{-1}$ pour le n-décane et à $0,017 \text{ g.L}^{-1}$ pour le toluène dans le même sol 1 sec (Figure III- 6). Cette diminution des concentrations initiales en cas de double-pollution par rapport à la mono-pollution indique que la présence simultanée des deux polluants, le n-décane et le toluène, dans le sol a un effet compétitif sur leur répartition. Les sites d'adsorption sont des emplacements où les polluants peuvent être temporairement retenus par le sol. Lorsque les deux polluants sont présents simultanément, ils se disputent ces sites d'adsorption. Cette compétition peut conduire à une réduction de la capacité du sol à retenir les deux polluants, ce qui se traduit par des concentrations initiales plus faibles (Albergaria et al., 2012). Puisque le toluène s'évapore rapidement et présente un pourcentage de perte supérieure de 20%, le n-décane a tendance d'être retenu dans le sol plus que le toluène en raison de son poids moléculaire plus élevé.

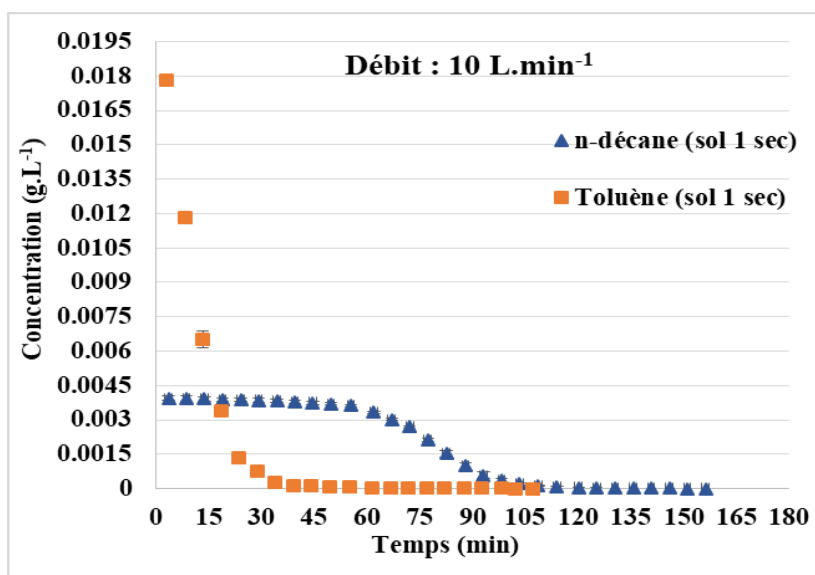


Figure III- 6: Courbes d'extraction des doubles-polluants (n-décane et toluène) lors la SVE à un débit de 10 L.min^{-1}

On observe que le temps nécessaire à la dépollution du n-décane en situation de mono-pollution est plus long que le temps requis pour la dépollution du n-décane en présence de toluène dans le cas de double-pollution (Tableau III- 5). En mono-pollution, c'est-à-dire lorsque le n-décane est présent seul dans le sol, il a tendance à occuper les pores disponibles dans le sol se fixer ainsi sur la surface sans avoir à rivaliser avec d'autres polluants. En conséquence, le n-décane peut être retenu plus fermement par le sol et maintenu en place plus longtemps. Cette forte rétention du n-décane dans le sol peut ralentir son déplacement et son extraction, prolongeant ainsi le temps nécessaire pour sa dépollution par rapport au cas où deux polluants coexistent dans le sol. En revanche, en situation de double-pollution, les deux polluants, se disputent sur l'espace porale du

sol. Cette compétition peut réduire la rétention du n-décane dans le sol, ce qui facilite son déplacement et son extraction. Par conséquent, le n-décane peut être dépollué plus rapidement en présence de toluène.

En résumé, la pression de vapeur, la solubilité et le poids moléculaire sont des facteurs qui influencent la manière dont les polluants se comportent lors de l'extraction par SVE ainsi que le temps de dépollution. Ils contribuent à expliquer les différences observées entre les courbes d'extraction du n-décane et du toluène, notamment en ce qui concerne leur vitesse d'extraction et leur diminution de concentration au fil du temps.

Tableau III- 5: Temps de dépollution SVE du n-décane et du toluène en situation de mono et double polluants pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min⁻¹

	Polluant modèle	Temps de dépollution (min)
Mono-pollution	n-décane	179 ± 0,9
	Toluène	93 ± 0,25
Double-pollution	n-décane	156 ± 0,61
	Toluène	107 ± 0,31

La comparaison des rendements d'extraction de ces polluants dans des conditions de mono-pollution et de double-pollution met en évidence des disparités significatives. En mono-pollution, les taux d'extraction se révèlent nettement plus élevés. Pour le n-décane, le taux d'efficacité pour le sol sec 1 atteint 93,25 % à un débit de 10 L.min⁻¹, tandis que pour le toluène, il est de 89,61 % (Tableau III- 6). Ces résultats démontrent que lorsque ces polluants sont présents seuls dans le sol, ils sont plus facilement éliminés par la méthode SVE, atteignant des niveaux de dépollution plus élevés. En revanche, dans un contexte de double-pollution où les deux polluants coexistent, les taux d'extraction sont considérablement inférieurs. A un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹, Le n-décane atteint un rendement d'extraction de 84,45 % pour le sol 1 sec, tandis que le toluène atteint 58,05 %. Cette diminution significative du taux d'extraction en situation de double-pollution suggère que la présence conjointe de ces deux polluants favorise la volatilisation du toluène avant de subir l'extraction et donc impacte négativement sur l'efficacité de la SVE. Lorsque les deux polluants sont combinés en un seul mélange, l'ensemble du système entre dans un état d'interférence mutuelle. Cet enchevêtrement renforce les forces de Van der Waals entre les molécules des polluants. Par conséquent, les composés organiques avec une pression de vapeur saturée plus basse ont un effet contraignant sur ceux avec une pression de vapeur saturée plus élevée. En d'autres termes, les composés organiques ayant une pression de vapeur saturée plus faible entravent l'élimination des composés organiques ayant une pression de vapeur saturée plus

élevée. Étant donné que le n-décane a la pression de vapeur la plus basse, le taux d'élimination du toluène est le plus faible dans le système de double pollution. Ces constatations concordent avec celles mentionnées dans l'étude de Chen et al., (2019). La présence de deux polluants dans le même sol peut augmenter aussi la masse moléculaire totale de la phase liquide non aqueuse (PLNA) dans le sol. L'augmentation du poids moléculaire global de la PLNA peut favoriser sa rétention par les particules de sol et réduire sa mobilité, ce qui rend plus difficile son déplacement et son extraction à partir du sol. L'efficacité liée aux hydrocarbures à chaîne courte a atteint un niveau supérieur à celle des hydrocarbures à chaîne longue. En fait, la SVE est plus efficace avec des composés aliphatiques plus petits. En général, l'efficacité de l'extraction diminue avec l'augmentation du poids moléculaire des contaminants (Labianca et al., 2020).

En plus, d'après la loi de Raoult (Eq I- 24), les pressions partielles de chaque polluant dans le mélange sont plus petites que leurs pressions de vapeur à l'état pur, cela indique que l'évaporation sera moins importante dans le cas où il y a deux composants par rapport à un seul. Cela peut conduire à des rendements d'extraction plus faibles lors de l'extraction sous pression réduite des mélanges de composés par rapport à lorsqu'ils sont présents seuls dans le sol.

Tableau III- 6: Rendement d'extraction SVE du n-décane et du toluène en situation mono et double polluants pour le sol 1 sec à un débit de 10 L.min⁻¹

	Polluant modèle	masse extraite (g)	Rendement (%)
Mono-pollution	n-décane	3,180	93,2 ± 0,99
	Toluène	2,823	89,6 ± 0,55
Double-pollution	n-décane	2,950	84,4 ± 0,16
	Toluène	1,846	58,0 ± 1,32

III-2- L'influence de la composition du sol sur la SVE

Dans le cadre de cette étude, deux types de sols ont été employés : le sol 1, constitué à 100 % de sable HN31, et le sol 2, composé de 95 % de sable HN31 et de 5 % de kaolin.

❖ Le cas de mono-pollution

Les figures III- 7 (a) illustrent les courbes de concentration du n-décane en fonction du temps pour les sols secs 1 et 2 à un débit de 10 L.min⁻¹. On observe une différence significative entre la concentration initiale du n-décane dans le sol 1 sec par rapport à celle du sol 2 sec. Cette disparité peut être attribuée à la présence de kaolin dans le Sol 2, qui possède une plus grande capacité

d'adsorption des contaminants. En effet, le kaolin a la capacité de retenir le polluant à sa surface, ce qui rend son extraction plus difficile et ralentit sa migration vers la phase gazeuse.

La taille des grains influence également l'efficacité de la SVE ; plus les particules du sol sont fines, plus le réseau de canaux sera bloqué, ce qui réduit en retour l'efficacité d'élimination (Mao et al., 2018). Dans le sol, la perméabilité des fluides augmente de manière exponentielle avec la taille des pores remplis de fluide, et les grands pores remplis contribueront donc à la perméabilité totale des fluides. La perméabilité du sol affecte la vitesse d'écoulement de l'air et de la vapeur à travers le sol. Par conséquent, plus la perméabilité du sol est élevée, plus le système SVE sera efficace pour éliminer les contaminants (Yeung & Hsu, 2002 ; Labianca et al., 2020).

La Figure (III- 7 (b)) présente la concentration par rapport à la concentration initiale du n-décane en fonction du temps afin d'observer l'effet de la présence du kaolin sur les courbes d'extraction. Lors de la phase d'évacuation initiale, l'objectif est de retirer l'air présent dans les pores du sol afin de créer un vide partiel qui facilite l'évaporation et l'extraction des contaminants. La perméabilité élevée du sol 1, composé exclusivement de sable HN31, permet un échappement aisé des gaz à travers ses pores. De plus, la faible tortuosité entraîne un chemin direct et simple pour les gaz à travers les pores, accélérant ainsi l'évacuation de l'air et notamment le temps requis pour atteindre un vide partiel efficace dans le sol. Au contraire, le Sol 2 contient du kaolin en plus du sable HN31, ce qui réduit la perméabilité du sol et rend le passage du gaz à travers les pores du sol plus limité. Par conséquent, l'évacuation de l'air dans ce sol pendant la phase initiale est plus lente et plus difficile (Figure III- 7(b)). Il faut plus de temps pour atteindre un vide partiel efficace, ce qui peut prolonger la durée de la phase initiale de traitement du n-décane. Pour les sols secs, une fois la phase initiale d'évacuation terminée, la nature du sol a un impact minimal sur la tendance générale des phases ultérieures d'évaporation et de diffusion. L'influence de la composition du sol est plus pertinente lors de la phase initiale.

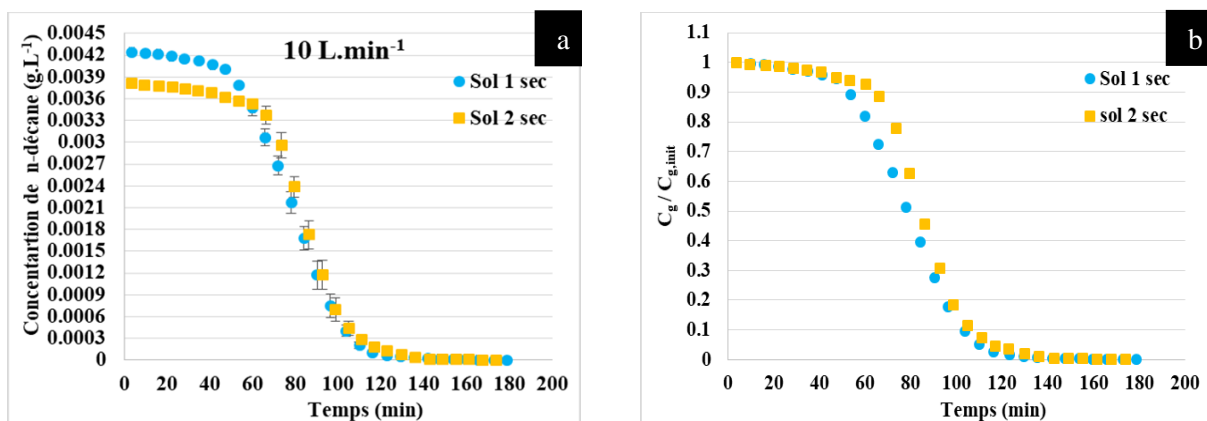


Figure III- 7: Courbes d'extraction de n-décane en situation de mono-pollution pour les essais SVE à un débit de 10 L.min⁻¹ (Comparaison entre sol 1 et sol 2)

Selon les données du Tableau III- 7 ci-après, il est observé que le temps nécessaire pour dépolluer le n-décane en situation de mono-pollution est légèrement plus long de 5 minutes pour le sol 1 par rapport au sol 2. Cependant, cette différence de 5 minutes peut être considérée comme relativement mineure en la comparant au temps total de dépollution. On peut conclure que la nature du sol n'affecte pas de manière significative le temps de dépollution du n-décane dans ce contexte spécifique.

Tableau III- 7: Temps de dépollution du n-décane pour le sol 1 et 2 à un débit de 10 L.min⁻¹

Débit d'extraction	Sols modèle	Temps de dépollution de n-décane (min)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,90
	Sol 2 sec	174 ± 0,05

La figure III- 8 présente les courbes d'extraction du toluène pour les deux types de sols secs (1 et 2) à un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹. Une disparité notable entre la concentration initiale dans le sol 1 sec et celle dans le sol 2 sec est également observée lors de l'extraction du toluène. L'explication fournie précédemment pour le cas du n-décane demeure pertinente pour le toluène. On remarque que la phase d'évacuation est absente pour les deux types de sols, suggérant que la nature du sol n'influence pas la forme de la courbe d'extraction du toluène. Aucune variation significative n'est observée dans la phase d'évaporation pour les deux types de sols secs (1 et 2). Pourtant, la phase de diffusion s'avère plus lente en Sol 2 par rapport au Sol 1.

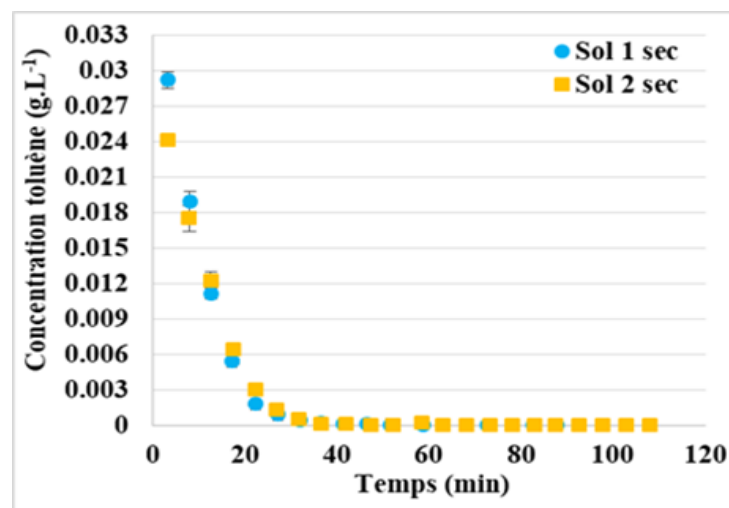


Figure III- 8: Courbes d'extraction du toluène en situation mono-pollution pour les essais SVE (Comparaison entre sols 1 et sol 2)

Dans le cas de l'extraction du toluène, le temps de dépollution du toluène en sol 2 sec est plus important par rapport au sol 1 sec. Le kaolin présent dans le sol 2 possède une plus grande capacité de rétention du toluène ce qui ralentit son extraction.

Tableau III- 8 : Temps de dépollution du n-décane en situation de mono-pollution pour les sols 1 et 2 secs

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane (min)	Temps de dépollution de toluène (min)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,90	93 ± 0,25
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36

Selon les données du Tableau III- 9, il est observé que le rendement d'extraction des deux polluants en situation mono-pollution dans le Sol 1 est supérieur à celui du Sol 2. L'argile présente dans le sol 2 a influencé le comportement des polluants. Les interactions entre le polluant et les composants du sol ont un impact sur sa mobilité et sa disponibilité, affectant ainsi négativement l'efficacité du processus de dépollution. Ceci s'explique par l'augmentation de la capacité du sol à adsorber le polluant. La rétention du polluant dans la phase solide réduit sa disponibilité pour l'extraction. D'après Sun et al. (2003), la fixation du contaminant dans les macropores du sol est suivie d'une pénétration dans les pores plus petits, ce qui rend la désorption difficile pendant le processus d'assainissement. Par conséquent, la sorption des contaminants diminue leur mobilité et leur volatilité relative, ainsi que leur disponibilité pour l'extraction. Plus la teneur en argile est élevée, plus la capacité de sorption est élevée et plus l'efficacité du processus d'assainissement est faible. Maria da Conceição et al, (2006, a) ont montré également que l'augmentation de la capacité de sorption réduit la disponibilité du contaminant pour l'extraction et donc l'efficacité du mécanisme d'assainissement.

Les explications sur l'influence de la composition du sol sur la SVE restent pertinentes même lorsque les polluants sont différents.

Tableau III- 9 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation de mono-pollution pour les sols 1 et 2 secs

Sols	Masse du n-décane extrait (g)	Rendement % (n-décane)	Masse du Toluène extrait (g)	Rendement % (toluène)
Sol 1 sec	3,180	93,25 ± 0,99	2,823	89,6 ± 0,55
Sol 2 sec	3,093	89,04 ± 1,27	2,827	84,6 ± 1,42

❖ Le cas de double pollution

L'influence de la nature de sol sur l'extraction des contaminants en cas de double pollution demeure similaire à celle liée à la mono-pollution. Les observations et explications formulées dans le contexte de la mono-pollution conservent leur pertinence dans le cas de double pollution, englobant les deux contaminants et les deux types de sols (Figure III- 9).

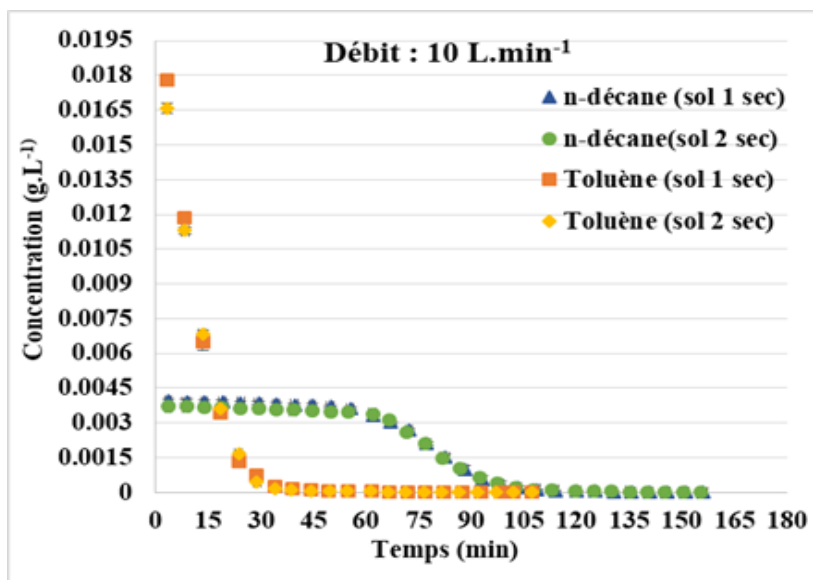


Figure III- 9: Courbes de double-polluants extraits pour les essais SVE (Comparaison entre sols 1 et 2)

En situation de double pollution, le temps requis pour la remédiation des polluants demeure similaire pour les deux types de sols. Cette observation suggère que la nature du sol n'a pas d'impact significatif sur la durée d'extraction du n-décane et du toluène dans un contexte de double pollution (Tableau III-10)

Tableau III- 10 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de double pollution pour les sols 1 et 2 secs

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène
		Mono-pollution (min)		Double-pollution (min)	
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,90	93 ± 0,25	156 ± 0,61	107 ± 0,31
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36	155 ± 0,01	107 ± 0,02

Le Tableau III- 11 donnent les rendements d'extraction du n-décane et du toluène en situation de double pollution. Les conclusions déduites dans le cas de la mono-pollution restent applicables pour les deux polluants en situation de double pollution.

Tableau III- 11 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation double pollution pour les sols 1 et 2 secs

Sols	Masse du n-décane extrait (g)	Rendement % (n-décane)	Masse du toluène extrait (g)	Rendement % (toluène)
Sol 1 sec	2,950	84,45 ± 0,16	1,846	58,0 ± 1,32
Sol 2 sec	2,817	80,33 ± 0,47	1,759	52,3 ± 0,27

III-3- Influence du débit d'extraction sur la SVE

L'influence du débit d'extraction du polluant est un aspect important de la technique d'extraction sous pression réduite (SVE). Le débit d'extraction, généralement mesuré en litres par minute ($L \cdot \text{min}^{-1}$), se réfère à la vitesse à laquelle les polluants volatils sont aspirés du sol contaminé vers la phase gazeuse lors du processus de SVE. Ce paramètre joue un rôle déterminant dans l'efficacité et la durée de la dépollution.

❖ Le cas de mono-pollution

Les essais présentés dans la figure III- 10 ont été réalisés avec du n-décane pour le sol 1 sec, en utilisant des débits d'extraction de $10 L \cdot \text{min}^{-1}$ et $16 L \cdot \text{min}^{-1}$.

D'après la figure III- 7, on remarque que la première phase de la courbe d'extraction est plus lente à un débit de $10 L \cdot \text{min}^{-1}$ par rapport à celle de $16 L \cdot \text{min}^{-1}$. La différence observée dans la vitesse de la phase d'évacuation du n-décane entre les deux débits d'extraction peut être expliquée par l'influence de la vitesse du flux d'air sur le processus d'extraction sous pression réduite (SVE). Lorsque le débit d'extraction est plus élevé ($16 L \cdot \text{min}^{-1}$), le gaz d'extraction traverse plus rapidement le sol contaminé, entraînant une évacuation plus rapide du n-décane des pores du sol. Cette augmentation de la vitesse du flux d'air facilite donc le déplacement du polluant vers le point d'extraction, ce qui explique la diminution plus rapide de la concentration du n-décane au début de l'extraction. En revanche, avec un débit d'extraction de $10 L \cdot \text{min}^{-1}$, le flux d'air est moins intense et plus lent. Par conséquent, le gaz d'extraction prend plus de temps à traverser le sol et extraire le n-décane, ce qui entraîne une évacuation plus lente du polluant des pores du sol. Cette diminution de la vitesse du flux d'air retarde le déplacement du n-décane vers le point d'extraction, expliquant ainsi la phase d'évacuation plus lente observée à ce débit. Le débit d'extraction influence la vitesse du flux d'air et donc la vitesse de déplacement du polluant dans le sol pendant le processus de SVE.

Un débit d'extraction plus élevé accélère le processus d'évacuation, tandis qu'un débit plus bas le ralentit.

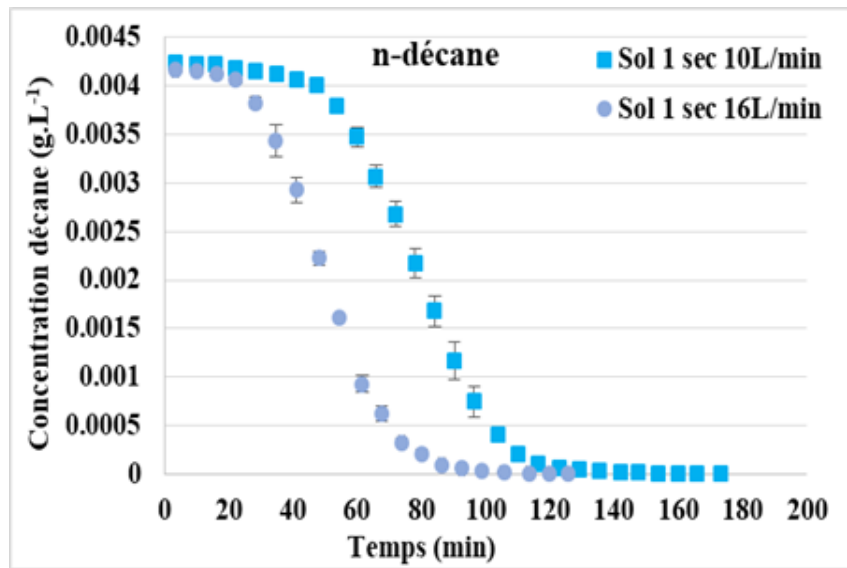


Figure III- 10: Courbes de n-décane extrait pour les essais SVE sur le sol 1 sec aux débits de 10 et 16 L.min⁻¹

Les explications et interprétations données concernant l'influence du débit d'extraction sur les courbes d'extraction du n-décane pour le sol 1 s'appliquent aussi à l'utilisation du sol 2, comme illustré dans la Figure III-11 ci-dessous.

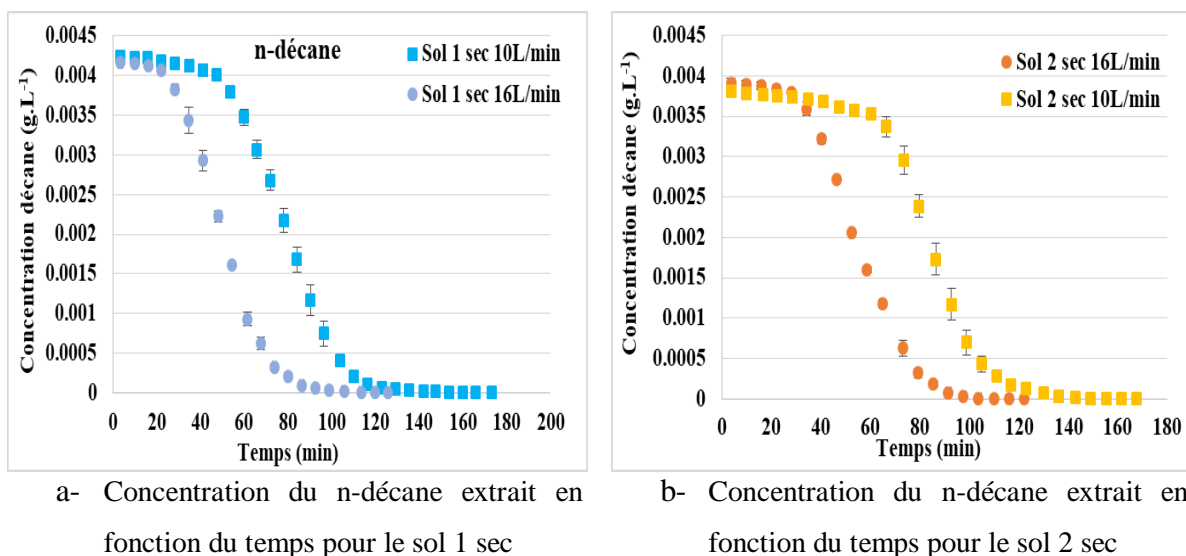


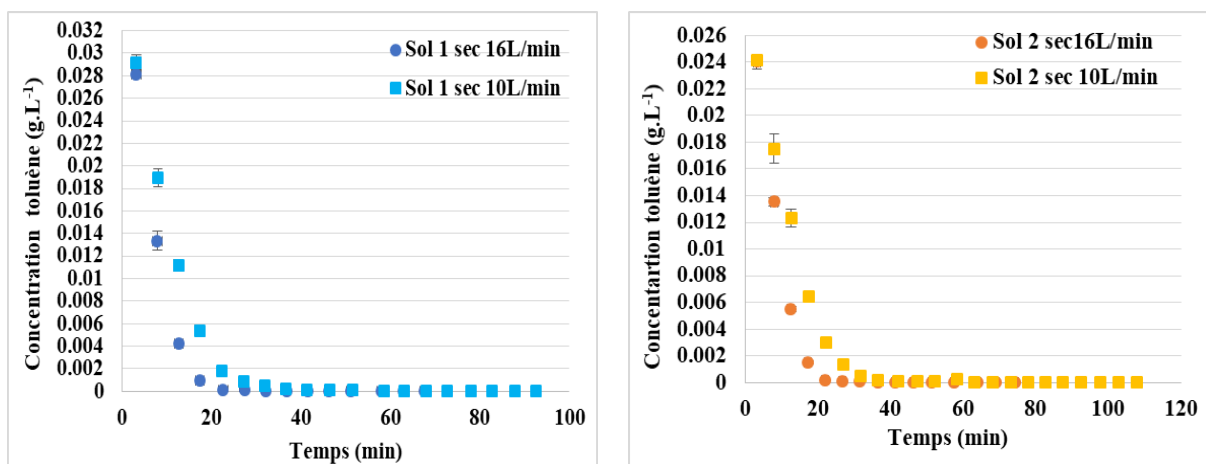
Figure III- 11 : Courbes de n-décane extrait en situation de mono-pollution pour les deux sols secs aux débits de 10 et 16 L.min⁻¹

Les courbes de concentration du toluène extrait en fonction du temps, pour des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹, sont présentées dans la Figure III- 12. On observe que la phase d'évaporation est absente pour les deux débits d'extraction et les deux types de sols, ce qui est attribuable à la

grande volatilité du toluène. En effet, dès le début du processus d'extraction, le toluène est rapidement mobilisé vers la phase gazeuse en raison de sa forte tendance à se vaporiser (paragraphe III- 1).

Cependant, une différence significative est observée entre les deux débits d'extraction. À un débit de 16 L.min⁻¹, la phase d'évaporation est la plus rapide. Cette différence s'explique par le fait que le débit d'extraction de 16 L.min⁻¹ induit une aspiration plus importante du toluène présent dans le sol, cette aspiration plus élevée génère une plus grande différence de pression entre l'intérieur de la colonne de sol et l'extérieur, créant ainsi un gradient de pression plus élevé. Ce gradient de pression accru favorise une plus grande mobilisation du toluène présent dans le sol vers la phase gazeuse.

Au contraire, avec un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹, l'aspiration est moins intense, générant un gradient de pression moins important. Cela conduit à une mobilisation plus lente du toluène vers la phase gazeuse, entraînant une diminution moins rapide de sa concentration dans la colonne de sol.



a- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec

b- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec

Figure III- 12: Courbes de toluène extrait pour les essais SVE sur le sol 1 sec aux débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.

D'après le tableau III- 12, le temps d'élimination des contaminants en situation mono-pollution est inversement proportionnel au débit d'air, ce qui montre que des débits d'air plus élevés permettaient des remédiations rapides (Albergaria et al, 2008). Avec un débit élevé, l'air frais qui entre dans le sol se renouvelle rapidement et le gradient de concentration est donc maximisé ce qui résulte à un taux de transfert plus important.

Tableau III- 12 : Temps de dépollution SVE du n-décane à des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution du n-décane (min)	Temps de dépollution du toluène (min)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,9	93 ± 0,25
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	126 ± 0,41	68 ± 0,37
	Sol 2 sec	123 ± 0,35	75 ± 0,18

Dans le cadre des expériences menées dans la colonne 1D, la vitesse interstitielle de l'air v_{int} reste constante sur toute la longueur de la colonne, étant donné qu'elle dépend du débit d'air Q_v , de la porosité φ et de la surface de contact S . La surface de contact désigne la surface du plan perpendiculaire à la direction d'écoulement de l'air. La vitesse d'air interstitielle qui correspond à chaque débit a été calculée en se basant sur l'équation suivante :

$$v_{int} = \frac{Q_v}{S \cdot \varphi_t} \quad \text{Eq III- 1}$$

À un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹, la vitesse interstitielle est d'environ 17,33 cm.s⁻¹ pour le sol 1 et d'environ 18,24 cm.s⁻¹ pour le sol 2. Pour un débit de 10 L.min⁻¹, ces vitesses sont respectivement d'environ 10,83 cm.s⁻¹ (sol 1) et 11,40 cm.s⁻¹ (sol 2). Le sol 2 est composé de particules d'argiles qui se déposent autour des particules de sable (Figure II- 1, chapitre II) ce qui entraîne une diminution de la taille des pores. Pour un même débit la vitesse sera alors plus importante pour le sol 2. En général, une diminution de la taille des pores est directement liée à une augmentation de la vitesse interstitielle.

Les résultats du tableau III- 13 montrent des légères diminutions de rendement, bien que non significatives et de l'ordre de 1% lorsqu'on passe d'un débit de 10 L.min⁻¹ à un débit de 16 L.min⁻¹. Toutefois, l'utilisation de pompes fonctionnant à un régime plus élevé (ici 16 L.min⁻¹) entraîne une consommation d'énergie électrique nettement supérieure à celle enregistrée à un débit plus faible (ici de 10 L.min⁻¹). Cette augmentation de la consommation d'énergie n'est pas justifiée, surtout lorsque l'amélioration de l'efficacité n'est que de 1%. Dans le contexte d'un assainissement réel du sol sur une période d'au moins six mois, cette augmentation de la consommation d'énergie n'est pas significative. En effet, le choix du débit optimal est lié à la notion de la vitesse critique de l'air, qui représente la vitesse minimale nécessaire pour garantir une extraction efficace et économique. Même si cette vitesse est dépassée, il n'en résulte pas une amélioration significative de l'efficacité de l'extraction (Boudouch, 2009). En réalité, cette vitesse critique correspond au point où le transfert de masse à travers les pores du matériau est optimal. Dans cette étude, la

vitesse critique est estimée à environ 11,72 cm.s⁻¹ pour le sol 1 et environ 13,32 cm.s⁻¹ pour le sol 2 (Eq I- 1). À un débit de 16 L.min⁻¹, les vitesses interstitielles pour les deux sols sont loin de la vitesse critique (17,33 cm.s⁻¹ pour le sol 1 et 18,24 cm.s⁻¹ pour le sol 2), tandis qu'à un débit de 10 L.min⁻¹, les vitesses interstitielles (10,83 cm.s⁻¹ pour sol 1 et 11,40 cm.s⁻¹ pour le sol 2) se rapprochent de la vitesse critique. Une augmentation de cette vitesse critique ne conduit qu'à de faibles améliorations, tout en augmentant principalement la consommation d'énergie, sans offrir de véritables avantages en termes de rendement du processus d'extraction (Tableau III- 13). L'idéal est d'utiliser un débit correspondant à la vitesse critique de chaque sol. Dans notre étude, le débit idéal correspondant à la vitesse critique est d'environ 10,92 L.min⁻¹ pour le sol 1 et d'environ 11,68 L.min⁻¹ pour le sol 2.

Les conclusions concernant l'influence des débits sur la SVE sont également valables lorsque les polluants et les types de sol sont différents.

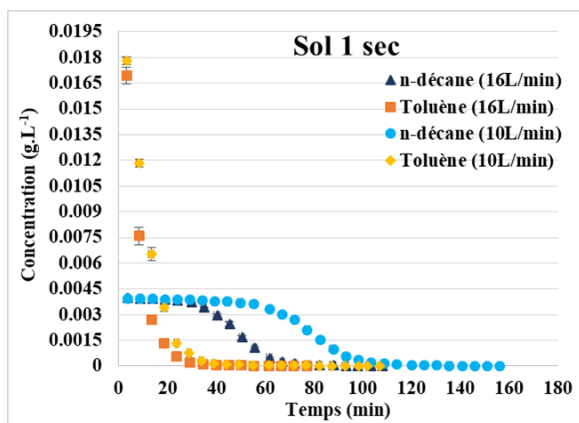
Tableau III- 13: Rendement d'extraction SVE pour le sol 1 sec des polluants en situation de mono et double

Débit d'extraction	Sols	n-décane extrait (g)	Rendement % (n-décane)	Toluène extrait (g)	Rendement % (toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,180	93,25 ± 0,99	2,823	89,6 ± 0,55
	Sol 2 sec	3,093	89,04 ± 1,27	2,827	84,6 ± 1,42
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,153	94,21 ± 0,18	2,892	90,7 ± 0,15
	Sol 2 sec	3,285	92,53 ± 0,69	2,827	84,6 ± 1,16

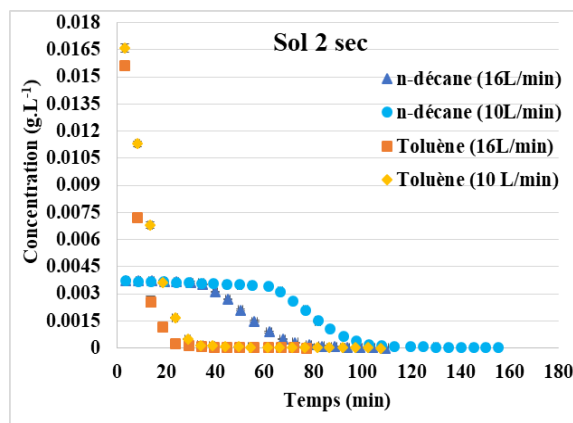
Les mêmes observations précédentes (paragraphe III-1 et III-2) sont aussi observées pour le débit de 16 L.min⁻¹, ce sont donc des phénomènes indépendants du débit d'extraction.

❖ Le cas de double pollution

La figure III-9 présente les courbes d'extraction de n-décane et toluène en situation de double pollution à des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹ pour les sols sec 1 et 2. Les observations et interprétations concernant l'effet du débit sur les courbes d'extraction des mono-polluants s'appliquent de manière similaire à l'extraction des double-polluants.



a- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec



b- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec

Figure III- 13 : Courbes d'extraction des doubles-polluants (n-décane et toluène) lors la SVE à un débit de 10 et 16 L.min⁻¹ pour les deux sols secs (1 et 2).

Même en situation de double-pollution, plus on augmente le débit d'air, l'air se renouvelle plus rapidement en évaporant plus de contaminants. Le temps de dépollution va donc diminuer parce que la quantité de la PLNA libre (non piégée dans des endroits non atteints par l'écoulement d'air) va diminuer avec un taux plus élevé (Tableau III- 14).

Tableau III- 14 : Temps de dépollution de n-décane et toluène en situation de mono et double pollution pour les deux sols sec et à deux débits d'extractions

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène
		Mono-pollution (min)		Double-pollution (min)	
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,9	93 ± 0,25	156 ± 0,61	107 ± 0,31
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36	155 ± 0,01	107 ± 0,02
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	126 ± 0,41	68 ± 0,37	106 ± 0,65	77 ± 0,52
	Sol 2 sec	123 ± 0,35	75 ± 0,18	109 ± 0,57	77 ± 0,46

Le tableau III- 15 indique les rendements d'extraction des doubles polluants (n-décane + toluène) pour les deux types de sol sec, avec des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹. Les observations et conclusions formulés antérieurement sur l'influence du débit d'extraction sur la mono-pollution restent valables pour son impact sur la double-pollution.

Tableau III- 15 : Rendement d'extraction des double-polluants (n-décane et toluène) pour les deux sols sec et à deux débits d'extractions

Débit d'extraction	Sols	n-décane extrait (g)	Rendement % (n-décane)	Toluène extrait (g)	Rendement % (toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	2,950	84,45 ± 0,16	1,846	58,0 ± 1,32
	Sol 2 sec	2,817	80,33 ± 0,47	1,759	52,3 ± 0,27
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	2,901	85,33 ± 0,66	1,917	59,3 ± 0,22
	Sol 2 sec	3,016	84,09 ± 0,24	1,759	52,9 ± 0,25

III-4- Influence de la teneur en eau du sol sur la SVE

❖ Le cas de mono-pollution

La Figure III- 14 présente l'impact de la présence d'eau sur la courbe d'extraction, montrant que les concentrations initiales sont plus faibles dans le cas de sol humide que dans les cas de sol sec, en raison d'une quantité totale de contaminant plus faible. L'augmentation de la quantité d'eau à l'intérieur des pores et à la surface des particules de sol entraîne une diminution de la porosité du sol, rendant difficile le passage de l'air à travers le sol (Poulsen et al., 1999). La dissolution du contaminant dans l'eau diminue sa disponibilité pour l'extraction et retarde également son élimination (Fischer et al., 1996 ; Albergaria et al., 2006 ; Mao, 2018). À un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹, il est observé que la phase d'évacuation de la courbe d'extraction du n-décane est de courte durée pour le sol 1 humide par rapport au sol 1 sec, comme illustré dans la figure III- 14. Lors de la préparation du sol, l'étape d'humidification est réalisée avant l'introduction du polluant, ce qui induit la formation d'un film d'eau autour des particules du sol empêchant ainsi la présence de contaminant libre dans la phase gazeuse.

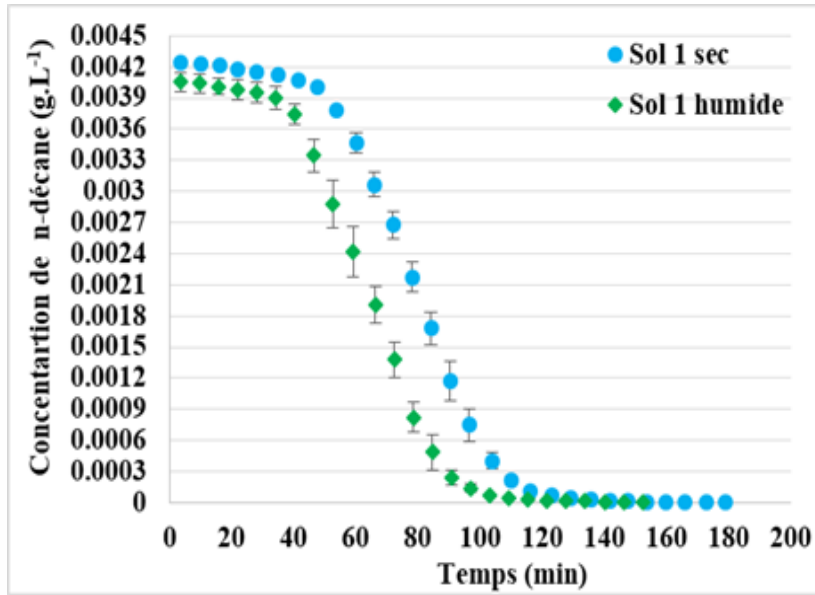
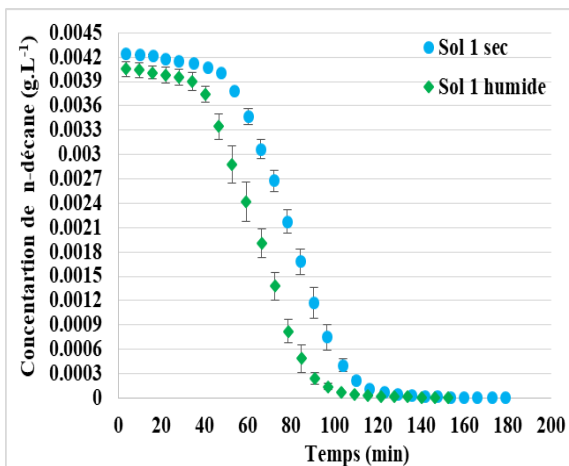
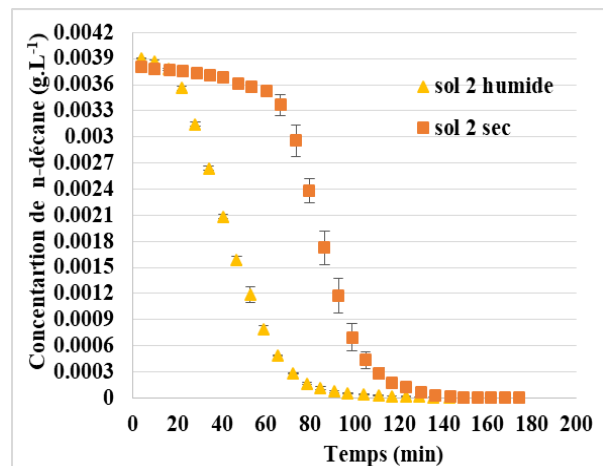


Figure III- 14 : Courbes d'extraction de n-décane pour le sol 1 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

A un débit de 10 L.min⁻¹, on observe que la phase d'évacuation est également de courte durée pour le sol 2 humide (Figure III- 15 (b)). La durée de cette phase est moindre par rapport à celle du sol 1 humide (Figure III- 15). Les molécules d'eau s'adsorbent plus facilement à la surface de l'argile que les hydrocarbures, cela s'explique par la polarité des molécules d'eau, qui est généralement plus élevée que celle des hydrocarbures. Si la teneur en eau du sol augmente, le taux de volatilisation des hydrocarbures adsorbés à la surface du milieu solide augmente également (Kang et al., 2023).



a- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

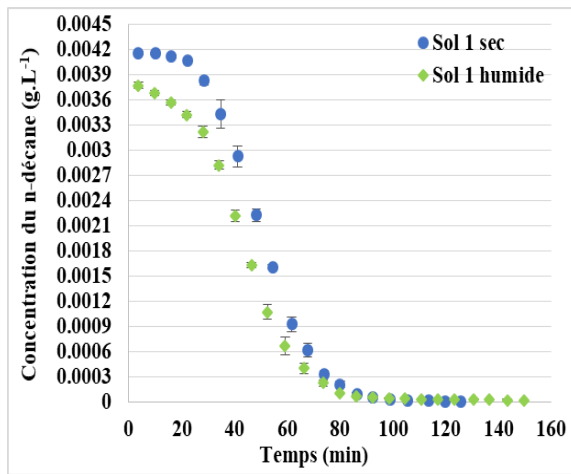


b- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

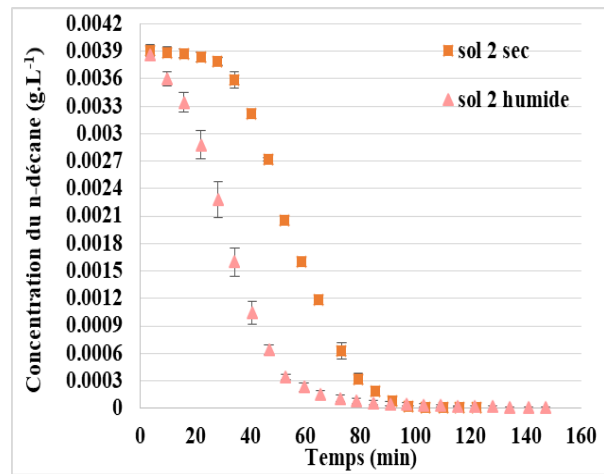
Figure III- 15 : Courbes d'extraction de n-décane pour les deux sols secs et humides à un débit de 10 L.min⁻¹

Dans les sous-figures (a) et (b) de la Figure III- 16, on constate que la phase d'évacuation est absente pour les deux sols humides à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹, contrairement aux sols

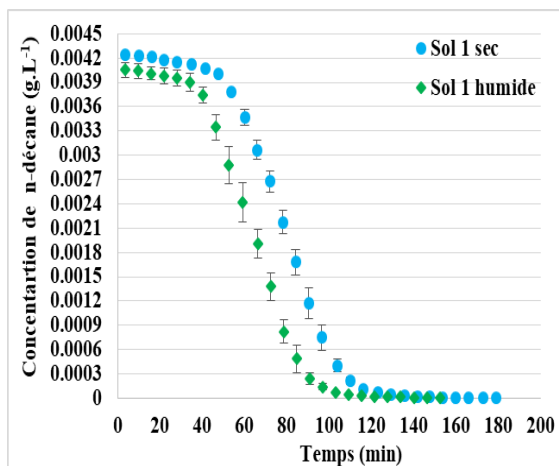
secs. Cela est peut-être attribué au fait que la présence d'eau perturbe l'évaporation naturelle des COVs en plus de l'influence du débit d'extraction comme déjà expliqué dans le Paragraphe III- 3.



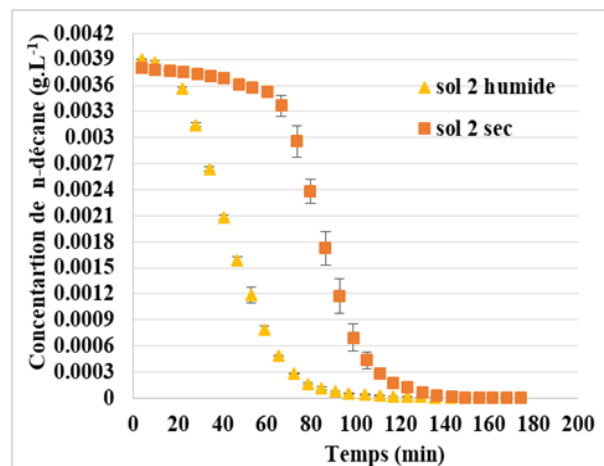
a- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



b- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



c- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

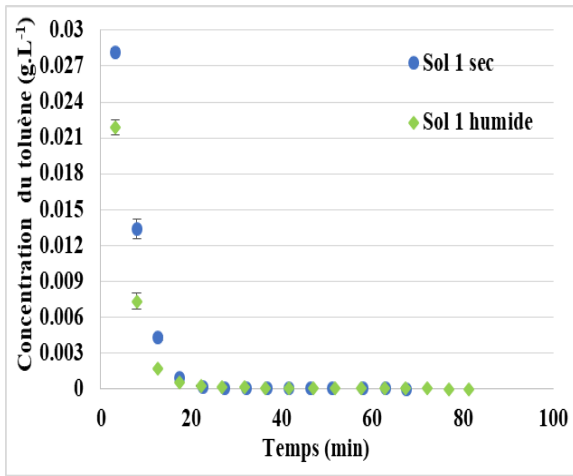


d- Concentration du n-décane extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

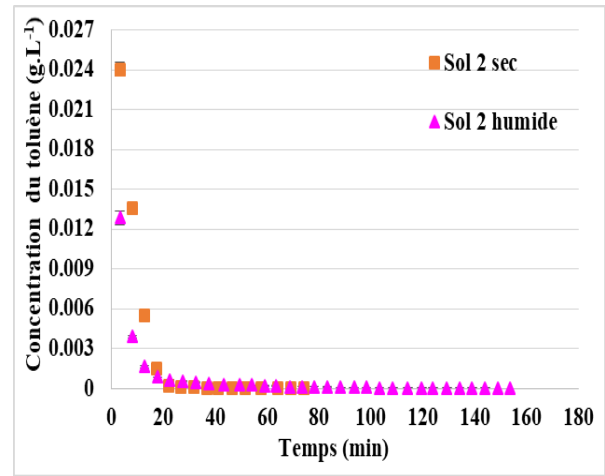
Figure III- 16: Courbes d'extraction de n-décane pour les essais SVE (Comparaison entre sols secs et humides)

Les résultats, qui expriment l'influence de la teneur en eau sur la SVE, sont similaires pour les deux COV testés (n-décane et toluène). Les courbes de concentration pour le sol humide ont presque la même forme que pour le sol sec (Figure III- 17). Cependant, la phase d'évacuation initiale est absente. Le toluène, grâce à sa pression de vapeur élevée, a une forte tendance à se vaporiser dans un premier temps, ce qui entraîne une réduction rapide de sa concentration sans passer par la phase d'évacuation (Paragraphe III- 1). En plus, l'augmentation de la quantité d'eau

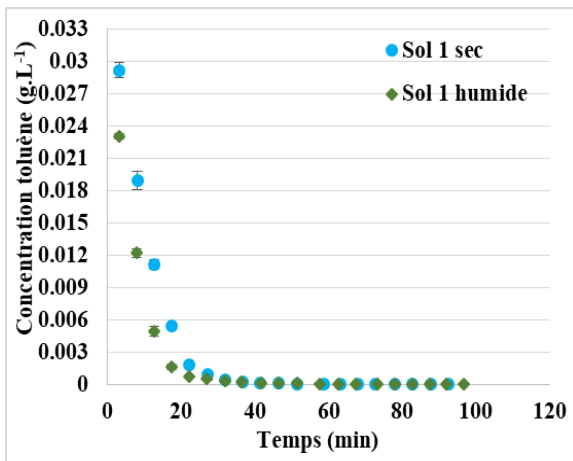
réduit l'espace vide et favorise sa volatilisation avant d'entamer l'extraction (Tableau III- 1 plus haut).



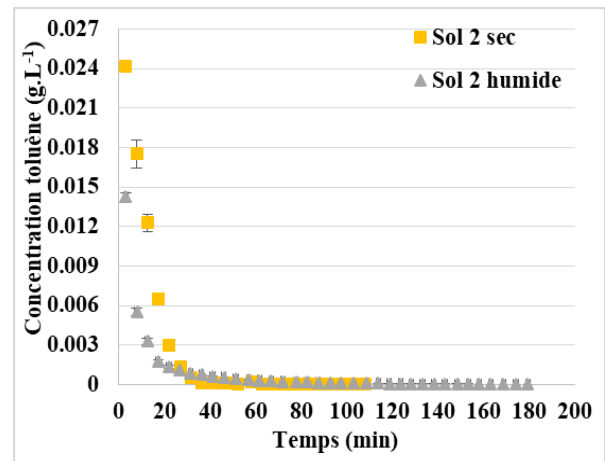
a- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



b- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



c- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹



d- Concentration du toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

Figure III- 17: Courbes d'extraction de toluène pour les essais SVE (Comparaison entre sols secs et humides)

Selon les données du Tableau III- 16, on constate que le temps nécessaire à la dépollution du toluène est plus étendu dans tous les sols humides par rapport aux sols secs. Cette différence peut être expliquée par la solubilité, qui est la capacité d'une substance à se dissoudre dans l'eau. Lorsque le polluant a une solubilité significative dans l'eau, sa dissolution diminue la disponibilité du contaminant pour l'extraction, retardant l'élimination du contaminant et rendant le processus plus long, diminuant par conséquent son efficacité. Fischer et al. (1996) ont réalisé des expériences

dans des sols contaminés par du toluène et ils ont conclu qu'avec un sol sec, une efficacité de 97 % était obtenue avec une dépollution de 25 h, alors qu'avec un sol humide de caractéristiques similaires, l'efficacité n'était que de 72 % après 70 h.

Il est observé que le temps de dépollution du toluène dans le sol 2 humide est plus long que celui du n-décane. Le toluène étant plus soluble dans l'eau que le n-décane, sa présence dans le sol 2 humide (contenant 5% de kaolin) pourrait entraîner sa persistance et son adsorption dans le sol pendant une période plus longue lors de la SVE. L'eau présente dans le sol peut se lier au toluène par des interactions hydrophiles, ce qui diminue sa volatilité et sa mobilisation vers la phase gazeuse. Cela rend l'extraction du toluène plus difficile et prolonge le temps nécessaire pour le retirer complètement du sol. Par contre, le n-décane, étant moins soluble dans l'eau, peut-être plus facilement extrait lors de la SVE dans le même type de sol humide, car il est moins retenu par l'eau et a donc une plus grande tendance à se volatiliser. En plus, Le toluène, avec sa constante de Henry plus petite par rapport à celle du n-décane, peut avoir une évaporation moins efficace et donc rester plus longtemps dans la phase liquide.

Tableau III- 16 : Temps de dépollution du n-décane et toluène en situation de mono-pollution

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane (min)	Temps de dépollution de toluène
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,9	93 ± 0,25
	Sol 1 humide	152 ± 0,35	97 ± 0,68
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36
	Sol 2 humide	150 ± 0,36	180 ± 0,34
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	126 ± 0,41	68 ± 0,37
	Sol 1 humide	150 ± 0,05	81 ± 0,05
	Sol 2 sec	123 ± 0,35	74 ± 0,18
	Sol 2 humide	147 ± 0,69	154 ± 0,18

Le rendement d'extraction de la SVE est inversement proportionnel à la teneur en eau (Tableau III- 17). Ces résultats s'expliquent par le fait que l'augmentation de la teneur en eau du sol diminue à la fois la porosité et la perméabilité à l'air du sol, et par conséquent, diminue la mobilité du contaminant. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés par Mao et al., (2018). La présence d'eau diminue la surface interfaciale entre la phase liquide non aqueuse et la phase gazeuse, réduisant le transfert de masse entre ces deux phases (Amin et al, 2014 ; Kacem et al, 2017).

Albergaria et al., (2006) ont démontré également que lorsque la teneur en eau est élevée, le sol devient moins perméable à l'air, ce qui influence négativement le processus de dépollution, le rendant moins efficace, plus long et donc plus coûteux.

Dans le sol humide, l'eau présente dans le sol entrave le contaminant d'être libéré, diminue le coefficient de transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse et réduit ainsi la surface interfaciale entre ces deux phases. Dans le sol sec, le phénomène de mouillage est absent, le contaminant a plus d'espace pour se déplacer. Cela signifie que la quantité de contaminant récupérée est plus importante dans les sols secs, où le polluant est facilement libéré par les particules du sol. Shi et al (2021) ont également montré que le taux d'élimination du contaminant diminue avec l'augmentation de la teneur en eau.

À un débit de 10 L.min^{-1} , le rendement d'extraction du n-décane et du toluène est de 76,26 % et 65,46 % respectivement (Sol 1 humide), et de 54,17 % et 53,94 % pour le sol 2 humide. À un débit de 16 L.min^{-1} , le rendement d'extraction du sol partiellement saturé diminue pour le Sol 1 et le Sol 2 à environ 77,16 % et 63,69 % respectivement, pour le n-décane, et à environ 66,23 % (Sol 1) et 56,89 % (Sol 2) pour le toluène (Tableau III- 17). On remarque que la diminution du rendement d'extraction est plus importante pour le Sol 2 humide par rapport au Sol 1 humide, cela est dû à la texture du sol qui affecte le mouvement du gaz dans le sol. En plus, l'eau présente dans le sol 2 humide a été adsorbée à la surface de l'argile et a inhibé plus facilement la fixation du contaminant sur le sol par rapport au sol 1 humide. En outre, le polluant dissous dans l'eau est adsorbé à la surface de l'argile, ce qui rend l'extraction plus difficile et réduit le rendement global. Pour le sol 1, en raison de l'absence d'adsorption de l'eau et de la contamination, l'eau fixée à la surface du sable a un effet moins important sur la rétention des contaminants sur le sol.

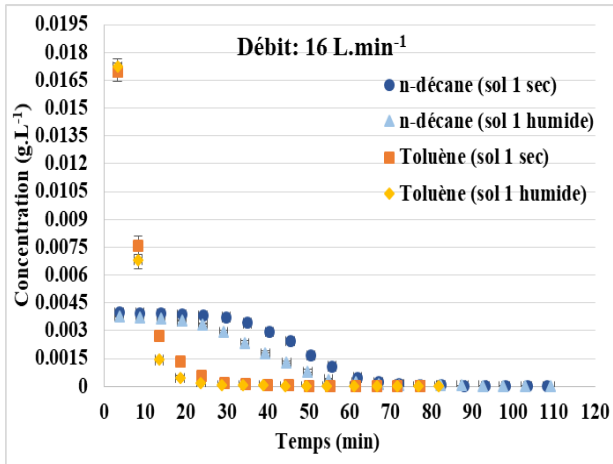
Tableau III- 17 : Rendement d'extraction de n-décane et toluène en situation de mono-pollution pour des différents tests

Débit d'extraction	Sols	Masse de n-décane extrait (g)	Rendement % (n-décane)	Masse de toluène extrait (g)	Rendement % (toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,180	93,25 ± 0,99	2,823	89,60 ± 0,55
	Sol 1 humide	2,471	76,26 ± 1,79	1,763	65,40 ± 0,27
	Sol 2 sec	3,093	89,04 ± 1,27	2,827	83,00 ± 1,42
	Sol 2 humide	1,618	54,17 ± 0,15	1,368	53,90 ± 0,89
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,153	94,21 ± 0,18	2,892	90,70 ± 0,15
	Sol 1 humide	2,531	77,16 ± 0,22	1,905	66,20 ± 0,82
	Sol 2 sec	3,285	92,53 ± 0,69	2,827	84,60 ± 1,16
	Sol 2 humide	1,860	63,69 ± 1,01	1,485	56,90 ± 1,40

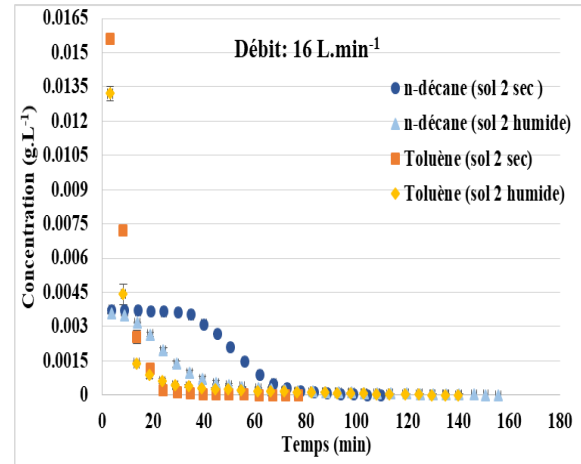
❖ Le cas de double-pollution

Contrairement à l'extraction du n-décane seul, où la phase d'évacuation est absente en présence d'eau, on observe que dans le cas de la double-pollution, la phase d'évacuation est présente même lorsque le sol est humide, et ce, pour les deux débits d'extraction. Cependant, cette phase d'évacuation est caractérisée par une durée plus courte par rapport aux sols secs. Cette observation s'explique par la compétition induite par la présence de toluène, ce qui entraîne un ralentissement de l'extraction du n-décane et une prolongation de la phase d'évacuation. Même en présence d'eau dans les sols, cette compétition maintient la phase d'évacuation du n-décane, bien que sa durée soit réduite par rapport aux sols secs. En somme, la présence de toluène crée des interactions qui modifient la dynamique de l'extraction du n-décane, ce qui se reflète dans les courbes d'extraction observées. La réduction de la durée de la phase d'évacuation en sols humides est expliquée précédemment (Figure III- 18).

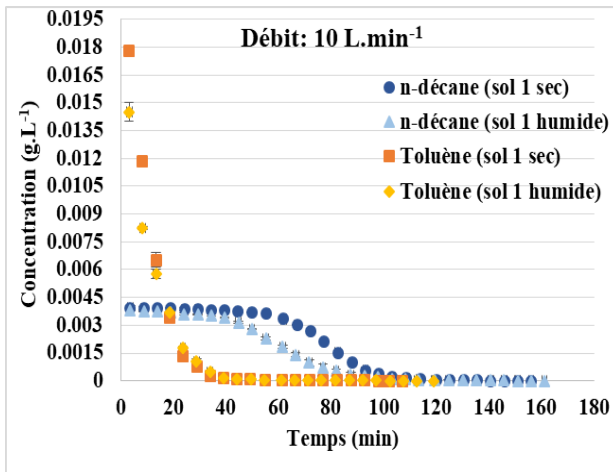
Pour le toluène, les observations identiques notées en situation de mono-pollution restent applicables en cas de double pollution.



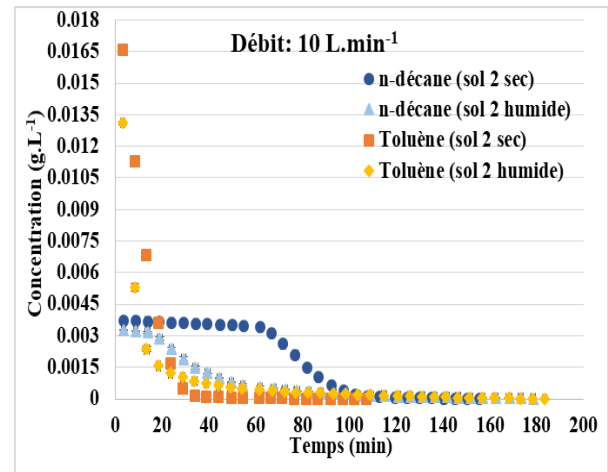
a- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



b- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



c- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 1 sec et humide à un débit de 16 L.min⁻¹



d- Concentration du n-décane et toluène extrait en fonction du temps pour le sol 2 sec et humide à un débit de 10 L.min⁻¹

Figure III- 18: Courbes d'extraction de double-polluants extraits pour les essais SVE (Comparaison entre sols sec et humide)

Il est observé que le processus de dépollution du n-décane et du toluène en cas de double pollution prend plus de temps dans des sols humides que dans des sols secs, cette tendance étant plus prononcée dans le cas du sol 2. La présence d'argile facilite l'adsorption de l'eau et des contaminants, ce qui entraîne une extraction plus lente de ces substances du sol.

Les conclusions établies en mono-pollution restent valables dans le cas de la pollution double.

Tableau III- 18 : Temps de dépollution SVE de n-décane et du toluène à 10 et 16 L.min⁻¹

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène
		Mono-pollution (min)		Double-pollution (min)	
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	179 ± 0,9	93 ± 0,25	156 ± 0,61	107 ± 0,31
	Sol 1 humide	152 ± 0,35	97 ± 0,68	162 ± 0,75	119 ± 0,21
	Sol 2 sec	174 ± 0,05	108 ± 0,36	155 ± 0,01	107 ± 0,02
	Sol 2 humide	150 ± 0,36	180 ± 0,34	178 ± 0,71	183 ± 0,82
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	126 ± 0,41	68 ± 0,37	106 ± 0,65	77 ± 0,52
	Sol 1 humide	150 ± 0,05	81 ± 0,05	110 ± 0,10	82 ± 0,05
	Sol 2 sec	123 ± 0,35	74 ± 0,18	109 ± 0,57	77 ± 0,45
	Sol 2 humide	147 ± 0,69	154 ± 0,18	156 ± 0,08	140 ± 0,42

Comme déjà noté dans le cas de la mono-pollution, Le rendement d'extraction diminue de manière significative pour les sols humides, tant pour le sol 1 que pour le sol 2. À un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹, les rendements de n-décane sont réduits à environ 71,11 % pour le sol 1 humide et à 51,25 % pour le sol 2 humide. De même pour le toluène, les taux d'extraction chutent à 51,39 % (sol 1 humide) et à 50,10 % (sol 2 humide). Cette tendance à la baisse est également observée à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹, où les taux d'extraction du n-décane atteignent environ 75,54 % pour le sol 1 humide et 60,98 % pour le sol 2 humide. De manière similaire, pour le toluène, les taux d'extraction sont d'environ 52,76 % (sol 1 humide) et 50,93 % (sol 2 humide). Les interprétations ont déjà été fournies lors de l'étude de l'influence de l'humidité sur la mono-pollution.

Tableau III- 19: Rendement d'extraction des double-polluants (n-décane et toluène) des différents tests

Débit d'extraction	Sols	n-décane extrait (g)	Rendement (n-décane)	Toluène extrait (g)	Rendement (toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	2,950	84,45 %	1,846	58,0 %
	Sol 2 sec	2,817	80,33 %	1,759	52,3%
	Sol 1 humide	2,233	71,11 %	1,578	51,4 %
	Sol 2 humide	1,303	51,25 %	1,406	50,1 %
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	2,901	85,33 %	1,917	59,3 %
	Sol 2 sec	3,016	84,09 %	1,759	52,9 %
	Sol 1 humide	2,218	75,54 %	1,637	52,7 %
	Sol 2 humide	1,663	60,98 %	1,511	50,9 %

IV- Essai pilote de la SVE : Approche terrain

IV-1- Introduction

L'intervention sur site s'est déroulée en deux phases distinctes ; la première visait à observer les niveaux de nappe et du flottant à des périodes différentes de l'année, tandis que la seconde consistait à appliquer une opération SVE sur le terrain avec un suivi des concentrations de polluants extraits.

Une première campagne a eu lieu en 2021 avec une observation des niveaux de nappe et du flottant. Une 2^{ème} campagne s'est déroulée en 2022 en utilisant P1 en tant que puits d'extraction, avec une observation des niveaux de nappe et flottant ainsi qu'avec des mesures de la pollution extraite.

IV-2- Etude hydrodynamique

Dans cette campagne, l'objectif des essais d'extraction a été d'évaluer le comportement du milieu via les éléments suivants :

- Définition de la dépression à appliquer par puits ;
- Mesure des débits d'eau et d'air ;
- Mesure des flux de polluants extraits.

Le tableau III- 20 récapitule les conditions de la première campagne d'essais.

Le premier essai sur le puits P1 a eu lieu du 15 au 16 juin 2021. Une remontée a été observée du niveau d'eau au niveau du puits P1 (de -9,5 à -8,3 m). Sur les différents puits de contrôle, une baisse du niveau d'eau a été mesurée au droit des puits P3 (de -11,5 à -12 m) et P4 (de -9,2 à -10,2 m). Les autres puits ont maintenu un niveau stable. Une légère augmentation de l'épaisseur de flottant a été observée au droit des puits P2, P3 et P4-B. L'apparition d'une phase flottante au droit du puits P4 a été constatée.

Le deuxième essai sur P1 a été mené sur une période de 15 jours, du 15 au 30 juillet 2021. Pendant les premiers jours de l'essai (du 15 au 16 juillet), les niveaux d'eau dans les différents puits de contrôle sont restés stables. Entre le 16 et le 19 juillet 2021, une augmentation du niveau d'eau a été observée dans certains puits (P2, P3 et P4), ce qui pourrait être attribuable aux précipitations sur le site les 15 et 16 juillet. L'épaisseur de flottant est restée constante sur l'ensemble des puits sauf au droit du puit P4. Initialement de 1 à 2 mètres, cette épaisseur a diminué après le 16 juillet et n'était plus présente à la fin de l'essai.

L'essai sur P0, réalisé du 30 septembre au 1er octobre 2021, n'a montré aucune interaction significative avec les différents puits de contrôle. Tous les niveaux (eau et flottant) sont demeurés constants pendant l'essai.

Le dernier essai d'extraction au niveau de P0, effectué le 26 janvier 2022, n'a pas présenté d'interactions majeures avec les différents puits de contrôle, et tous les niveaux (eau et flottant) sont demeurés constants tout au long de l'essai.

Il est important de noter que les essais de courte durée, d'une ou deux journées, ne permettent pas d'observer les modifications des niveaux d'eau et de l'épaisseur de la phase flottante. Au cours de cette campagne, aucune analyse des polluants à la sortie n'a été effectuée, celle-ci étant plutôt réalisée lors de la deuxième campagne d'essais.

Tableau III- 20 : Conditions de la première campagne d'essais

Dates	Puits d'extraction	Débit d'extraction	Dépression	Etat initiale
15/06/2022 - 16/06/2021	P1	2.7 Nm ³ /h	760 mbar.	Présence d'une phase flottante au droit des puits P3 (2,5 m), P3 (2,2 m) et P4-B (0,78 m).
15/07/2021 - 30/07/2021	P1	4.2 Nm ³ /h	700 mbar.	Présence d'une phase flottante au droit des puits P3 (2,5 m) ; P2 (2.4 m) ; P4 (1,36 m) et P4-B (0.8 m).
30/09/2021 - 01/10/2021	P0	30 Nm ³ /h	500 mbar.	Présence d'une phase flottante au droit des puits P3 (2,5 m) ; P2 (2,2 m) et P4-B (0,78 m).
26/01/2022	P0	63 Nm ³ /h, 76 Nm ³ /h et 90 Nm ³ /h	200 mbar	Présence d'une phase flottante au droit des puits P3 (2,5 m) ; P2 (2,2 m) et P4-B (0,78 m).

IV-3- Evolution de la pression au cours de la SVE

L'objectif de l'essai SVE sur site est d'évaluer le comportement du milieu en mesurant la hauteur de l'eau, des hydrocarbures et la dépression au niveau du puits d'extraction, ainsi que les concentrations des COV extraits. La dépression appliquée par la pompe dans le pilote induit une aspiration des phases gaz. Le débit d'extraction est constant, atteignant environ 100 m³.h⁻¹. Lors de l'application de la dépression pour l'extraction, la courbe obtenue présente une similitude avec les courbes de dépression enregistrées en laboratoire en ce qui concerne leur évolution dans le temps. En outre, l'hétérogénéité du sol n'a pas un impact significatif sur la pression. Cela veut dire

que la pompe fonctionne de manière efficace et maintient la dépression requise malgré les variations dans la composition du sol. En effet, la pompe fonctionne en maintenant un débit constant et ajuste la pression pour assurer la stabilité du débit. Cette pression varie en fonction de la résistance rencontrée dans le sol (Figure III- 19).

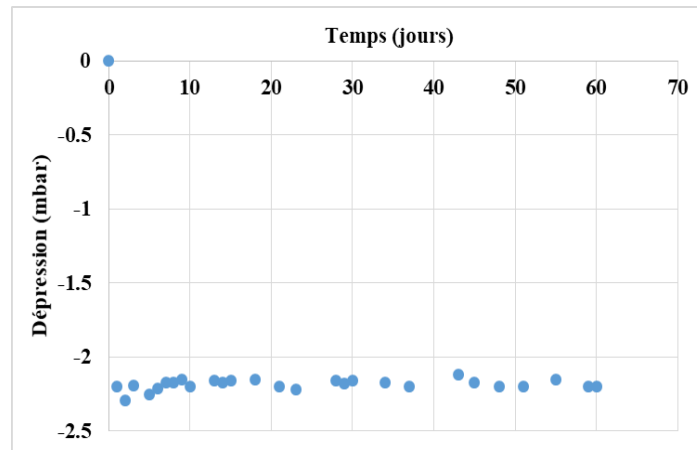


Figure III- 19: Dépression au niveau de P1 en fonction du temps

IV- 4- les niveaux piézométriques de l'eau et des hydrocarbures au cours de la SVE

La Figure III- 20 affiche les niveaux piézométriques de l'eau et des hydrocarbures dans le puits d'extraction P1 sur une période de deux mois. Pendant cette période, les niveaux piézométriques dans les puits n'ont pas énormément changé. Le niveau de la nappe phréatique est passé de 10,53 m à 10,90 m en profondeur. En ce qui concerne les hydrocarbures, leur niveau a également légèrement diminué, passant de 10,20 m à 10,10 m. Lors l'extraction des polluants, le flux d'air appliqué favorise l'évaporation des polluants présents dans le sol, Cela a pour effet de libérer les pores du sol, créant ainsi un espace vide. Dans ce contexte, les polluants à l'état liquide peuvent remonter par capillarité pour remplir ces espaces nouvellement vides.

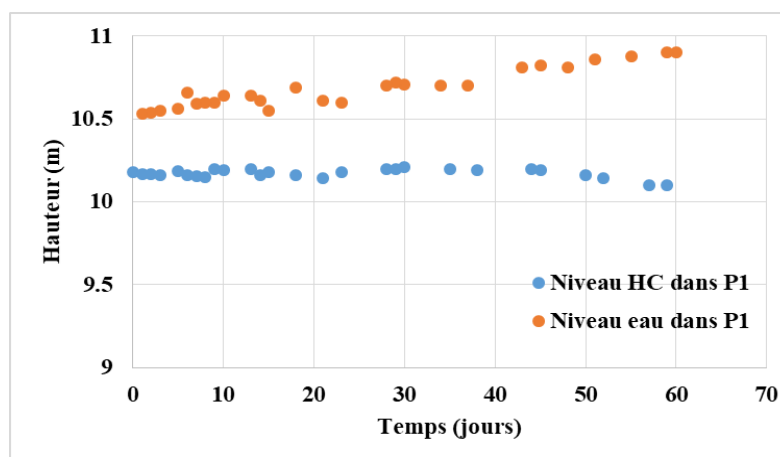


Figure III- 20: Évolution des hauteurs HC (Hydrocarbures) et d'eau du puit P1

IV-4- Evolution de la concentration au cours de la SVE

L'évolution de la concentration en composés organiques volatils (COV) nous permet d'évaluer le rendement du système d'extraction. Une diminution progressive des COV extraits au fil du temps est due probablement à une réduction des hydrocarbures dans la zone vadose. Au cours de l'opération SVE, la concentration a chuté de 165 ppm à 50 ppm sur une période d'environ 60 jours de fonctionnement continu (24 heures sur 24), comme illustré dans la figure III- 21 :

1- Libération initiale des polluants gazeux - Evacuation de la PLNA

- Premiers jours (0 à 6) :

Au début de l'extraction sous pression réduite, le flux de gaz chasse la phase gazeuse qui était en équilibre depuis longtemps avec les autres phases du sol. Cela crée un déséquilibre initial, favorisant la libération des hydrocarbures piégés sous forme gazeuse dans les pores du sol. Cette libération initiale conduit à une augmentation significative de la concentration en polluants, atteignant un pic de 160 ppm.

- 6 jours à 12 jours :

Après l'atteinte du pic, la concentration en hydrocarbures diminue à 130 ppm. Cela indique que la majeure partie des hydrocarbures facilement extractibles a été éliminée du sol. Pendant cette période, la concentration reste quasi constante.

2- Évaporation de la PLNA (12 jours à 40 jours) :

Le déséquilibre créé lors de l'étape précédente entre la phase gazeuse et les autres phases favorisent l'évaporation des hydrocarbures présents dans le sol. A $t = 18$ jours, On observe l'apparition d'un second plateau dans la courbe d'extraction, suivi d'une descente, contribuant à une diminution progressive de la concentration en hydrocarbures jusqu'à 50 ppm à mesure que l'extraction continue. La présence d'un deuxième palier peut être expliquée par une libération d'une quantité non négligeable de polluants qui était peut-être piégé dans le sol en raison de sa composition différente (Chapitre II- paragraphe V- 2).

3- Diffusion de la PLNA (40 jours à 60 jours) :

Au fur et à mesure que les zones d'écoulement préférentiel des gaz se dépolluent, la diffusion devient le mécanisme limitant du transfert des polluants. Cela signifie que les hydrocarbures restants, tels que ceux dissous dans la phase aqueuse, adsorbés sur la phase solide ou piégés dans les petits pores peu accessibles au flux gazeux, sont extraits très lentement. Cette phase finale peut être prolongée en raison de la complexité de l'élimination de ces résidus de polluants.

L'évolution de la concentration des hydrocarbures pendant la dépollution d'un site réel suit une allure caractéristique, qui rappelle fortement les tendances observées lors d'expériences SVE exploitées en laboratoire (Figure III- 4). Cette similitude montre que les mécanismes de dépollution en jeu sur le site réel sont compatibles avec ceux observés dans le laboratoire. Cette constatation renforce la validité des résultats obtenus sur le site réel et souligne l'efficacité du processus de dépollution, en particulier en ce qui concerne l'élimination des polluants gazeux du sol.

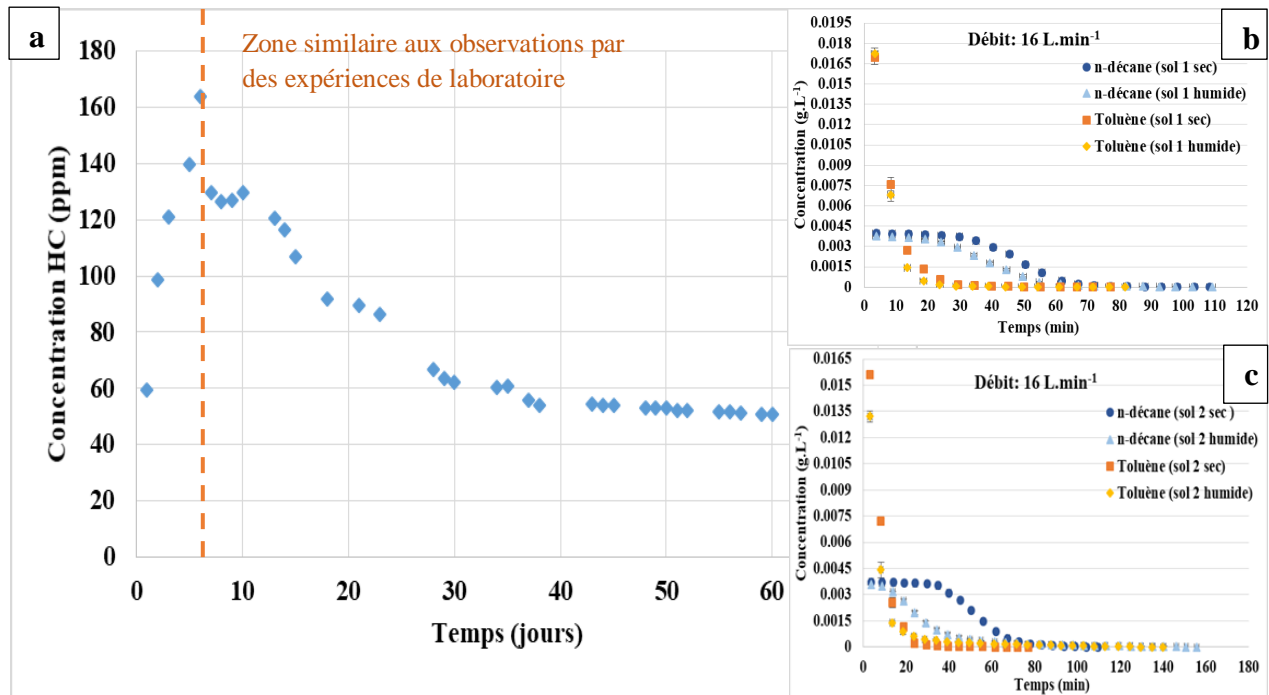


Figure III- 21 : Evolution de la concentration des hydrocarbures en fonction du temps au cours de la SVE (comparaison au labo) (a : Expérience SVE terrain, b : Expérience SVE en laboratoire des double polluants pour le sol 1, c : Expérience SVE en laboratoire des double polluants pour le sol 2)

Dans cette étude, la concentration des COV pendant la SVE sur un site réel est représentée comme une moyenne aléatoire des différentes familles de COV. On peut penser que certains polluants peuvent commencer à être extraits dès le début ($t = 0$), tandis que d'autres le sont à des moments ultérieurs pendant l'extraction. En laboratoire, le n-décane et le toluène sont utilisés comme doubles polluants. Ces composés sont caractérisés par des propriétés physico-chimiques distinctes. Cette sélection permet d'obtenir des concentrations initiales différentes et des profils de courbe de concentration variés au fil du temps. L'utilisation de ces composés connus avant l'expérimentation améliore le contrôle des conditions expérimentales et permet de comprendre comment différents types de polluants réagissent à la SVE.

L'observation clé est que le toluène, dans une colonne unidirectionnelle (1D), ne présente pas de phase d'évacuation, contrairement aux observations antérieures dans une configuration en 3D

(Boudouch et al, 2016). En revanche, le n-décane, même dans une colonne 1D, manifeste une première phase d'évacuation. Ces observations complètent les conclusions des recherches antérieures de Boudouch et al. (2016), indiquant que l'utilisation exclusive de colonnes unidirectionnelles n'est pas appropriée pour reproduire fidèlement les systèmes réels d'extraction sous pression réduite (SVE) lorsque le polluant présente des similitudes avec le toluène. Les résultats de cette étude démontrent que, pour des polluants tels que le n-décane, l'utilisation d'une colonne 1D peut offrir une représentation appropriée des conditions du site. Ainsi, il est suggéré que, dans des cas spécifiques, la colonne 1D peut reproduire de manière satisfaisante les observations faites sur le terrain, en particulier en tenant compte du type particulier de polluant considéré.

Bien que l'analyse soit basée uniquement sur la comparaison des allures des courbes, on peut identifier dans le cas d'expérience en laboratoire et dans le cas du site que la concentration constante des polluants extraits est plus courte dans le temps lorsqu'on est dans le cas d'un sol qui n'est pas à 100% sable. La 2^{ème} partie de la courbe montre une pente de descente plus faible lorsque le milieu contient de l'humidité, ce qui peut être similaire à la courbe obtenue dans le cas de l'extraction sur site.

Par conséquent, on peut conclure qu'une « expérience modèle » visant à reproduire la SVE sur terrain est plus efficace en présence d'un sol qui ; (1) comporte différentes granulométries tout en respectant la perméabilité minimale pour l'application de la SVE, (2) contient une pollution de multi-composés avec une présence de polluants stables et (3) présente un taux d'humidité minimal.

V- Conclusion

Dans ce chapitre, des essais hydrodynamiques ont été réalisés pour appréhender et établir le profil de fonctionnement de la colonne 1D en SVE. Ces essais ont confirmé la reproductibilité des débits d'extraction, de dépression appliquée et de potentiel hydrique. Il a été constaté que la SVE déplace l'eau mobile dans le sable à haute saturation. Lors de la première application, le séparateur gaz-liquide contenait des quantités d'eau correspondant respectivement à 6,99%, 1,9% et 0% des échantillons initiaux contenant 13%, 9% et 4,7% d'eau pour le sol 1. La comparaison de l'évolution de la teneur en eau en fonction de la profondeur de la colonne montre que les points les plus éloignés du point d'extraction s'assèchent plus rapidement. La teneur en eau de 13 % a eu un comportement différent par rapport aux autres teneurs en eau sur les deux sols. Par conséquent, l'étude a montré que la SVE avait un impact sur l'évaporation de l'eau en plus du contaminant contenu dans le sol. D'autre part, la présence d'argile diminue l'évaporation de l'eau pendant

l'extraction en raison de la rétention d'eau, comme le montre le bilan de masse de l'eau sur le sol à la fin de l'extraction.

Ce chapitre montre que la présence d'argile dans le sable permet une plus grande rétention des contaminants par rapport à un sol sablonneux. Lors de la préparation des échantillons, une perte d'environ 8,058 % et 2,472 % de n-décane a été observée pour le sol 1 et le sol 2 respectivement. Pour le toluène, la perte de masse mesurée est de 12,472 % pour le sol 1 sec et de 8,241 % pour le sol 2 sec. Cela peut s'expliquer par le phénomène d'adsorption. Les résultats ont montré que les pertes de masse du toluène sont plus élevées que celles du n-décane en raison de l'évaporation rapide du toluène due à sa pression de vapeur plus élevée.

Les courbes de concentration des contaminants pour le gaz extrait en situation mono et double pollution sont influencées par la nature du polluant, le débit d'extraction, la composition du sol et le degré de saturation en eau.

Le temps d'extraction le plus rapide (92,5 min) a été obtenu pour les expériences SVE appliquées aux sols contenant du toluène (pression de vapeur plus élevée), tandis que le temps d'extraction le plus lent (179 min) a été observé pour les sols contenant du n-décane (pression de vapeur plus faible). Cette tendance se maintient même en cas de double pollution, où les deux composés coexistent dans le sol. Le toluène conserve sa capacité à s'évaporer plus rapidement, ce qui se traduit par des temps d'extraction plus courts pour le toluène, même en présence du n-décane.

A un débit de $16 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, le gaz d'extraction traverse plus rapidement le sol contaminé, entraînant une évacuation plus rapide du n-décane. En revanche, avec un débit d'extraction de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, le gaz d'extraction prend plus de temps à traverser le sol et extraire le n-décane, ce qui entraîne une évacuation plus lente du polluant des pores du sol. Un débit d'extraction plus élevé accélère le processus d'évacuation, tandis qu'un débit plus bas ralentit le processus. Dans ce travail, des diminutions légères et non significatives du rendement, d'environ 1%, en passant d'un débit de $16 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ à un débit de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ont été obtenues. L'utilisation d'un débit élevé entraîne une consommation d'énergie importante sans apporter d'amélioration significative, ce qui souligne l'importance de déterminer la vitesse critique de l'air pour chaque type de sol et d'optimiser le débit d'extraction en conséquence. La vitesse critique estimée dans cette étude est d'environ $11,72 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour le sol 1 et d'environ $13,32 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour le sol 2. Ces vitesses sont nettement inférieures aux vitesses interstitielles calculées pour une extraction à débit de $16 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($17,33 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour sol 1 et $18,24 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour sol 2) mais sont plus proches des vitesses interstitielles correspondant à un débit de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ($10,83 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour sol 1 et $11,40 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour sol 2). L'extraction à des vitesses plus élevées que cette valeur critique n'améliore plus le taux de transfert de masse des polluants vers la phase gazeuse.

L'étude a montré que la phase initiale d'élimination de n-décane nécessitait plus de temps pour les sols contenant de l'argile (60,31 min) que pour les sols sablonneux (47,51 min) à un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹. Cette observation est étayée par le fait que la perméabilité à l'air du sol est fortement influencée par la distribution de la taille des particules et le phénomène d'adsorption du contaminant sur la surface de l'argile.

Pour les sols humides, la phase d'évacuation initiale était absente dans le cas de l'extraction de n-décane en mono-pollution, et réduite lors de son extraction en présence de toluène, ce qui peut être attribué au fait que la présence d'eau perturbe l'évaporation naturelle du contaminant. L'humidité réduit le transfert de masse entre PLNA et la phase gazeuse, ce qui affecte négativement le rendement d'extraction. Ces résultats s'expliquent par le fait que l'augmentation de la teneur en eau du sol diminue à la fois la porosité effective et la perméabilité du sol, et par conséquent, la mobilité du contaminant et rend le processus de dépollution efficace.

Les taux d'extraction du n-décane et du toluène en situation de double pollution sont nettement inférieurs à leurs taux d'extraction en situation de mono-pollution. Cette réduction significative du taux d'extraction en cas de double pollution montre que la présence simultanée de ces deux polluants a un impact négatif sur l'efficacité de la méthode d'extraction par SVE. Il est à noter que la plupart des sites pollués présentent une pollution par multi composés, ainsi les études SVE sur mono composés ne peuvent être représentatives de l'approche terrain.

Les essais d'extraction sur terrain montrent clairement que l'allure de la courbe de concentration obtenue sur site réel correspond aux expériences en laboratoire utilisant un polluant qui ne s'évapore pas facilement (pression de vapeur faible). Cela confirme la validité des résultats obtenus en laboratoire et souligne l'efficacité du mécanisme d'assainissement pour éliminer les polluants gazeux du sol. Par ailleurs, cela met en évidence l'importance du choix de polluant lors de la mise en place d'une expérience de laboratoire, les polluants sur terrain sont généralement un mélange de composés organiques, principalement influencé par la fraction la plus stable, notamment si l'intervention sur site survient après plusieurs années.

En résumé, cette étude met en évidence l'importance de considérer plusieurs paramètres, tels que la nature du polluant, le débit d'extraction, la nature du sol et la teneur en eau, lors de la planification d'un assainissement par extraction sous pression réduite de sols contaminés pour des COVs.

Chapitre IV : SVE thermiquement améliorée

I- Introduction

L'étude de l'influence de la température sur les processus d'extraction sous pression réduite des polluants dans les sols est d'une importance capitale pour la remédiation des sites contaminés. La température, en tant que variable dynamique, exerce une influence considérable sur divers aspects des processus d'extraction des polluants, modifiant d'une façon significative la manière dont les contaminants se déplacent dans les sols. Plusieurs tests sur l'application de l'extraction thermiquement améliorée T-SVE utilisant différentes approches de chauffage dans des scénarios de laboratoire et sur le terrain à des températures élevées ont été réalisées par le passé. Ce chapitre examine l'impact de la température sur plusieurs paramètres clés, mettant en évidence ses effets sur la mobilisation des contaminants dans les sols. Des facteurs essentiels, tels que la durée du traitement et les caractéristiques du sol, notamment son humidité et sa composition, ont été identifiés comme des éléments clés du processus de décontamination dans le cadre de la T-SVE. Les sols ont été préparés selon la même procédure des expériences de simulation de la SVE conventionnelle. Les colonnes de sol ont été placées dans un four électrique, maintenues à une température constante de 60°C, et la température en temps réel a été acquise par des capteurs de températures (Figure II-9 du chapitre II).

Les objectifs de ce chapitre est : (1) Étudier l'effet de la température égale à 60°C sur les courbes d'extraction, (2) explorer les rôles que jouent la température et les caractéristiques du sol telles que l'humidité et la composition du sol dans l'élimination des contaminants, (3) étudier l'influence de la température sur la dépollution via plusieurs paramètres tels que la viscosité, la pression de vapeur, le coefficient de diffusion, la constante de Henry et le coefficient d'adsorption et (4) évaluer l'efficacité de la décontamination par la T-SVE.

En outre la T-SVE a été appliquée non seulement à la mono-pollution mais aussi en présence de deux polluants.

Dans l'ensemble, ce chapitre offre ainsi une vue assez large de l'impact de la température sur les rendements d'extraction, mettant en évidence les limites des approches conventionnelles de la SVE par rapport à la T-SVE.

II- SVE Thermiquement améliorée (T-SVE)

II-1-Influence de la température sur les courbes d'extraction des mono et des doubles polluants

Afin de pouvoir comparer la T-SVE à la SVE classique nous avons utilisé les mêmes sols secs et humides. Pour rappel les sols utilisés sont le sol 1 composé uniquement de sable HN31, et le sol 2 composé de 95% du sable et 5% d'argile kaolinite. Dans le cas des sols humides, l'humidité utilisée est de 13%. Les quantités de n-décane et de toluène introduites étaient respectivement de 3,650 g et 4,335 g.

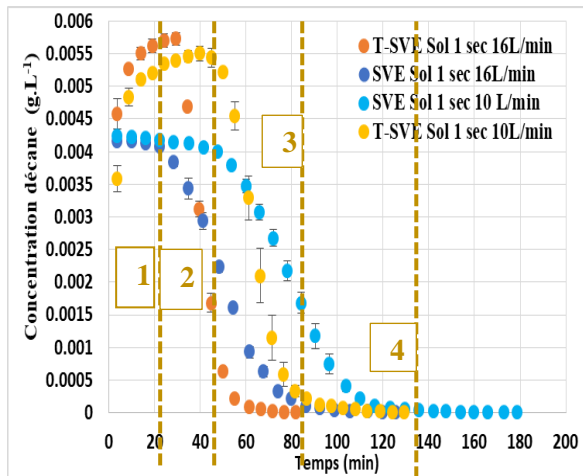
Les courbes IV- 1, IV- 2, IV- 3, IV- 4 et IV- 5 présentées ci-après illustrent les résultats des tests de la SVE thermiquement améliorée, réalisés à une température de four de 60 °C, pour le n-décane et le toluène, dans des conditions de pollution simple et double, soumis à des débits d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹.

Dans le cas de la SVE thermiquement améliorée à une température de 60 °C, la courbe d'extraction de n-décane (en situation de mono et double pollution) passe par quatre étapes (Figure IV- 1(a)). La première étape est caractérisée par une augmentation de la concentration jusqu'à atteindre une concentration maximale. Cette phase correspond à une période transitoire de non-équilibre thermique, marquée par le temps requis pour l'homogénéisation de la température à travers le sol. Elle est favorisée par la libération des contaminants du sol. Ensuite, la courbe entre dans la deuxième étape, qui est la phase d'évacuation. Pendant cette phase, la concentration est presque constante à mesure que le processus d'extraction commence à éliminer les contaminants de la phase gazeuse du sol. La troisième étape est la phase d'évaporation, où la concentration diminue de manière significative avec le temps. Les contaminants volatiles s'évaporent plus rapidement. Enfin, la courbe atteint la quatrième étape, qui est la phase de diffusion. Au cours de cette étape, la concentration extraite devient faible car les contaminants restants sont moins mobiles et plus difficiles à extraire. En comparaison à la SVE classique, il est important de noter que la première étape est particulièrement amplifiée dans la T-SVE (figure IV- 1).

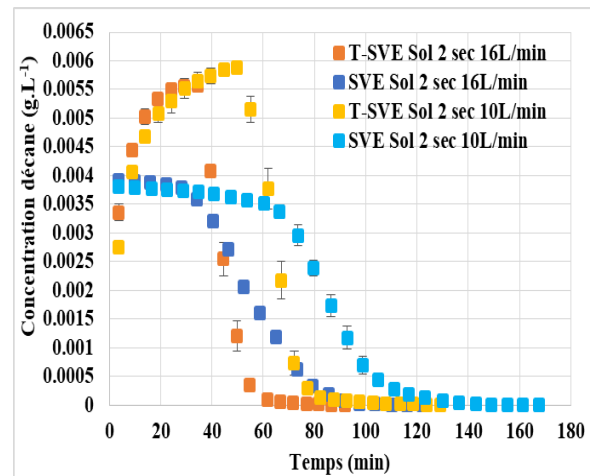
La teneur en eau et la composition du sol influencent aussi les courbes d'extraction par T-SVE, avec une absence de phase d'évacuation dans le sol 2 humide et une réduction notable dans le sol 1 humide.

La concentration maximale de la courbe du n-décane est plus élevée dans la T-SVE par rapport à la SVE conventionnelle. Cette différence s'explique par l'augmentation de la température du sol dans la T-SVE qui favorise une augmentation de la pression de vapeur du n-décane, ce qui entraîne une plus grande volatilisation du contaminant. En augmentant la température du sol, la volatilité

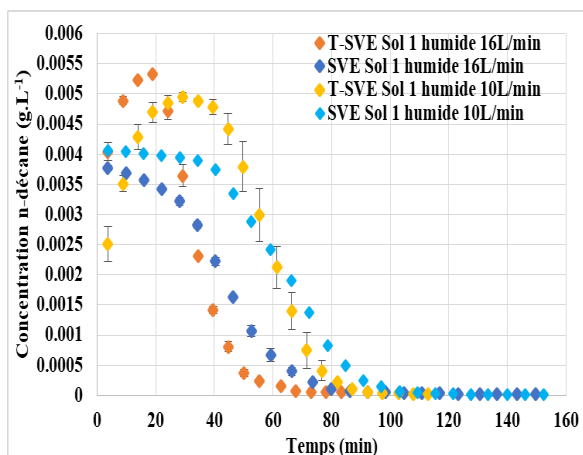
du polluant est augmentée rendant son transfert vers la phase gazeuse plus favorable. Cette augmentation de la volatilité conduit à une concentration plus élevée du polluant dans la phase gazeuse, ce qui se reflète dans la courbe d'extraction.



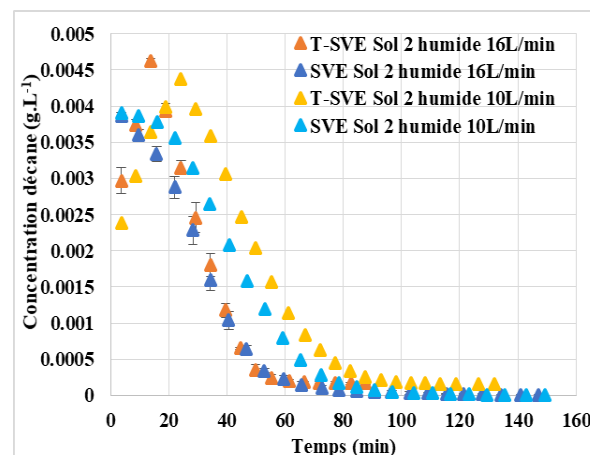
a- Concentration du n-décane extrait du sol 1 sec en fonction du temps



b- Concentration du n-décane extrait du sol 2 sec en fonction du temps



c- Concentration du n-décane extrait du sol 1 humide en fonction du temps



d- Concentration du n-décane extrait du sol 2 humide en fonction du temps

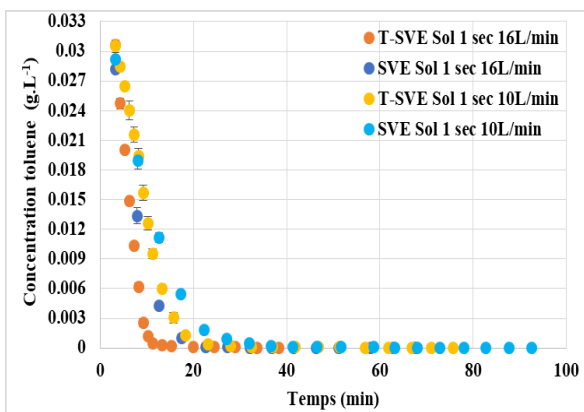
Figure IV- 1: Courbes d'extraction de n-décane pour les essais SVE et T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹

En comparant la méthode de T-SVE à la SVE conventionnelle, on remarque que la courbe d'extraction maintient la même forme. Cependant, la concentration maximale de toluène dans la T-SVE dépasse celle obtenue avec la SVE conventionnelle (figure IV- 2). Les commentaires et conclusions faites pour le n-décane restent valables pour le toluène.

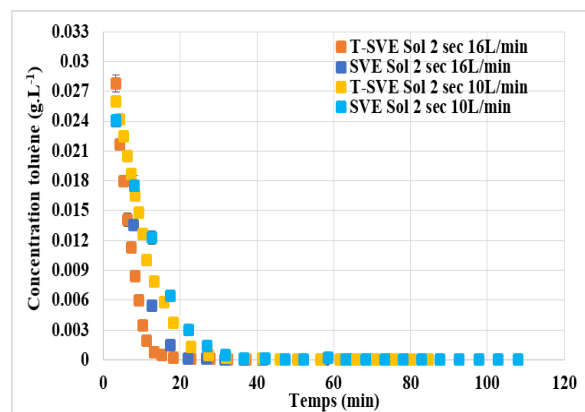
En comparaison avec l'extraction du n-décane, la courbe de concentration du toluène ne comporte que deux phases (évaporation + diffusion). Étant donné la pression de vapeur relativement élevée du toluène, ce dernier a tendance à passer plus facilement et rapidement à la phase d'évaporation

à des températures plus élevées contournant ainsi les deux premières phases enregistrées pour le n-décane. La SVE utilise l'extraction sous vide pour mobiliser les composés volatils du sol vers la phase gazeuse, tandis que, la T-SVE rajoute une chaleur supplémentaire au sol pour augmenter la volatilité des contaminants.

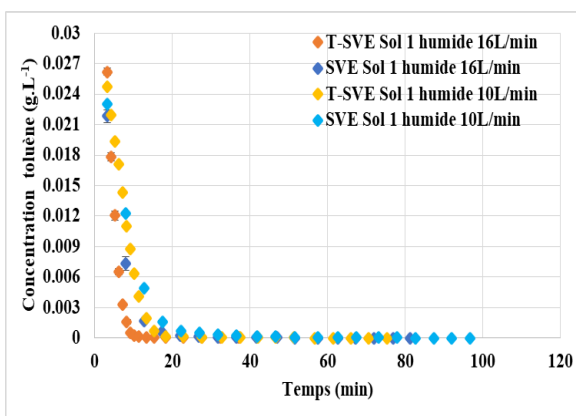
Les courbes d'extraction du toluène dans le sol 2 humide présentent une plus grande similitude par rapport aux courbes d'extraction du n-décane. Le n-décane traverse quatre étapes, alors que le toluène n'en traverse que deux. L'absence de la première et de la deuxième étape rapproche les courbes d'extraction du toluène. Un phénomène plus prononcé dans les sols humides par rapport aux sols secs en raison de la présence d'humidité, laquelle retarde l'évaporation du polluant dissous dans l'eau (Figures IV- 2, IV- 3, IV- 4 et IV- 5).



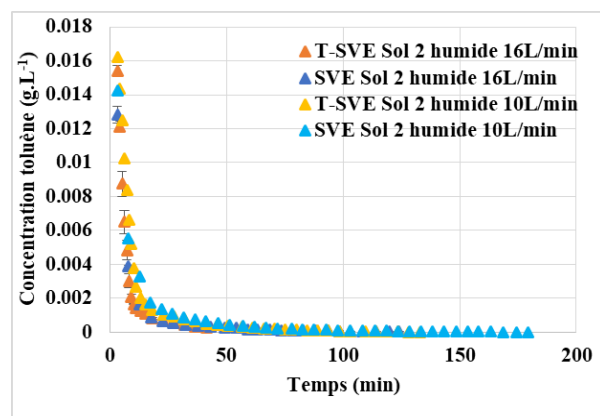
a- Concentration du toluène extrait du sol 1 sec en fonction du temps



b- Concentration du toluène extrait du sol 2 sec en fonction du temps



c- Concentration du toluène extrait du sol 1 humide en fonction du temps



d- Concentration du toluène extrait du sol 2 humide en fonction du temps

Figure IV- 2: Courbes d'extraction de toluène pour les essais SVE et T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹

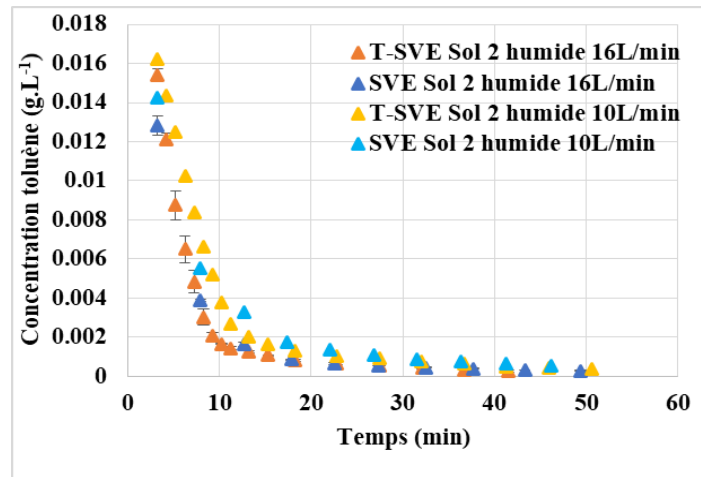
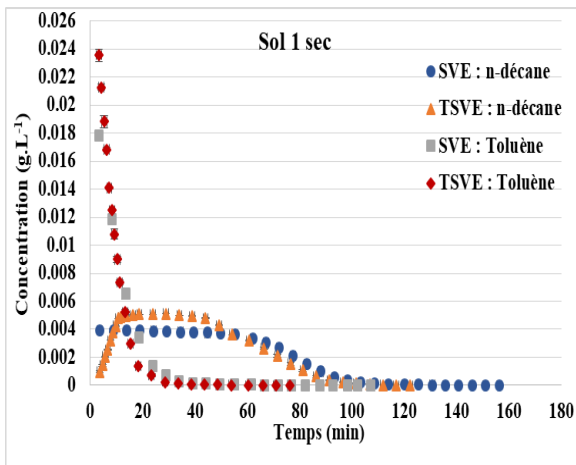
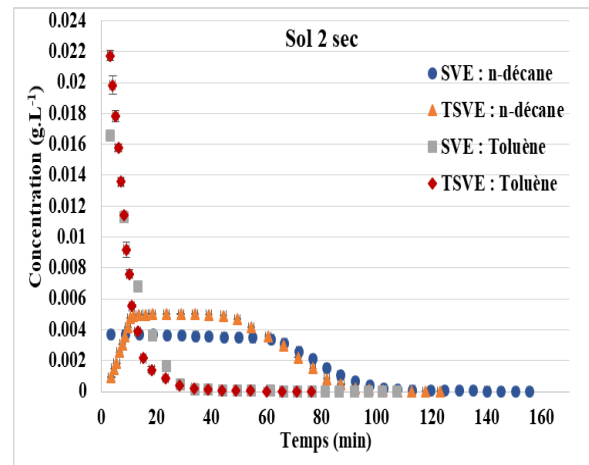


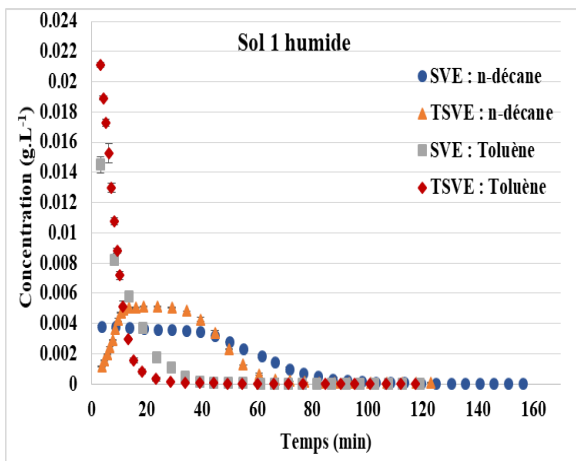
Figure IV- 3: Zoom de la courbe du toluène extrait du sol 2 humide en fonction du temps à un débit d'extraction de 10 et 16 $L.min^{-1}$



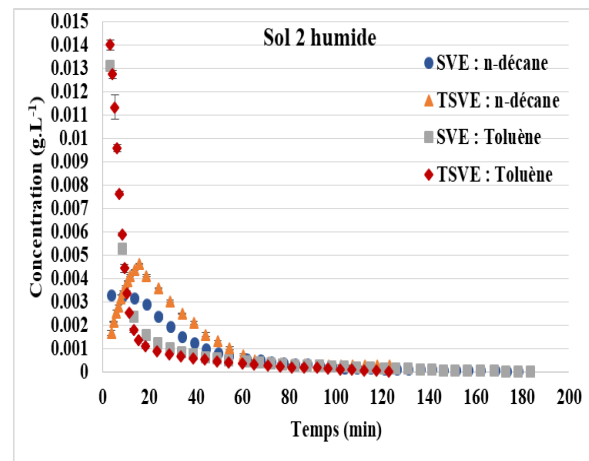
a- Concentration des multi-polluants extraits du sol 1 sec en fonction du temps



b- Concentration des multi-polluants extraits du sol 2 sec en fonction du temps

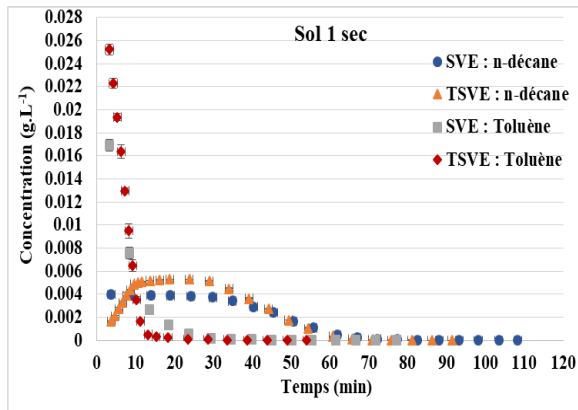


c- Concentration des multi-polluants extraits du sol 1 humide en fonction du temps

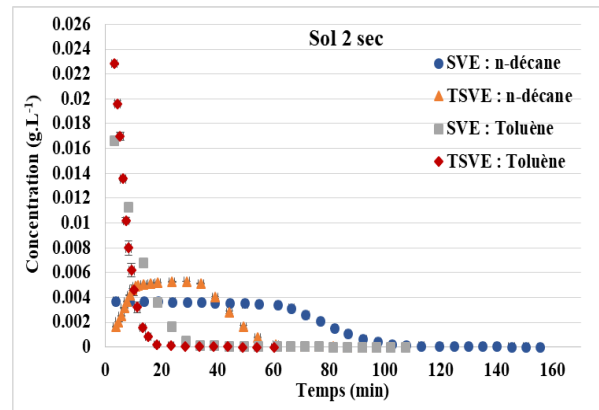


d- Concentration des multi-polluants extraits du sol 2 humide en fonction du temps

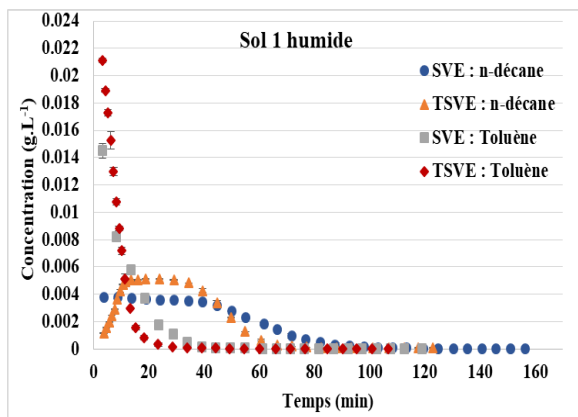
Figure IV- 4: Les courbes d'extraction de n-décane et de toluène au cours des essais SVE et T-SVE, réalisées à un débit d'extraction de 16 $L.min^{-1}$ dans un contexte de double pollution



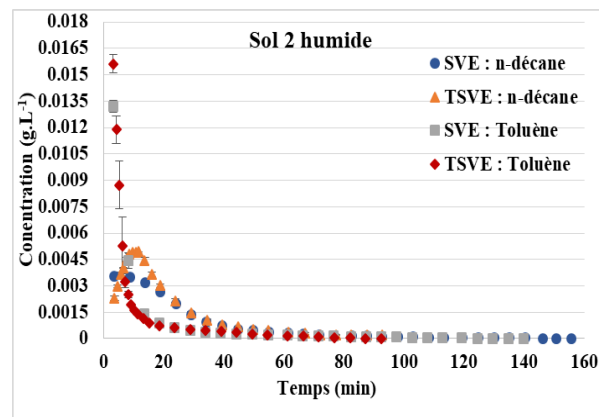
a- Concentration des multi-polluants extraits du sol 1 sec en fonction du temps



b- Concentration des multi-polluants extraits du sol 2 sec en fonction du temps



c- Concentration des multi-polluants extraits du sol 1 humide en fonction du temps



d- Concentration des multi-polluants extraits du sol 2 humide en fonction du temps

Figure IV- 5: Les courbes des concentrations de n-décane et de toluène extraites au cours des essais SVE et T-SVE, réalisées à un débit d'extraction de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ dans un contexte de double pollution

II-2- Profil de température dans la colonne du sol au cours de la T-SVE

La température mesurée des sols ne change pas que l'extraction thermiquement améliorée soit effectuée avec le n-décane, le toluène ou avec les deux polluants. La différence de température observée dans les courbes (voir annexe II) est attribuable à la température initiale du sol à $t=0$. Les courbes de température du sol dans la Figure IV- 6 montrent une évolution croissante, que l'on peut diviser en deux parties distinctes : augmentation rapide suivi d'une augmentation lente, comme observé par Yu et al. (2023). Cette évolution peut être expliquée par les processus thermiques ainsi que par les interactions entre les contaminants et le sol. La première partie de la courbe, caractérisée par une augmentation significative et rapide de la température (pente $\alpha= 0,46$ pour sol 1 sec), peut être attribuée au chauffage externe appliqué, qui peut transférer rapidement

de l'énergie thermique au sol. Cette première partie correspond à la réduction du gradient de température entre l'extérieur et le milieu du sol jusqu'à ce qu'une température homogène soit atteinte dans tout le sol. La température augmente à mesure que les contaminants sont éliminés pendant le chauffage en cours. Le temps où se termine cette première étape (25 minutes) correspond à peu près au temps où la deuxième phase de la courbe d'extraction (évacuation) atteint sa fin.

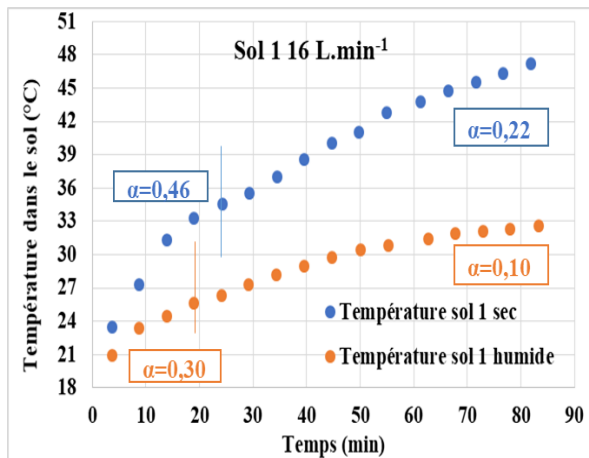
La deuxième partie de la courbe, caractérisée par une augmentation de la température moins prononcée par rapport à la première partie (pente $\alpha = 0,22$ pour sol 1 sec), elle correspond à l'évaporation du polluant, ce dernier va absorber la chaleur pour s'évaporer entraînant une augmentation lente de la température du sol. À mesure que la température continue d'augmenter, certains contaminants adsorbés dans le sol commencent à se libérer à un rythme plus lent.

Il a été remarqué que, lors de la T-SVE, la température dans un sol sec est nettement supérieure à celle dans un sol humide présentant une humidité de 13% (Figure IV- 6). Cette disparité de température s'explique par le phénomène d'évaporation de l'eau, un mécanisme endothermique qui nécessite une absorption nette d'énergie thermique de l'environnement pour permettre à l'eau de passer de l'état liquide à l'état gazeux en raison de sa capacité thermique spécifique et sa chaleur latente élevée (Wang et al., 2019). Au cours de cette transition, les molécules d'eau doivent surmonter les forces d'attraction mutuelle (forces de liaison) qui les maintiennent ensemble. Cela nécessite une certaine quantité d'énergie pour rompre ces liaisons et permettre à l'eau de passer à l'état gazeux.

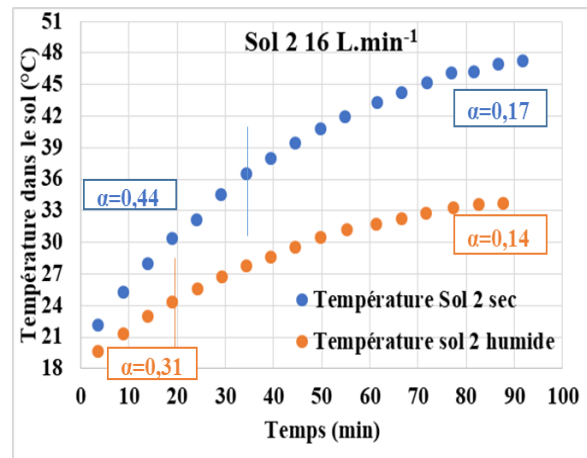
En plus, la convection provoquée par l'écoulement d'eau modifie le transfert de chaleur. Dans un sol sec, l'absence du processus d'évaporation de l'eau favorise une absorption rapide de la chaleur par les particules du sol, entraînant ainsi une augmentation plus importante de la température dans le sol sec. D'autre part, dans un sol humide avec une humidité de 13%, une plus grande quantité d'énergie thermique est nécessaire pour élever la température en raison de la présence d'eau. L'eau a une capacité calorifique plus élevée que les particules du sol, ce qui signifie qu'elle nécessite plus d'énergie pour augmenter sa température. L'eau pose un problème important pendant le processus de chauffage du sol car elle absorbe une quantité significative de chaleur par évaporation, ce qui limite l'élévation de la température. Par conséquent, la teneur en eau du site affectera l'efficacité du traitement à la fois par conduction thermique et par évaporation (Xu et al., 2022).

Il est observé que les variations de température pour le sol 1 (100 % Sable) étaient toutes cohérentes avec celle du sol 2 (95 % sable +5% kaolin), ce qui indique que la composition du sol a un effet insignifiant sur le comportement de transfert de chaleur au sein des sols dans le cadre de

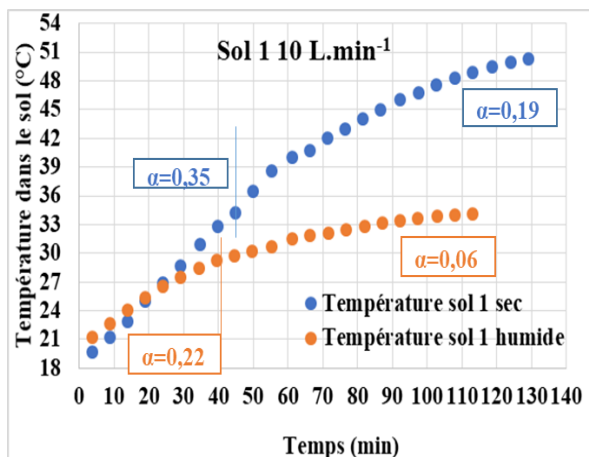
la différence étudiée dans ce travail (5% d'argile). Cette constatation est en accord avec les observations de Yu et al. (2023).



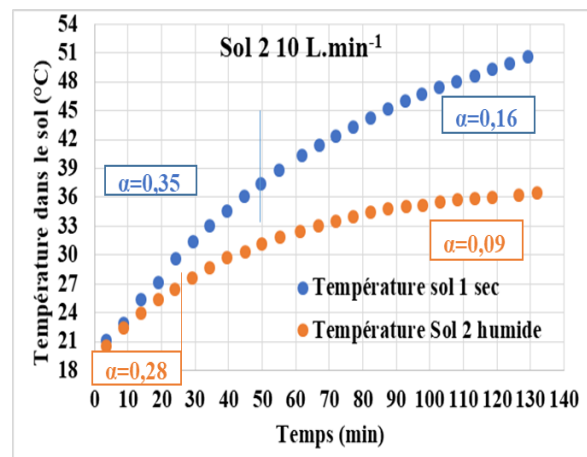
a- Température du sol 1 sec et humide en fonction du temps à un débit de 16 L.min⁻¹



b- Température du sol 2 sec et humide en fonction du temps à un débit de 16 L.min⁻¹



c- Température du sol 1 sec et humide en fonction du temps à un débit de 10 L.min⁻¹



d- Température du sol 2 sec et humide en fonction du temps à un débit de 10 L.min⁻¹

Figure IV- 6: Courbes de Température du sol au cours de la T-SVE à un débit d'extraction de 10 et 16 L.min⁻¹

II-3- Influence de la température sur le temps d'extraction

Il a été constaté que les temps de dépollution du n-décane et du toluène dans le cadre de la T-SVE en situation de mono et double polluants sont plus courts en comparaison avec les essais réalisés avec la SVE conventionnelle (Tableau IV- 2 et IV- 3). Dans cette dernière, le processus d'extraction des contaminants repose principalement sur la différence de pression entre les pores du sol et la phase gazeuse, ce qui nécessite plus de temps pour déplacer les contaminants hors du sol.

L'augmentation de la température augmente l'énergie cinétique des particules dans un système. Les COVs (n-décane, toluène) diffusent plus rapidement à des températures plus élevées car ils ont plus d'énergie pour surmonter les forces qui s'opposent à leur mouvement. Par conséquent, et conformément à l'expression d'Arrhenius (Eq IV- 1), le taux de diffusion augmente à des températures plus élevées (Tableau IV- 1).

$$D_i^m(T) = D_{i0}^m \exp\left(\frac{-E_a}{R.T}\right) \quad \text{Eq IV- 1}$$

avec,

E_a , L'énergie d'activation (Kj.mol⁻¹)

D_{i0} , Constante de l'équation d'Arrhenius (m².s⁻¹)

R, Constante des gaz parfait (kJ.mol⁻¹.K⁻¹)

T, température absolue (K)

Ainsi, le déplacement de l'équilibre vers la phase vapeur pendant le réchauffement conduit à des flux de diffusion plus élevés et donc des temps de dépollution plus faible. En général, il augmente avec l'augmentation de la température (Heron et al., 1998).

Tableau IV- 1: Propriétés physiques de n-décane et toluène

	Viscosité (Poling et al., 2001)	Coefficient de diffusion dans l'air (Wilkelmann, 2007)	Enthalpie de vaporisation (NIST, 2023)	Pression de vapeur (NIST, 2023)
Toluène	0,59 mPa.s à 20 °C	6,11 10 ⁻² cm ² .s ⁻¹ à 20 °C	38,08 kJ.mol ⁻¹ à 20°C	3,00 kPa à 20°C
	0,38 mPa.s à 50°C	9.20 10 ⁻² cm ² .s ⁻¹ à 50 °C	37,80 kJ.mol ⁻¹ à 50°C	12,24 kPa à 50°C
n-décane	0,85 mPa.s à 20 °C	6.06 10 ⁻² cm ² .s ⁻¹ à 25 °C	51,50 kJ.mol ⁻¹ à 20°C	0,135 kPa à 20°C
	0,60 mPa.s à 50 °C	7,71 10 ⁻² cm ² .s ⁻¹ à 50 °C	50,10 kJ.mol ⁻¹ à 50°C	0,960 kPa à 50°C
Eau	1,00 mPa.s à 20 °C	2,05 10 ⁻² cm ² .s ⁻¹ à 50 °C	44,20 kJ.mol ⁻¹ à 20°C	2,31 kPa à 20°C
	0,55 mPa.s à 50 °C	3,96 10 ⁻⁵ cm ² .s ⁻¹ à 50 °C	42,91 kJ.mol ⁻¹ à 50°C	13,20 kPa à 50°C

D'autre part, la T-SVE implique l'application de chaleur qui accélère les taux de volatilisation et de diffusion des contaminants comme décrit précédemment, favorisant ainsi leur évaporation et leur élimination plus rapide, ce qui pourrait entraîner une réduction du temps global de dépollution par rapport à la méthode de SVE conventionnelle. L'augmentation des pressions de vapeur en chauffant le sol in situ peut réduire le temps d'assainissement et aider à éliminer les produits chimiques semi-volatils qui, autrement, ne seraient pas éliminés par les SVE conventionnelles (Sabour et al., 2017).

Webb et al. (1996) ont étudié l'impact de la température sur la SVE, ils ont montré que l'extraction de vapeur dans le sol sans chauffage est souvent difficile à prédire in situ, en raison des hétérogénéités et d'autres facteurs, (tels que la stratification et la distribution des PLNA) souvent inconnus ou mal caractérisés dans les applications sur le terrain. En revanche, l'extraction de vapeur chauffée dans le sol montre une sensibilité beaucoup plus réduite à tous ces paramètres difficiles à caractériser. Dans cette étude, le temps d'élimination des PLNA est réduit de manière significative grâce à l'emploi de la chaleur, (Tableau IV- 2 et IV-3).

On observe en premier que les valeurs de gain de temps sont plus importantes dans le cas du n-décane par rapport au toluène sauf pour le sol 2 sec. Ceci est dû au fait que le chauffage à une meilleure influence sur le composé le moins évaporé naturellement. Le toluène étant de nature plus évaporé même sous application de SVE conventionnelle (Tableau IV-2).

Dans le cas de la présence d'un mono polluant (n-décane), le temps gagné avec la T-SVE par rapport à la SVE est plus important pour le sol 1 sec pour un débit de 10 L.min^{-1} , alors qu'il est plus important pour sol 1 humide pour un débit de 16 L.min^{-1} . On observe le même comportement dans le cas du toluène sauf pour le débit de 10 L.min^{-1} où le sol humide 1 présente un meilleur gain de temps. Le comportement des deux polluants face à l'effet de la température est alors le même pour le débit de 16 L.min^{-1} . La présence de l'eau empêche la libération complète des polluants et le chauffage aide à se débarrasser de cette eau et donc à accélérer l'évaporation des polluants.

Dans le cas du débit de 16 L.min^{-1} , l'effet du chauffage est plus important quels que soient le polluant et le taux d'humidité pour le sol 1 par rapport au sol 2. Une hypothèse peut être avancée pour expliquer ce phénomène, il s'agit de la conductivité de chaleurs entre les particules de sable qui est plus efficace par rapport à un milieu comportant de l'argile. Cette observation n'est pas constatée pour le débit de 10 L.min^{-1} que dans le cas du n-décane et sol sec. Pour les autres cas, le gain de temps est plus important pour le sol 2 sec et humide.

Tableau IV- 2: Temps de dépollution T-SVE de n-décane et du toluène en situation de mono-pollution à 10 et 16 L.min⁻¹

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène	Temps gagné par rapport à SVE (n-décane)	Temps gagné par rapport à SVE (Toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	129,0 min	76,0 min	28,00 %	17,83 %
	Sol 2 sec	129,2 min	85,0 min	16,64 %	21,30 %
	Sol 1 humide	113,0 min	75,5 min	25,80 %	22,16 %
	Sol 2 humide	132,1 min	133,0 min	31,37 %	26,11 %
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	82,0 min	61,5 min	34,92 %	11,03 %
	Sol 2 sec	92,0 min	67,0 min	25,20 %	10,06 %
	Sol 1 humide	83,5 min	62,5 min	44,18 %	23,31 %
	Sol 2 humide	88,0 min	115,0 min	40,21 %	17,87 %

Dans le cas de la présence de double polluants le gain de temps est plus important pour le toluène que le n-décane sauf pour le sol humide avec un débit de 10 L.min⁻¹ ainsi que le sol 2 humide avec un débit de de 16 L.min⁻¹ (Tableau IV-3). Comme dans le cas de la mono pollution, ici aussi on observe que le gain de temps est plus important dans le cas de sol humide quel que soit le débit sauf pour el sol 1 avec le débit de 10 L.min⁻¹ où le gain est équivalent quel que soit le taux d'humidité.

Le gain de temps est plus important pour le sol 2 humide par rapport au sol 1 humide quel que soit le débit. La tendance est inversée entre les sols sec pour un débit de de 16 L.min⁻¹. Le gain en temps est équivalent dans le cas de sol sec pour un débit de de 10 L.min⁻¹.

Tableau IV- 3 : Temps de dépollution SVE et T-SVE de n-décane et du toluène en situation multi-pollution à 10 et 16 L.min⁻¹

Débit d'extraction	Sol modèle	Temps de dépollution de n-décane	Temps de dépollution de toluène	Temps gagné par rapport à SVE (n-décane)	Temps gagné par rapport à SVE (Toluène)
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	122,1 min	76,0 min	21,88 %	29,17 %
	Sol 2 sec	123,0 min	76,5 min	20,90 %	28,84 %
	Sol 1 humide	122,0 min	106,6 min	21,79 %	10,42 %
	Sol 2 humide	123,0 min	122,5 min	30,90 %	32,79 %
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	91,5 min	55,0 min	15,28 %	28,57 %
	Sol 2 sec	97,0 min	60,5 min	11,17 %	21,73 %
	Sol 1 humide	83,0 min	58,0 min	19,42 %	29,27 %
	Sol 2 humide	92,8 min	92,4 min	40,51 %	34 %

II-4- L'influence de la température sur l'efficacité de l'assainissement

Les rendements d'extraction du n-décane et du toluène soumis à une dépollution par SVE thermiquement améliorée sont présentés dans les tableaux IV- 4, IV- 5, IV- 6 et IV- 7. Il est à noter que les rendements d'extraction obtenus avec la SVE thermiquement améliorée sont plus importants à ceux obtenus par la méthode conventionnelle. Pendant la SVE, des limitations de taux de diffusion et de désorption cinétique entraînent une réduction du flux d'air au cours du temps. La chaleur appliquée dans le cadre de la T-SVE agit comme un catalyseur qui accélère les transitions de phase des contaminants (n-décane et du toluène). L'augmentation de la température favorise l'accroissement de la pression de vapeur des composés organiques volatils présents dans le sol, ce qui intensifie leur évaporation vers la phase gazeuse. Pour la plupart des composés organiques, la pression de vapeur augmente trois à quatre fois pour chaque augmentation de température de 10 °C (Sallam et al., 1984). L'augmentation de la pression de vapeur favorise la libération des polluants gazeux et augmentent leur concentration. De plus, l'énergie thermique produite fait augmenter la mobilité des molécules de contaminants, facilitant ainsi leur migration à travers les pores du sol.

La température peut également influencer la viscosité du milieu dans lequel la diffusion se produit. La récupération de n-décane et toluène pendant le chauffage est améliorée par la diminution de la

viscosité liquide à des températures élevées, cette diminution facilite le mouvement des particules et l'évaporation et accélère la diffusion (Tableau IV- 1).

La température affecte directement la viscosité dynamique du gaz, qui à son tour affecte la vitesse d'écoulement du gaz et donc les taux de transfert de masse NAPL-gaz et gaz-eau (Zheng et al., 2023).

Poppendieck et al. (1999) ont réussi à atteindre un taux d'élimination du benzène d'environ 99,99 % à une température de 100°C. Cette amélioration est associée à l'augmentation de la température du sol pendant la SVE, ce qui élargit également la gamme des composés éliminés du sol. Sabour et al. (2017) ont montré également dans leur étude que le taux de dépollution augmente avec l'augmentation de la température. En augmentant la température, la pression de vapeur des composés organiques volatils dans le sol augmente. Par conséquent, l'évaporation et le passage de l'état liquide à l'état gazeux augmentent avec le temps (Lowe et al, 2023).

Dans le cas des sols humides, l'amélioration des rendements de la T-SVE s'explique par une augmentation significative de la perméabilité de la phase gazeuse. Cela est favorisé lorsque les bulles de gaz fusionnaient pendant le chauffage, offrant ainsi des voies préférentielles pour le transport des COV en phase vapeur. Lorsque la température augmente, la constante de Henry (k_H) qui est le rapport entre la pression de vapeur et la concentration dissoute à l'équilibre augmente également (Eq IV- 2) et par conséquent, le transfert phase aqueuse-gaz (stripping) devient plus important.

$$\frac{d \ln k_{H,\beta}}{dT} = \frac{\Delta H_{dis,\beta}}{R.T^2} \quad \text{Eq IV- 2}$$

Où $\Delta H_{dis,\beta}$ est l'enthalpie de dissolution du contaminant gazeux dans l'eau.

Heron et al. (1998) ont trouvé que la constante de la loi de Henry de trichloréthylène TEC augmente d'un facteur de 20 entre 10 et 95 °C. La constante de la loi de Henry était suffisamment élevée pour déplacer l'équilibre vers la phase vapeur. Cependant, la formation de bulles de gaz dans le sol en raison de la volatilisation de la PLNA dissoute dans l'eau pourrait produire des pores remplis d'air ou même des canaux permettant une diffusion gazeuse rapide et peut-être même une advection de vapeur et d'air chaud dans le sol (Heron et al., 2005).

Heron et al. (1998) ont montré que l'expansion de l'eau pendant son évaporation joue un rôle important dans le déplacement des polluants. Un gramme d'eau liquide occupe 1 ml. Lorsque l'eau liquide s'évapore à 100°C, le même gramme d'eau se comporte comme un gaz parfait, occupant environ 1,7 litres de volume de vapeur à une pression de 1 atm (par application de la loi des gaz parfaits), ce qui représente une augmentation de volume considérable de l'ordre de 1 700 fois. Cette

expansion a la capacité d'expulser de grandes quantités de vapeur dans les zones environnantes, jouant ainsi un rôle majeur dans l'amélioration de la récupération des contaminants.

Les observations indiquent une disparité significative dans les taux d'extraction de polluants entre le sol 1 et le sol 2, attribuable à la présence du kaolin. Le kaolin est un composant dont la dégradation thermique ne se produit qu'à des températures bien supérieures à 500 °C. Dans le cadre du procédé de T-SVE, la température de traitement ne dépasse pas 60 °C, de nombreux sites d'adsorption maximale restent actifs et retiennent efficacement les polluants dans le sol 2. En revanche, le sol 1, dépourvu de kaolin, présente une capacité de rétention plus faible, favorisant ainsi une élimination plus efficace des polluants. En comparant avec la SVE conventionnelle, les rendements du sol 2 sont plus importants en T-SVE. Cela peut être expliqué (En plus des interprétations précédentes), par le phénomène de sorption. La sorption étant souvent associée à des changements d'enthalpie, l'augmentation de la température peut influencer ces changements d'enthalpie, ce qui peut avoir un impact sur l'efficacité de l'adsorption. Heron et al (1998) ont déterminé le coefficient d'adsorption K_d en utilisant l'équation suivante :

$$K_{d,\beta} = 0,4 \exp\left(\frac{-\Delta H_{s,\beta}}{R\left(\frac{1}{T}-\frac{1}{T_0}\right)}\right) \quad \text{Eq IV- 3}$$

Les valeurs de l'enthalpie de sorption $\Delta H_{s,\beta}$ des COVs sont négatives (processus d'adsorption exothermique), cela signifie que le K_d diminue avec l'augmentation de la température. Heron et al. (1998) ont montré que le K_d pour le TCE à une température de 23°C est plus élevé (0,4 L.kg⁻¹) que celui à une température de 99°C (0,35 L.kg⁻¹). Les coefficients d'adsorption diminuent pendant le chauffage, ce qui entraîne une désorption accrue des contaminants du sol (Heron et al. 1998). Le chauffage du sol favorisait le transport du TCE vers la phase gazeuse et réduisait l'importance de l'adsorption sur le sol (Awandu et Trötschler., 2021). La volatilisation est le processus le plus dominant.

Sur la base de ces résultats, l'ajout de chauffage à la SVE est une approche efficace pour l'élimination des NAPL, en particulier si les contraintes de temps sont importantes. Bien que l'extraction de vapeur chauffée dans le sol soit techniquement faisable, sa rentabilité dépendra évidemment des conditions spécifiques de l'application.

Tableau IV- 4: Rendement d'extraction du n-décane par T-SVE

Débit d'extraction	Sols modèles	Masse n-décane après pertes (g)	Masse n-décane extrait (g)	Rendement T-SVE %	Rendement SVE %
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,43	3,253	94,83	93,25
	Sol 2 sec	3,51	3,253	92,97	89,04
	Sol 1 humide	3,34	2,575	77,09	76,26
	Sol 2 humide	3,01	2,017	67,00	54,17
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,47	3,419	98,45	94,21
	Sol 2 sec	3,55	3,459	97,52	92,53
	Sol 1 humide	3,31	2,643	79,93	77,16
	Sol 2 humide	3,01	2,082	69,24	63,69

Tableau IV- 5: Rendement d'extraction du toluène par T-SVE

Débit d'extraction	Sols modèles	Masse n-décane après pertes (g)	Masse toluène extrait (g)	Rendement T-SVE %	Rendement SVE %
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,10	2,851	91,87	89,60
	Sol 2 sec	3,22	2,757	85,62	84,60
	Sol 1 humide	2,82	1,919	68,18	65,40
	Sol 2 humide	2,67	1,577	59,17	53,90
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,11	2,923	94,09	90,40
	Sol 2 sec	3,23	2,882	89,34	84,60
	Sol 1 humide	2,81	2,059	73,19	66,20
	Sol 2 humide	2,67	1,832	68,63	56,90

Tableau IV- 6: Rendement d'extraction du n-décane (en situation de double-pollution) par T-SVE

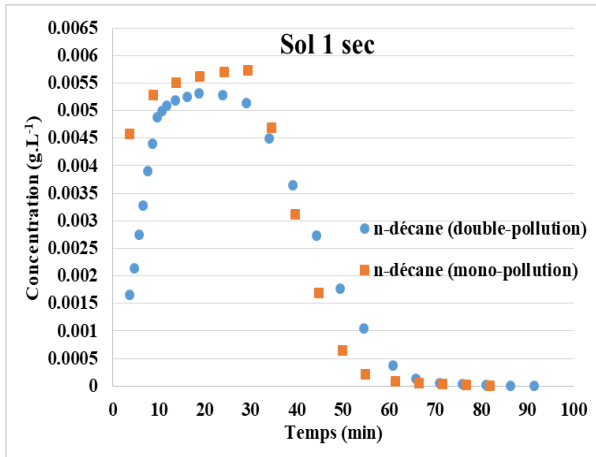
Débit d'extraction	Sols modèles	Masse n-décane après pertes (g)	Masse n-décane extrait (g)	Rendement T-SVE %	Rendement SVE %
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,43	2,991	87,34	84,45
	Sol 2 sec	3,56	3,052	85,86	80,33
	Sol 1 humide	3,30	2,44	73,93	71,11
	Sol 2 humide	2,88	1,636	56,80	51,25
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,47	3,221	92,73	85,33
	Sol 2 sec	3,55	3,234	91,05	84,09
	Sol 1 humide	3,35	2,632	78,56	75,54
	Sol 2 humide	2,93	1,841	62,84	60,98

Tableau IV- 7: Rendement d'extraction du toluène (en situation de double-pollution) par T-SVE

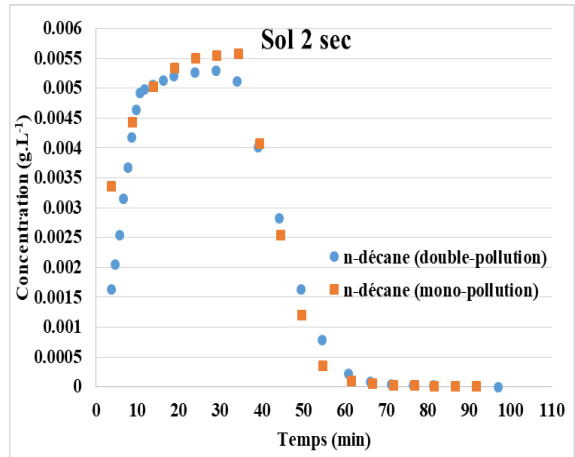
Débit d'extraction	Sols modèles	Masse n-décane après pertes (g)	Masse toluène extrait (g)	Rendement T-SVE %	Rendement SVE %
10 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,20	2,851	67,00	58,00
	Sol 2 sec	3,29	2,757	59,87	52,30
	Sol 1 humide	3,05	1,919	59,55	51,40
	Sol 2 humide	2,77	1,577	52,61	50,10
16 L.min ⁻¹	Sol 1 sec	3,20	2,923	88,91	59,30
	Sol 2 sec	3,27	2,882	79,76	52,90
	Sol 1 humide	3,07	2,059	65,50	52,70
	Sol 2 humide	2,88	1,832	61,77	50,90

L'observation présentée stipule que lorsqu'on évalue les performances de l'extraction de polluants multiples par rapport à celle des polluants individuels, il en ressort que l'efficacité de l'élimination du n-décane et du toluène est plus élevée dans le cadre d'une situation de mono-pollution par rapport à une situation de multi-pollution, même lorsque l'on applique une méthode d'extraction thermiquement améliorée T-SVE. En situation de mono-pollution, les conditions sont généralement plus favorables pour l'extraction et la gestion des polluants, car il y a moins de compétition entre les différentes substances chimiques présentes dans le sol. Les mécanismes d'adsorption, de désorption et de diffusion des polluants sont moins complexes dans une situation

de mono-pollution, ce qui facilite leur élimination. En revanche, en situation de multi-pollution, les différents polluants présents peuvent interagir de manière complexe, ce qui peut entraver l'efficacité de l'extraction. Les interactions entre les différents composés peuvent entraîner des compétitions pour les sites d'adsorption dans le sol et donc ralentir les taux de diffusion (Figure IV- 7 et IV- 8).

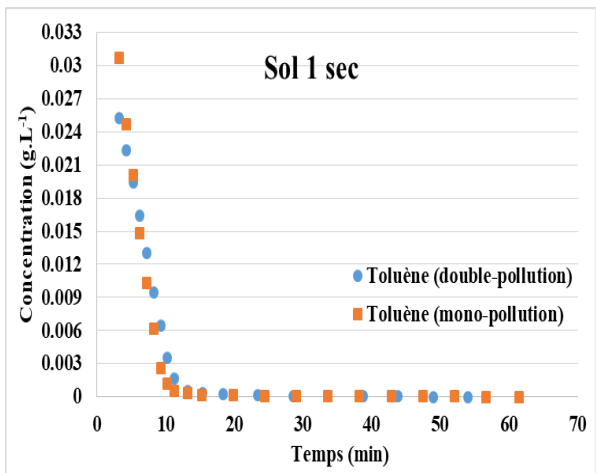


a- Concentration du n-décane extrait du sol 1 sec en fonction du temps

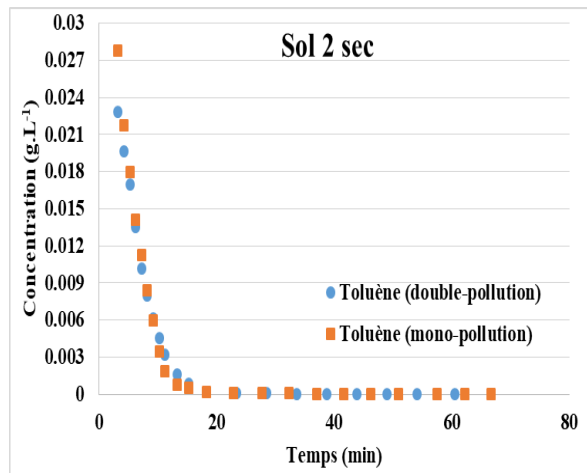


b- Concentration du n-décane extrait du sol 1 sec en fonction du temps

Figure IV- 7: Courbes d'extraction de n-décane en situation mono et double pollution pour T-SVE à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹



Concentration du toluène extrait du sol 1 sec en fonction du temps



Concentration du toluène extrait du sol 2 sec en fonction du temps

Figure IV- 8 : Courbes d'extraction de toluène en situation mono et double pollution pour T-SVE à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹

III- Conclusion

En conclusion de ce chapitre, nous avons exploré une approche prometteuse pour améliorer l'efficacité de l'extraction des polluants et réduire le temps de remédiation, à savoir la combinaison de l'extraction sous pression réduite et de la méthode thermique. Le processus d'assainissement T-SVE, comparé à la méthode d'extraction à température ambiante des vapeurs du sol, est plus efficace en termes de temps d'assainissement, augmentant ainsi les rendements d'extraction. La composition des sols choisis a présenté un impact négligeable sur la température. En revanche, il est observé que la température des sols humides est considérablement plus basse que celle des sols secs. Ces résultats suggèrent que sous l'action d'évaporation de l'eau du sol, la propagation de la chaleur est retardée.

L'influence de la température sur l'extraction a pu être expliquée par les propriétés physiques des fluides en l'occurrence : la pression de vapeur, le coefficient de diffusion, la viscosité, le coefficient d'adsorption et la constante de Henry. Une augmentation de la température s'est révélée corrélée avec l'augmentation de l'évaporation de la PLNA, la volatilisation du contaminant en solution et la diffusion. Elle a également engendré une réduction de la viscosité du PLNA liquide et du coefficient d'adsorption.

Le rendement d'extraction des sols humides est amélioré avec la méthode T-SVE par rapport à la méthode SVE conventionnelle. L'efficacité accrue de la T-SVE est particulièrement bénéfique pour les sols qui présentent une humidité importante.

Comme la SVE conventionnelle, Le processus T-SVE a également atteint une efficacité de dépollution plus élevée pour les sols pollués par un mono-polluant par rapport aux doubles-polluants. Lorsque plusieurs contaminants coexistent, une réduction des concentrations initiales est enregistrée par rapport à une situation de mono-pollution, ce qui suppose que la présence simultanée des deux polluants (le n-décane et le toluène) dans le sol a un effet compétitif sur leur répartition.

Nous ne sommes intéressés qu'à la partie efficacité de dépollution dans cette étude. Il va sans dire qu'une comparaison entre la SVE conventionnelle et la SVE thermiquement améliorée doit aussi tenir compte de l'aspect économique où la dépense énergétique est beaucoup plus élevée avec la T-SVE. Elle peut aussi induire des impacts environnementaux (gaz à effet de serre) plus élevés alors que l'étude concerne la dépollution et donc de respect de l'environnement.

Chapitre V : Modélisation des résultats SVE (Approche laboratoire et terrain)

I- Introduction

Afin de mieux comprendre les processus qui se produisent lors de l'application d'un traitement d'extraction sous pression réduite et de prédire le temps de remédiation, un modèle mathématique est nécessaire. Le coefficient de transfert de masse entre la phase PLNA et la phase gazeuse est un paramètre important. Ce paramètre exerce une influence significative sur les résultats de la modélisation. En effet, l'une des principales difficultés de la simulation du processus SVE, que ce soit à l'échelle pilote ou sur le terrain, réside dans la recherche d'un modèle mathématique capable d'estimer ce coefficient en fonction des caractéristiques de l'écoulement, du milieu poreux, du polluant et de sa concentration. La précision des coefficients de transfert de masse obtenus dépend étroitement du degré de complexité du modèle adopté et de la concordance entre les résultats expérimentaux et les résultats de la simulation.

Afin d'accomplir les objectifs de cette étude, le choix du modèle d'écoulement et de transport de contaminants s'est porté sur le modèle SVE 1D, développé par notre équipe (Esrael et al., 2017). Le modèle mathématique proposé peut être utilisé pour simuler le flux multiphasique et le transport de contaminants dans le sol avec transfert de masse transitoire, tant pour les essais en laboratoire que pour les opérations sur le terrain à grande échelle.

L'objectif principal de ce chapitre est d'explorer l'utilisation d'un modèle de simulation pratique et efficace du processus SVE en utilisant les coefficients de transfert de masse comme paramètres d'ajustement pour modéliser les résultats expérimentaux.

II- Outil de modélisation COMSOL

COMSOL Multiphysics, est un logiciel de simulation multiphysique extrêmement réputé et polyvalent. Il repose sur la méthode des éléments finis et s'intègre à la plateforme MATLAB. Ce logiciel permet aux ingénieurs, chercheurs et scientifiques de modéliser et de résoudre des problèmes complexes impliquant divers domaines physiques, en tenant compte des interactions entre ces différents phénomènes. Il peut gérer des systèmes d'équations aux dérivées partielles fortement non linéaires et des géométries complexes. De plus, COMSOL possède la capacité de modéliser des systèmes en une, deux ou trois dimensions en fonction de leur géométrie et de leurs caractéristiques, ce qui en fait un outil puissant et flexible pour la simulation dans de nombreuses applications scientifiques et d'ingénierie.

La simulation d'un modèle mathématique implique plusieurs étapes. Voici un aperçu des principales étapes du processus :

- Création du modèle : créer un nouveau modèle dans COMSOL. Cela peut être fait en sélectionnant le domaine d'application pertinent et en configurant les paramètres de base
- Préparation de la géométrie : importer une géométrie existante ou créer sa propre géométrie à l'aide des outils de dessin disponibles dans COMSOL.
- Définition des matériaux : Spécifier les propriétés des matériaux qui seront utilisés dans le modèle.
- Conditions aux limites : Définir les conditions aux limites appropriées pour le modèle. Cela permet de décrire le comportement du système aux frontières de la zone de simulation.
- Définition des équations : Écrire les équations mathématiques qui correspondent au comportement du système qu'on souhaite simuler.
- Maillage : Générer un maillage numérique de la géométrie. Le maillage divise la géométrie en éléments finis pour résoudre les équations mathématiques.
- Configuration du solveur : Configurer le solveur en fonction des besoins.
- Lancement de la simulation : Exécuter la simulation en utilisant les paramètres définis. COMSOL résoudra les équations mathématiques et générera des résultats en fonction de la configuration de la simulation.
- Post-traitement : Une fois la simulation terminée, utiliser les outils de post-traitement de COMSOL pour analyser les résultats.
- Validation et ajustement : Comparer les résultats de la simulation avec des données expérimentales. Si nécessaire, ajuster les paramètres du modèle pour obtenir une meilleure concordance avec les résultats réels.

Ces étapes représentent une méthodologie générale pour la simulation de modèles mathématiques. La complexité de chaque étape dépendra de la nature spécifique du modèle qu'on souhaite simuler.

III- Modèle mathématique

III-1- Hypothèses simplificatrices

Les processus associés aux opérations de la SVE sur les terrains se déroulent de manière simultanée et présentent des interdépendances. Afin d'obtenir des solutions précises concernant l'efficacité de l'opération dans le temps pour un cas d'application spécifique, il est toujours nécessaire de comprendre de manière appropriée et d'adopter des hypothèses simplificatrices pour la simulation mathématique. En général, la modélisation des processus d'écoulement multiphasique et de transport repose sur les hypothèses physiques simplificatrices suivantes :

- L'eau est le fluide mouillant préférentiel, la phase PLNA est le fluide mouillant intermédiaire, la phase gazeuse est le fluide non-mouillant ; la mouillabilité diminue dans l'ordre de l'eau à la PLNA au gaz (Parker et al., 1987);
- La sorption sur la phase solide ne se produit que par la phase aqueuse (Kaluarachchi et al., 1990) ;
- Le milieu poreux est incompressible et la porosité est constante ;
- La loi de Darcy est valable pour un système d'écoulement multiphasique ;
- Le système est isotherme et a une température T [K];
- La migration vers la phase gazeuse due à l'évaporation de l'eau est négligeable ;
- Les masses volumiques de l'eau et de la phase PLNA sont constantes ;
- La sorption par la phase gazeuse est négligée ;
- Le modèle de la biodégradation est négligé.

Les milieux poreux présentent des caractéristiques physiques et géométriques distinctes à toutes les échelles, commençant par l'échelle du pore. On peut identifier principalement trois échelles : l'échelle du pore qui se situe au niveau microscopique, l'échelle macroscopique qui englobe de nombreuses hétérogénéités, et l'échelle de Darcy qui représente une description locale d'un bloc de milieu poreux suffisamment vaste par rapport à la taille des pores. Afin de résoudre un problème physique en utilisant les méthodes mathématiques basées sur les équations différentielles, il est impératif de disposer d'un milieu continu permettant d'établir des relations impliquant des dérivées partielles. À l'échelle de Darcy, il est essentiel de définir les propriétés locales d'un milieu poreux en utilisant soit un Volume Élémentaire Représentatif (VER) soit la théorie de la continuité. Cette approche consiste à attribuer à un point mathématique les caractéristiques d'un volume suffisamment représentatif pour définir ou mesurer les propriétés moyennes du milieu (Bear, 1972). À cette échelle d'observation, le milieu poreux peut être considéré comme un milieu continu dans lequel des grandeurs moyennes sont définies. À l'intérieur du VER, on suppose que les propriétés moyennes des fluides et des matériaux sont uniformes et continues. Conformément à l'ADEME (2007), Le VER doit avoir une taille suffisamment grande pour que les propriétés moyennes globales puissent être définies sans fluctuations significatives d'un pore à l'autre. Cependant, le VER doit également être relativement petit pour que les variations d'un paramètre dans la zone d'étude soient représentées par des fonctions continues (Esrael, 2015).

III-2- La mise en équations

Globalement, la modélisation de la SVE implique la formulation mathématique des processus et la résolution du système au moyen d'équations différentielles. Ce système est résolu numériquement à l'aide d'un logiciel de calcul pour représenter un scénario réel ou simplifié de la SVE. Les équations mathématiques pour l'écoulement multiphasique et le transport isotherme des contaminants dans les milieux poreux sont le résultat de la combinaison de plusieurs principes et lois physiques, notamment :

- ❖ La conservation de la masse globale ;
- ❖ La loi de Darcy et son application étendue au sein de l'écoulement multiphasique ;
- ❖ La conservation de la masse par espèce ;
- ❖ Les équations d'état ;
- ❖ Les relations constitutives ;
- ❖ Le transfert de masse entre phases.

III-2-1- L'équation de la masse globale (écoulement multiphasique)

La simulation de l'écoulement d'air est exprimée par l'équation de continuité (Eq V- 1) :

$$\frac{\partial(\varphi S_{\alpha} \rho_{\alpha})}{\partial t} + \nabla(\rho_{\alpha} \vec{q}_{\alpha}) = Q_{\alpha}^s + \sum_{\beta} (E_{\alpha,\beta}) + \sum_{\beta} R_{\alpha,\beta} \quad \text{Eq V- 1}$$

Avec ;

Q_{α}^s , terme puits/ source de la phase α [M.L⁻³T⁻¹]

$\sum_{\beta} (E_{\alpha,\beta})$, terme de somme des transferts vers la phase α pour tous les composés [M.L⁻³T⁻¹]

$\sum_{\beta} R_{\alpha,\beta}$, terme de somme des réactions géochimiques dans la phase α pour les composés [M.L⁻³T⁻¹].

Pour un sol contaminé par une PLNA, le système d'équations aux dérivées partielles intègre trois équations globales de bilan de masse, une pour chaque phase mobile présente dans le sol (gazeuse, aqueuse, PLNA).

III-2-2- Loi de darcy (Ecoulement multiphasique)

Le flux de gaz dans un système multiphasique peut être décrit par la loi de Darcy.

$$\vec{q}_{\alpha} = \frac{k_{int} \cdot k_{rel,\alpha}}{\mu_{\alpha}} (\nabla P_{\alpha} - \rho_{\alpha} g \nabla z) \quad \text{Eq V- 2}$$

Ainsi, l'équation de continuité pour chaque phase est formulée comme suit :

$$\frac{\partial(\varphi S_{\alpha} \rho_{\alpha})}{\partial t} + \nabla \left(\frac{k_{int} \cdot k_{rel,\alpha}}{\mu_{\alpha}} (\nabla P_{\alpha} - \rho_{\alpha} g \nabla z) \right) = Q_{\alpha}^s + \sum_{\beta} E_{\alpha,\beta} + \sum_{\beta} R_{\alpha,\beta} \quad \text{Eq V- 3}$$

Or, ∇P_α le gradient de la pression de la phase α , k_{int} la perméabilité intrinsèque qui ne dépend que du milieu poreux (structure, masse volumique), μ_α la viscosité dynamique de la phase α , ρ_α la masse volumique de la phase α , g l'accélération de la pesanteur et z la direction de l'écoulement.

III-2-3- La conservation de la masse par espèce (Equation de transport)

Le modèle utilisé pour simuler le transport du composé β dans la phase α repose sur la conservation de la masse et l'équation convection-diffusion (Eq V -4) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\varphi S_\alpha C_{\alpha,\beta}) + \nabla(\vec{q}_\alpha C_{\alpha,\beta}) - \nabla(\varphi S_\alpha \overline{\overline{D_{\alpha,\beta}}} \nabla C_{\alpha,\beta}) = Q_{\alpha,\beta} + \sum_\alpha E_{\alpha,\beta} + R_{\alpha,\beta} \quad Eq V- 4$$

$\sum_\alpha E_{\alpha,\beta}$, terme de somme des transferts du composé β vers la phase α [M.L⁻³T⁻¹]

$\sum_\beta R_{\alpha,\beta}$, terme de réaction géochimique du composé β vers la phase α [M.L⁻³T⁻¹].

Le coefficient de dispersion hydrodynamique du composé β dans la phase α [L².T⁻¹] est décrit dans l'équation (4). Il dépend de la structure des écoulements, de la saturation et de la géométrie du milieu poreux. Il combine les mécanismes de dispersion cinétique et de diffusion moléculaire. Ces deux contributions sont traduites par la loi de diffusion de Fick, avec le coefficient de dispersion hydrodynamique exprimé sous une forme tensorielle, symétrique du deuxième ordre :

$$\overline{\overline{D_{\alpha,\beta}}} = \tau_\alpha D_{\alpha,\beta}^0 \delta_{ij} + [\alpha_T |\overline{U_\alpha}| \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{U_{\alpha i} U_{\alpha j}}{|\overline{U_\alpha}|}] \quad Eq V- 5$$

Avec α_L la dispersivité longitudinale, α_T la dispersivité transversale, $U_{\alpha i}, U_{\alpha j}$ sont les composantes de la vitesse de pore pour la phase α dans la direction i et j , $|\overline{U_\alpha}|$ est la valeur absolue de la vitesse de pores pour la phase α et δ_{ij} est le symbole de Kronecker (égal à 1 si $i=j$, et 0 dans le cas contraire). La tortuosité τ_α est calculée par le modèle de Millington (1959). Plusieurs auteurs ont estimé le coefficient de dispersion transversale égal à 10% du coefficient longitudinal $\alpha_T = 0,1 \alpha_L$ (ADEME, 2007 ; Dridi, 2006 ; J.F. Daian, 2013 ; Nguyen et al., 2013).

III-2-4- L'état de la phase

Nous avons fait l'hypothèse que les phases aqueuses, PLNA et solides sont incompressibles et ont une densité constante. En revanche, la phase gazeuse est compressible, et sa densité est fonction de sa pression et de la concentration en polluants, ce qui peut être exprimé par le modèle du gaz parfait :

$$\rho_g(P_g, C_{g,\beta}) = \frac{P_g}{RT} \left[\frac{\rho_{air} + \sum_{\beta=1}^N C_{g,\beta}}{\frac{\rho_{air}}{M_{air}} + \sum_{\beta=1}^N \frac{C_{g,\beta}}{M_\beta}} \right] \quad Eq V- 6$$

III-2-5- Relations constitutives

Dans le but de résoudre les équations de continuité, un système de fermeture a été employé pour établir une relation entre les perméabilités relatives, les saturations et, par conséquent, les

pressions. Le modèle triphasé adopté est celui de Parker et Lenhard (1987), qui calcule la saturation de chaque phase en utilisant les relations suivantes :

$$\bar{S}_l(P_{cgo}) = \frac{S_w + S_o - S_{wr} - S_{or}}{1 - S_{wr}} = \begin{cases} (1 + (\beta_{go} \alpha_{vg} P_{cgo})^{n_{vg}})^{-m_{vg}} & ; P_{cgo} > 0 \\ 1 & ; P_{cgo} \leq 0 \end{cases}$$

$$\bar{S}_w(P_{cow}) = \frac{S_w - S_{wr}}{1 - S_{wr}} = \begin{cases} (1 + (\beta_{go} \alpha_{vg} P_{cow})^{n_{vg}})^{-m_{vg}} & ; P_{cow} > 0 \\ 1 & ; P_{cow} \leq 0 \end{cases} \quad Eq V- 7$$

$$S_g = 1 - S_o - S_w$$

La saturation résiduelle effective en phase PLNA \bar{S}_{or} est exprimée par l'équation suivante :

$$\bar{S}_{or} = \frac{S_{or}}{1 - S_{wr}} \quad Eq V- 8$$

Où, $P_{cgo} = P_g - P_o$; $P_{cow} = P_o - P_w$ sont les pressions capillaires entre les phases gaz/PLNA et PLNA/aqueux respectivement, P_g et P_w sont les pressions du gaz et de la phase aqueuse, respectivement, S_{wr} est la saturation résiduelle dans la phase aqueuse, α_{vg} , n_{vg} , m_{vg} sont les paramètres de van Genuchten et β_{go} et β_{ow} sont les coefficients d'échelle d'un système à deux phases à un système à trois phases, qui peuvent être estimés approximativement par l'équation suivante (Lenhard, 1992) :

$$\beta_{go} = \frac{\sigma_{go} + \sigma_{ow}}{\sigma_{go}} \quad Eq V- 9$$

$$\beta_{ow} = \frac{\sigma_{go} + \sigma_{ow}}{\sigma_{ow}}$$

σ_{gw} , σ_{go} , σ_{ow} sont les tensions interfaciales entre les phases gaz-aqueux, gaz-NAPL, et NAPL-phase aqueux, respectivement.

Un modèle a été testé expérimentalement par Lenhard et al. (2004) afin de mesurer la saturation résiduelle effective en phase PLNA, cette saturation dépend de l'historique de la saturation :

$$\bar{S}_{or} = \bar{S}_{or}^{max} (\bar{S}_t^{max} - \bar{S}_w)^{0,5} (1 - \bar{S}_w)^{1,5} \quad Eq V- 10$$

Avec \bar{S}_{or}^{max} est la saturation résiduelle effective maximale dans le PLNA [-], \bar{S}_t^{max} est la saturation effective maximale dans la phase liquide totale [-], et \bar{S}_w est la saturation apparente en eau qui est la somme de la saturation effective en eau et de la saturation effective en air piégé.

La perméabilité relative de chaque phase a été obtenue en utilisant le système des relations suivantes :

$$k_{rel}^w(\bar{S}_w) = \bar{S}_w^{0.5} [1 - (1 - \bar{S}_w^{1/m_{vg}})^{m_{vg}}]^2$$

$$k_{rel}^o(\bar{S}_w, \bar{S}_t) = (\bar{S}_t - \bar{S}_w)^{0.5} [(1 - (\bar{S}_w + \bar{S}_{or})^{1/m_{vg}})^{m_{vg}} - (1 - \bar{S}_t^{1/m_{vg}})^{m_{vg}}]^2 \quad Eq V- 11$$

$$k_{rel}^g(\bar{S}_t) = (1 - \bar{S}_t)^{0.5} [1 - (1 - \bar{S}_t^{1/m_{vg}})^{m_{vg}}]^2$$

Kaluarachchi et Parker (1992) ont proposé, en imposant à la pression d'entrée de la phase PLNA ($\bar{S}_o > 0$), une condition pour considérer un endroit (nœud) en tant que système triphasique :

$$P_o \geq \begin{cases} \frac{\beta_{gw} P_g + \beta_{ow} P_w}{\beta_{gw} + \beta_{ow}} & ; P_g > P_w \\ P_w & ; P_g \leq P_w \end{cases} \quad Eq V- 12$$

Le modèle sur COMSOL résout de manière implicite les équations de continuité des phases et leurs pressions associées (P_w, P_g, P_o), tandis qu'il traite clairement les saturations ainsi que les perméabilités relatives correspondantes ($S_w, S_g, S_o, k_{rw}, k_{rg}, k_{ro}$).

III-2-6- Le transfert de masse entre phases

Les propriétés physiques et chimiques du composé organique contrôlent sa répartition dans les différentes phases : évaporé dans l'air de sol, dissous dans l'eau interstitielle, adsorbé sur les particules du sol, et la phase liquide non aqueuse. Les modèles de transfert de masse entre phases sont discutés dans le paragraphe IV du chapitre I. Les équations qui déterminent ces transferts sont incorporées dans l'équation 4 sous le terme E . Elles sont fréquemment exprimées à l'aide de modèles cinétiques de premier ordre, formulées mathématiquement comme suit :

$$E_{\alpha_1-\alpha_2,\beta} = \varphi S_\alpha \lambda_{\alpha_1-\alpha_2,\beta} (C_{\alpha,\beta}^{sat} - C_{\alpha,\beta}) \quad Eq V- 13$$

$E_{\alpha_1-\alpha_2,\beta}$: Transfert de masse entre phase α_1 et α_2 pour un composé β [$M.L^{-3} .T^{-1}$];

$\lambda_{\alpha_1-\alpha_2,\beta}$: Coefficient de transfert de masse entre phase α_1 et α_2 pour un composé β [T^{-1}];

$C_{\alpha,\beta}^{sat}$: Concentration à l'équilibre (à la saturation) du composé β dans la phase α [$M.L^{-3}$].

III-2-6-a-Transfert de masse PLNA/phase gazeuse (volatilisation)

Le transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse est décrit par l'équation suivante :

$$E_{o-g,\beta} = \varphi S_g \lambda_{o-g,\beta} (\bar{C}_{g,\beta}^{sat} - C_{g,\beta}) \quad Eq V- 14$$

La concentration à l'équilibre (à la saturation) du composé β dans le mélange gazeux peut être calculée par :

$$\bar{C}_{g,\beta}^{sat} = X_{g,\beta} P_{g,\beta}^0 \frac{M_\beta}{RT} \quad Eq V- 15$$

Avec M_β la masse molaire du composé β , R la constante des gaz parfait et T la température.

Le coefficient global de transfert de masse entre le PLNA et la phase gazeuse a une grande influence sur les résultats de la modélisation (Zhao, 2007). Trouver un modèle mathématique qui estime ce coefficient en fonction des paramètres d'écoulement, du milieu poreux, du polluant et de sa quantité est en fait le plus grand défi de la modélisation de la SVE à l'échelle pilote ou sur le terrain. En outre, plusieurs auteurs ont constaté que la diminution de la surface de contact ou de l'aire interfaciale permet de réduire la saturation du PLNA par évaporation, ce qui se traduit par un coefficient de transfert global plus faible (Van der Ham et Brouwers, 1998 ; Harper, 1999 ; Nguyen et al., 2013 ; Yoon et al., 2002 ; Yoon et al., 2003 ; Zhao, 2007). Une amélioration du modèle est proposée par ces auteurs pour relier le coefficient global à la saturation en PLNA, ainsi que le temps d'extraction en régime transitoire, ce paramètre étant lié à l'homogénéité du sol et à la saturation de la phase aqueuse (Yoon et al., 2002). Pour inclure également l'effet de traînée dans la simulation de la SVE, où la concentration du gaz extrait dans la dernière étape de diffusion diminue de manière inattendue, Esrael et al. (2017) ont proposé l'utilisation de la saturation de référence NAPL et estimé le coefficient de transfert de masse par l'équation suivante :

$$\lambda_{o-g,\beta} = \begin{cases} a & ; S_0 > S_0^{ref} \\ a \left(\frac{S_0}{S_0^{ref}}\right)^b & ; S_0 \leq S_0^{ref} \end{cases} \quad Eq V- 16$$

Où a et b : paramètres d'ajustement, S_0 Saturation dans la PLNA et S_0^{ref} la saturation de référence en PLNA.

Dans ce travail, la concentration des effluents gazeux en fonction du temps pendant l'extraction lors de la SVE a été représentée selon les résultats du modèle mathématique.

III-2-6-b-Transfert de masse PLNA/ phase aqueuse (solution)

L'échange entre phases : PLNA/Phase aqueuse est calculé par la loi de Fick représentée par l'équation suivante :

$$E_{o-w,\beta} = \varphi S_w \lambda_{o-w,\beta} (S_{w,\beta}^{eff} - C_{w,\beta}) \quad Eq V- 17$$

Le coefficient de transfert de masse entre la PLNA et la phase aqueuse $\lambda_{o-w,\beta}$ peut être calculé à l'aide de la corrélation empirique du nombre de Sherwood (Miller et al., 1990) :

$$Sh_{o-w,\beta}^m = \frac{\lambda_{o-w,\beta} d_{50}^2}{D_{w,\beta}^o} = 12 (\varphi - \theta_o) Re_{w,\beta}^{0.75} \theta_o^{0.6} Sc_{w,\beta}^{0.5} \quad Eq V- 18$$

Où, d_{50} est le diamètre moyen des grains de sol [L], $D_{w,\beta}^o$ est le coefficient de diffusion moléculaire du composé β dans la phase aqueuse [$L^2.T^{-1}$], θ_o est la teneur volumétrique de la phase

NAPL [$L^3.L^{-3}$], $Re_{w,\beta}$ est le nombre de Reynolds du composé β dans la phase aqueuse et $Sc_{w,\beta}$ est le nombre de Schmidt du composé β dans la phase aqueuse.

III-2-6-c-Transfert de masse phase aqueuse/phase gazeuse (stripping)

Plusieurs auteurs ont utilisé des modèles cinétiques pour simuler ce transfert de masse afin de modéliser l'extraction sous vide dont celui représenté dans l'Eq. V.19 (Gierke et al., 1992 ; Chao et al., 1998 ; Nguyen et al., 2013) :

$$\begin{aligned}
 E_{w-g,\beta} &= \varphi S_w \lambda_{w-g,\beta} \left(C_{w,\beta} - \frac{C_{g,\beta}}{H_\beta} \right) \\
 &= \varphi S_w 10^{-2.49} U_g^{0.84} d_{50}^{0.55} H_\beta^{-0.61} \left(C_{w,\beta} - \frac{C_{g,\beta}}{H_\beta} \right) \quad \text{Eq V- 19}
 \end{aligned}$$

III-2-6-d-Transfert de masse phase aqueuse/phase solide (sorption)

Le modèle empirique d'estimation du coefficient cinétique globale de transfert aqueuse/solide utilisé est celui de Brusseau et al. (1989):

$$\begin{aligned}
 E_{w-s,\beta} &= \varphi S_w \lambda_{w-s,\beta} \left(C_{w,\beta} - \frac{C_{s,\beta}}{K_{d,\beta}} \right) \\
 &= \varphi S_w \exp(0.301 - 0.668 \log(K_{d,\beta})) \left(C_{w,\beta} - \frac{C_{s,\beta}}{K_{d,\beta}} \right) \quad \text{Eq V- 20}
 \end{aligned}$$

Où $C_{s,\beta}$ la concentration du composé β dans la phase solide [$M.L^{-3}$], et $K_{d,\beta}$ le coefficient de sorption du composé β dans le sol [$L^3.M^{-1}$], et qui peut être calculé à partir de la teneur du sol en carbone organique f_{oc} [-] et du coefficient de partage carbone organique /eau $K_{oc,\beta}$ du composé β .

$$K_{d,\beta} = f_{oc} K_{oc,\beta} \quad \text{Eq V- 21}$$

Brusseau et Rao (1989) ont étudié l'effet de plusieurs composés organiques qui ont un coefficient de partage du sol $\log K_{d,\beta}$ compris entre -1,5 et 5,5 sur la cinétique de sorption.

III-2-6-e-Réaction d'adsorption de la PLNA sur la phase solide

Une compréhension appropriée et l'adoption d'hypothèses simplificatrices pour la simulation mathématique restent essentielles pour une première approche. Dans ce contexte, nous avons choisi d'utiliser une équation d'adsorption de cinétique du premier ordre linéaire pour notre première modélisation (Eq V- 22). Cette décision découle de la simplicité inhérente à cette forme d'équation, qui permet une compréhension initiale des phénomènes en jeu. Cependant, cette simplification peut ne pas saisir toute la complexité de la réalité. Par conséquent, nous sommes conscients que ce choix pourrait ne pas refléter de manière précise les observations expérimentales futures. Malgré cela, il représente un premier pas important vers une compréhension plus

approfondie du système, permettant d'identifier des tendances initiales et de poser les bases pour des modèles plus sophistiqués à l'avenir.

$$R = \left((K_{p,\beta} \rho_s \phi_s) - (\phi_l \varphi_t) \right) * S_0 \quad \text{Eq V- 22}$$

Avec, $K_{p,\beta}$ le coefficient de partition, ρ_s la masse volumique du sol, ϕ_s taux de décroissance dans la phase solide, ϕ_l taux de décroissance dans la phase liquide et φ_t la porosité du milieu.

Dans ce travail, nous avons pris en considération uniquement l'adsorption de la phase liquide (aqueuse et PLNA) sur la phase solide. La sorption de la phase gazeuse n'est pas prise en compte dans ce contexte, le polluant en question a tendance à se volatiliser plutôt qu'à être retenu dans les pores du sol. De même, la biodégradation a été négligée dans notre étude. Cette décision repose sur le fait que le sol utilisé est un sol reconstitué et ne contient pas les micro-organismes biologiques actifs présents dans un sol naturel.

III-3- Estimation du coefficient de dispersion hydrodynamique

Notre équipe a développé un modèle de transport/transfert de masse entre les phases PLNA et gazeuse en simulant des résultats expérimentaux sur des colonnes 1D. Contrairement à Wilkins et al (1995) et Yoon et al (2002), qui ont négligé la dispersion hydrodynamique, il a été démontré par Esrael et al (2017) que ce paramètre ne peut être ignoré dans l'estimation du coefficient de transfert de masse, en particulier à faible vitesse. L'efficacité de la SVE est affectée par les limitations du transfert de masse et la phase de résidus (Kacem et al, 2016 ; Esrael et al 2017).

La dispersivité longitudinale α_L du milieu d'étude est estimée expérimentalement à partir de l'essai de traçage. Cet essai consiste à l'injection en continue (injection échelon) d'une solution de chlorure de sodium ($C_{s0} = 0,8 \text{ g.L}^{-1}$) à un débit de 90 ml.min^{-1} à travers un échantillon de sol propre et suivre sa concentration en fonction du temps à la sortie.

La détermination de ce paramètre intrinsèque est effectuée selon la méthode de distribution de temps de séjour DTS. Cette méthode se base sur l'analyse des temps de séjours du traceur dans le milieu. Selon Fried et al. (1971), la dispersivité longitudinale peut être approchée expérimentalement pour un milieu de longueur L en fonction des temps caractéristiques ($t_{0,16}$, $t_{0,5}$ et $t_{0,81}$). Elle est définie à partir de l'expression suivante :

$$\alpha_L = \frac{LT^2}{2t_{0,5}^2} \quad \text{Eq V- 23}$$

$$\text{Avec } T_d = \frac{t_{0,86} - t_{0,16}}{2},$$

t_i ($i \in 0,16 ; 0,5 ; 0,84$) est le temps pour lequel la concentration relative de l'effluent en NaCl ($\frac{C_s}{C_{s0}}$) atteint la valeur i .

Cette expérience a déjà été réalisée dans notre laboratoire en utilisant un sable similaire au nôtre, le HN31 (Salmi, 2020). Nous avons décidé de ne pas la répéter pour le sol 1 (composé à 100% de HN31), mais nous avons entrepris l'expérience pour le sol 2.

La figure V- 1 représente une évolution typique de la concentration relative ($\frac{C_s}{C_{s0}}$) de restitution de NaCl au cours du temps. En effet, cette figure montre la présence d'une zone transitoire qui correspond à la saturation de la colonne de sol avec le soluté. Cette zone est suivie d'une phase stationnaire où la concentration de l'effluent en NaCl atteint son maximum et le milieu poreux est ainsi totalement saturé en soluté.

La dispersivité longitudinale α_L du sol 1 est d'environ 0,026 m, tandis que celle du sol 2 est d'environ 0,024 m.

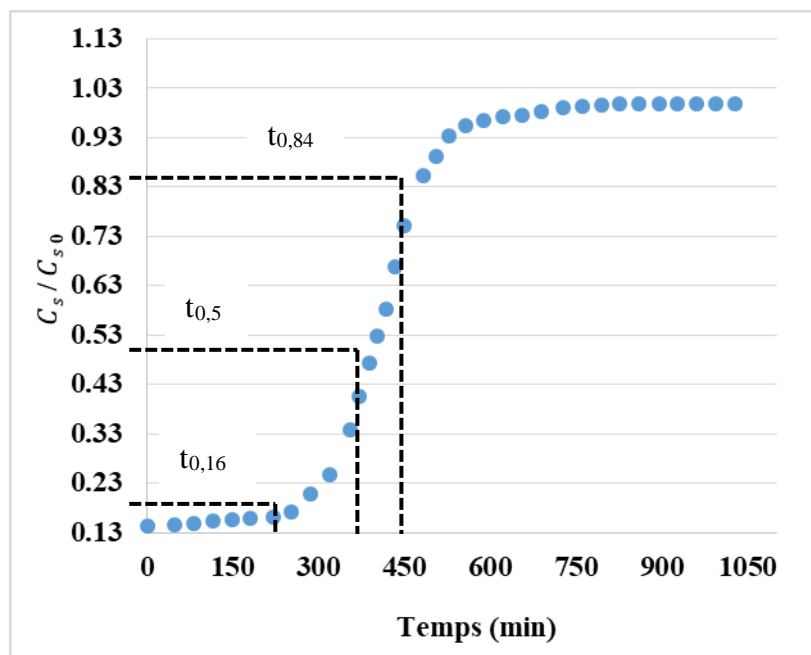


Figure V- 1 : Courbe de restitution du traceur (NaCl) pour le sol 2 en fonction du temps

III-4-Conditions initiales et aux limites du modèle

La configuration géométrique du modèle unidimensionnelle (1D), comprenant les conditions initiales et les conditions aux limites, est représentée de manière schématique pour tous les tests de SVE (avec des mono et double polluants) (Figure V- 2).

Le modèle implique l'utilisation de cinq équations différentielles partielles, dont l'une simule l'écoulement de la phase gazeuse (équation de continuité, Eq V-1), tandis que les autres équations

sont utilisées pour représenter la conservation de la masse des phases gazeuses mobiles, la phase liquide non aqueuse (PLNA), la phase aqueuse et la phase solide immobile (Eq V- 4). Le transfert de masse entre les phases aqueuses et gazeuses, organiques et aqueuses, ainsi qu'entre l'aqueuse et la phase solide, s'effectue conformément aux modèles détaillés dans le paragraphe III-2-6.

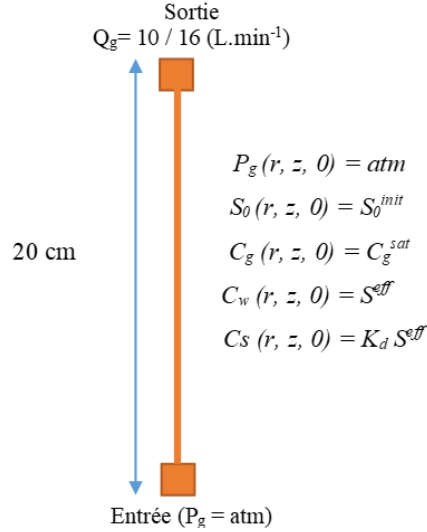


Figure V- 2 : Géométrie et les conditions initiales et aux limites de la colonne 1D

Les conditions initiales de concentration sont définies par les équations suivantes :

$$C_g(r, z, 0) = X_{g,\beta} \frac{P_{g,\beta}^0 M_\beta}{R T} \quad \text{Eq V- 24}$$

$$C_w(r, z, 0) = S_{w,\beta} \quad \text{Eq V- 25}$$

$$C_s(r, z, 0) = K_{d,\beta} S_{w,\beta} \quad \text{Eq V- 26}$$

La pression gazeuse initiale $P_g(r, z, 0)$ est égale à 1 atm, et la saturation initiale en PLNA a été déterminée de telle manière que $S_o(r, z, 0) = S_o^{\text{init}}$. Les conditions aux limites pour l'écoulement étaient les suivantes :

❖ À l'entrée, des conditions de Dirichlet ont été appliquées, avec $P_g = 1 \text{ atm}$.

❖ À la sortie, les conditions de Neumann ont été utilisées :

$$q_g = - \frac{k_{\text{int}} \cdot k_{\text{rel}}}{\mu_g} (\nabla P_g + g \nabla z) \quad \text{Eq V- 27}$$

$$\text{Pour les parois des colonnes, } (\nabla P_g + \rho_g g \nabla z) = 0 \quad \text{Eq V- 28}$$

En ce qui concerne le transport dans la phase gazeuse, voici les conditions aux limites :

❖ De type Dirichlet : $C_g = 0$ (Orifice d'entrée, gaz propre)

De type Neumann :

$$\overline{D}_g \nabla C_g = 0 \text{ (Orifice de sortie)} \quad \text{Eq V- 29}$$

$$q_g C_g - \overline{D}_g \nabla C_g = 0 \text{ (Pari)} \quad \text{Eq V- 30}$$

Pour les autres équations de transport :

- ❖ De type Neumann : $\nabla S_o = \nabla C_w = \nabla C_s = 0$ (Parois, entrée et sortie)

Le maillage fin typique avec des éléments Lagrange-quadratiques a été utilisé.

III-5- Méthodologie de modélisation

Pour un sol sec, les équations (Eq V- 17), (Eq V- 19) et (Eq V- 20) ne sont pas applicables. L'équation (Eq V- 22) est uniquement applicable aux sols contenant de l'argile (Sol 2). L'équation (Eq V- 16) a été utilisée pour estimer le coefficient de transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse $\lambda_{o-g,\beta}$. La saturation de référence S_o^{ref} est estimée à 0,01 pour le toluène et 0,006 pour le n-décane pour tous les tests par ajustement. Bien que ces valeurs donnent de bons résultats, elles doivent être vérifiées pour d'autres sols et polluants.

Dans un modèle mathématique, le coefficient de transfert de masse air-PLNA peut être constant ou bien variable. L'utilisation des modèles, où les coefficients de transfert de masse sont supposés restés constants, peut conduire à des erreurs importantes dans la simulation du comportement des contaminants (Harper, 1998, Gidda, 2003, Zhao, 2007). Cela explique pourquoi de nombreux modèles ne peuvent pas être corrélés à toutes les étapes expérimentales de traitement en fixant les valeurs des coefficients de transfert de masse.

Tableau V- 1 : les équations de transferts utilisées pour chaque sol

	Sol 1 sec	Sol 2 sec	Sol 1 humide	Sol 2 humide
Eq. V- 14 Transfert de masse PLNA/phase gazeuse (volatilisation) identification des paramètres <i>a</i> et <i>b</i> de l'équation V- 16	X	X	X	X
Eq. V- 17 Transfert de masse PLNA/ phase aqueuse (solution)			X	X
Eq. V- 19 Transfert de masse phase aqueuse/phase gazeuse (stripping)			X	X
Eq. V- 20 Transfert de masse phase aqueuse/phase solide (sorption)			X	X
Eq. V- 22 Transfert de masse PLNA/phase solide (sorption)		X		X

III-6- Évaluation globale du modèle

Afin de vérifier la précision du modèle, il est essentiel de confronter les résultats de la simulation avec les données expérimentales. Cette comparaison est réalisée en utilisant des indicateurs de concordance couramment employés dans la littérature, à savoir le coefficient de corrélation R^2 , l'erreur quadratique moyenne (RMSE), et l'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE). Les expressions mathématiques de ces indicateurs sont les suivantes :

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N [y_{i.exp} - y_{i.mod}]^2}{\sum_{i=1}^N [y_{i.exp} - y_{i.exp}]^2} \quad Eq V- 31$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N [y_{i.exp} - y_{i.mod}]^2}{N}} \quad Eq V- 32$$

$$NRMSE = \frac{RMSE}{\max(y_{i.exp}) - \min(y_{i.exp})} \quad Eq V- 33$$

Ici, dans ces équations, N représente le nombre de points échantillonnés dans les données prédites et expérimentales. Les $y_{i.mod}$ désignent les termes générés par le modèle, tandis que $y_{i.exp}$ représente la moyenne des données expérimentales.

Le coefficient de détermination (R^2) est un indicateur couramment utilisé pour évaluer la qualité de l'ajustement d'un modèle statistique aux données observées. Bien qu'il soit traditionnellement associé aux modèles linéaires, il peut également être appliqué aux modèles non linéaires. Toutefois, il est essentiel de comprendre que son interprétation dans le contexte des modèles non linéaires peut différer légèrement de celle des modèles linéaires. Dans le cadre des modèles non linéaires, un R^2 proche de 1 indique généralement un ajustement satisfaisant du modèle aux données. Cela signifie que le modèle parvient à expliquer une grande partie de la variance observée dans les données expérimentales. Néanmoins, il est important de souligner que le R^2 seul ne fournit pas une évaluation exhaustive de la qualité de l'ajustement. Il est souvent recommandé de l'utiliser conjointement avec d'autres mesures d'erreur, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), pour obtenir une vision plus complète de la performance du modèle.

En pratique, des valeurs de RMSE et de NRMSE proches de zéro indiquent une bonne adéquation du modèle mathématique au mécanisme réel sous-jacent. Cela suggère que les prévisions du modèle correspondent étroitement aux observations expérimentales. Ainsi, l'utilisation combinée du R^2 et d'autres mesures d'erreur offre une évaluation plus robuste de la qualité de l'ajustement du modèle, particulièrement dans le cas des modèles non linéaires où les relations entre les variables peuvent être plus complexes.

Afin d'évaluer de manière systématique la qualité des résultats des modèles à une échelle logarithmique, en particulier pour les valeurs de concentration faibles dans la phase de diffusion, plusieurs auteurs (tels que Gidda en 2003, Nguyen et al. en 2013 et Zhao en 2007) ont proposé l'utilisation d'une formule d'erreur appelée NSSRD (Normalized Sum of the Squared Relative Deviations). En pratique, la NSSRD permet de quantifier les écarts entre les valeurs prédites par un modèle et les valeurs observées dans les données expérimentales. Elle prend en compte à la fois l'importance des écarts et leur nature relative par rapport aux valeurs observées. Lorsque la valeur minimale de NSSRD est obtenue, cela indique que le modèle fournit le meilleur ajustement possible aux données.

$$NSRRD = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[\frac{\log(C_{g,i})_{exp} - \log(C_{g,i})_{mod}}{\log(C_{g,i})_{exp}} \right]^2 \quad Eq V- 34$$

Avec, $\log(C_{g,i})_{exp}$ et $\log(C_{g,i})_{mod}$ sont les concentrations expérimentales et calculées dans le gaz extrait [$M L^{-3}$], respectivement.

Les indicateurs de concordance tels que le RMSE, le NRMSE et R^2 sont pertinents pour évaluer la cohérence globale d'un modèle avec les résultats expérimentaux, surtout lorsque les faibles concentrations dans la phase de diffusion n'ont pas un impact significatif. En revanche, la mesure NSSRD, utilisé à une échelle logarithmique, considère que les faibles concentrations ont le même effet que les concentrations plus élevées en termes de cohérence, ce qui la rend particulièrement pertinente pour l'étude de l'effet de la traînée.

IV- Résultats et Discussion

IV-1-Introduction

L'équation de conservation de masse (Eq V- 4) du polluant dans la phase gazeuse et le transfert PLNA/phase gazeuse pour une géométrie 1D est donnée par :

$$\underbrace{\varphi S_g \frac{\partial C_{g,\beta}}{\partial t}}_{Accumulation} + \underbrace{q_g \frac{\partial C_{g,\beta}}{\partial x}}_{Advection} - \underbrace{\varphi S_g \overline{D_{\alpha,\beta}} \frac{\partial^2 C_{g,\beta}}{\partial x^2}}_{Dispersion} = \underbrace{\varphi S_g \lambda_{o-g,\beta}}_{Transfert} (C_{g,\beta}^{sat} - C_{g,\beta}) \quad Eq V- 35$$

Le tableau V- 2 récapitule les paramètres des polluants (n-décane et toluène) et du sol introduit dans le modèle.

Tableau V- 2 : Caractéristiques des sols et des polluants utilisés

Elément	Propriétés	Valeur	
		Sol 1	Sol 2
Sol	Perméabilité intrinsèque K_{int}	$5,15 \cdot 10^{-10}$	$9,45 \cdot 10^{-11}$
	Densité apparente ρ_s (g.cm ⁻³)	1,5	1,38
	Densité réelle ρ_r (g.cm ⁻³)	2,65	2,59
	Porosité φ	0,40	0,38
	Saturation $S_{w,s}$	0,4	0,44
	Saturation résiduelle $S_{w,r}$	0,060	0,065
	Fraction de carbone organique dans le sol f_{oc} (SIBELCO, 2021)	0,02	0,03
	Paramètre de Van Genuchten α_{vg} (m ⁻¹)	4,3	1,98
	paramètre de Van Genuchten n_{vg}	2,4	2,54
	Diamètre moyen d_{50} (mm) (SIBELCO, 2021)	0,325	0,293
	Dispersivité longitudinale α_L (m)	0,026	0,024
	Phase aqueuse	Masse volumique ρ_w (g.L ⁻¹)	1
Viscosité μ_w (Pa.s)		10^{-3}	
Phase gaz	Masse volumique ρ_g (g.L ⁻¹)	1,28	
	Viscosité μ_g (Pa.s)	$1,83 \cdot 10^{-5}$	
PLNA		Toluène (NCBI, 2021 (a))	n-Décane (NCBI,2021 (a))
	Masse molaire M_β (g.mol ⁻¹)	92,14	142.28
	Point d'ébullition (°C)	110,6	174,1
	Densité ρ_o	0,867	0,73
	Pression de vapeur $P_{g,\beta}^0$ (kPa)	à 20°C : 3,0	à 20 °C:0.135
	Tension superficielle (air-PLNA) σ_{go} (N.m ⁻¹)	$28,5 \cdot 10^{-3}$	$23,37 \cdot 10^{-3}$
	Tension superficielle (PLNA-eau) σ_{ow} (N.m ⁻¹)	$34,5 \cdot 10^{-3}$	$51,1 \cdot 10^{-3}$
	Tension superficielle (air-eau) σ_{gw} (N.m ⁻¹)	$68,5 \cdot 10^{-3}$	$124,18 \cdot 10^{-3}$
	Viscosité dynamique μ_o (Pa.s)	$0,59 \cdot 10^{-3}$	$8,468 \cdot 10^{-4}$
	Solubilité dans l'eau $M_{w,\beta}$ (mg.L ⁻¹)	515	0,052
	Constante de Henry H_β (atm m ³ /mol)	$6,73 \cdot 10^{-3}$	3,65
	Coefficient de diffusion dans l'air à $D_{g,\beta}^0$ (cm ² .s ⁻¹)	$8,7 \cdot 10^{-2}$	$6.06 \cdot 10^{-2}$
	Coefficient de diffusion dans l'eau $D_{w,\beta}^0$ (cm ² .s ⁻¹)	$8,6 \cdot 10^{-6}$	$4,06 \cdot 10^{-5}$
	Coefficient de partition K_p (m ³ .g ⁻¹) (Malina et al ., 2010)	0,0102	0,0182
	Log K_{ow}	2,69	5,01
	Coefficient de partage polluant-composé organique K_{oc} (L.kg ⁻¹)	182	1451

IV-1- Mono-pollution

La détermination des coefficients de transfert de masse peut être réalisée en adaptant les valeurs obtenues par modélisation pour qu'elles concordent avec les valeurs expérimentales. L'identification inverse du modèle aux données expérimentales a été réalisée en minimisant le NSSRD.

Les tableaux V- 3 et V- 4 résument les paramètres obtenus par calibration du modèle proposé aux résultats expérimentaux de chaque sol et polluant. Dans le processus d'identification inverse, les paramètres "a", "b" ont été modifiés jusqu'à ce qu'on obtienne le meilleur ajustement possible pour chaque expérience. L'évaluation de la qualité de l'identification inverse s'est appuyée non seulement sur le NSSRD, mais également sur la capacité du modèle à prédire avec précision les concentrations à la fin du traitement (Tableau V- 3 et V- 4). Pour le n-décane, en commençant par le temps $t=0$, le stade précoce a été ajusté en ajustant la valeur de "a" jusqu'à ce qu'une meilleure adéquation au stade précoce soit obtenue et qu'une estimation de l'adéquation au stade final soit atteinte. Différentes valeurs de "b" ont été examinées après la détermination de la valeur de "a". Une fois que la valeur minimale de NSSRD est atteinte, la meilleure adéquation visuelle finale est confirmée quantitativement.

Tableau V- 3: Paramètres d'ajustement de la modélisation de n-décane avec évaluation de l'erreur

Débit	Sols	a [h^{-1}]	b	RMSE	NRMSE	R ² [-]	NSSRD
10 (L.min ⁻¹)	Sol 1 sec	2000	3	0,0018	0,0604	0,9921	0,0390
	Sol 2 sec	680	1,5	0,0018	0,0707	0,9858	0,0293
	Sol 1 humide	15000	2	0,0013	0,0493	0,9910	0,0158
	Sol 2 humide	11200	3	0,0016	0,0595	0,9860	0,0342
16 (L.min ⁻¹)	Sol 1 sec	3100	4	0,0019	0,0652	0,9863	0,0339
	Sol 2 sec	910	1,6	0,0010	0,0365	0,9954	0,0230
	Sol 1 humide	24000	5	0,0008	0,0329	0,9959	0,0119
	Sol 2 humide	11400	3	0,0017	0,0663	0,9784	0,0365

Tableau V- 4: Paramètres d'ajustement de la modélisation de toluène avec évaluation de l'erreur

Débit	Sols	a [h ⁻¹]	b	RMSE	NRMSE	R ² [-]	NSSRD
10 (L.min ⁻¹)	Sol 1 sec	1900	2	0,0114	0,0362	0,9886	0,0890
	Sol 2 sec	1100	1,5	0,0084	0,0321	0,9916	0,0073
	Sol 1 humide	70000	4	0,0045	0,0183	0,9967	0,0119
	Sol 2 humide	60000	2	0,0037	0,0245	0,9895	0,0095
16 (L.min ⁻¹)	Sol 1 sec	3000	3	0,0131	0,0431	0,9863	0,0941
	Sol 2 sec	1600	1,7	0,0055	0,0212	0,9968	0,0186
	Sol 1 humide	80000	5	0,0049	0,0208	0,9959	0,0575
	Sol 2 humide	70000	3	0,0022	0,0161	0,9957	0,0074

Selon la modélisation, le coefficient de transfert de masse de la PLNA vers la phase gaz ($\lambda_{o-g,\beta}$) a eu le plus grand effet sur les résultats. Il a été observé que le paramètre d'ajustement "b" était sensible aux petits changements et avait tendance à dominer la caractérisation de l'étape de diffusion de la courbe de concentration présentée dans les figures V- 2. Le paramètre "a" contrôle le comportement du modèle au début de l'extraction, qui correspond à des concentrations initiales de gaz résiduel plus élevées en raison d'un taux de transfert de masse accru. La fraction résiduelle a été mieux approximée par le modèle avec $b > 1$, ce qui confirme l'importance de la concentration de l'étape de diffusion et de la fraction de contaminant libre non accessible au flux d'air, comme l'ont observé Nguyen et al. (2013) et Esrael et al. (2017).

En général les valeurs des NSSRD ont été faibles pour toutes les expériences réalisées. Le fait qu'une seule valeur de ces paramètres empiriques ne peut pas permettre de corrélérer d'une manière adéquate plusieurs courbes expérimentales, indiquant ainsi un effet de débit d'extraction sur le coefficient de transfert de masse. Il est observé que le paramètre "a" augmente proportionnellement avec l'augmentation du débit d'air (Tableaux V- 3 et V- 4). En revanche, le paramètre empirique "b" présente une augmentation marginale avec le débit d'extraction, ce qui correspond aux observations précédemment rapportées par Boudouch et al. (2016).

Le paramètre "a" des sols humides diffère considérablement de celui des sols secs, principalement en raison de l'impact de la saturation en eau. Cette saturation réduit la présence de la phase gazeuse et accélère les mouvements au niveau des pores. De plus, elle diminue en raison de la tortuosité et de la dispersion hydraulique, comme mentionné par Esrael et al. (2017).

Les valeurs simulées et obtenues expérimentalement pour le n-décane et le toluène, présentées sur les figures V- 3 et V- 4, ont été utilisées pour valider l'exactitude du modèle de simulation. La

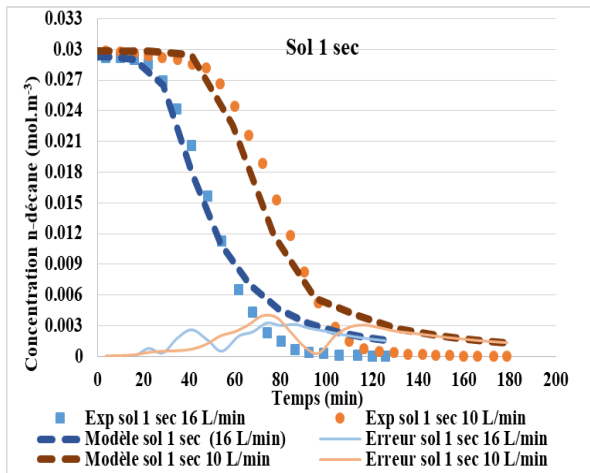
valeur minimale de R^2 des tests réalisés s'est avérée être 0,97 (n-décane) et 0,98 (toluène), ce qui indique que les valeurs simulées correspondaient relativement bien aux valeurs obtenues expérimentalement. En général les valeurs des NSSRD ont été faibles pour toutes expériences réalisées.

Les Figure V- 3 et V- 4 illustrent l'évolution expérimentale de la concentration du n-décane et du toluène en situation mono-pollution, ainsi que celles de la simulation du modèle proposé en fonction du temps.

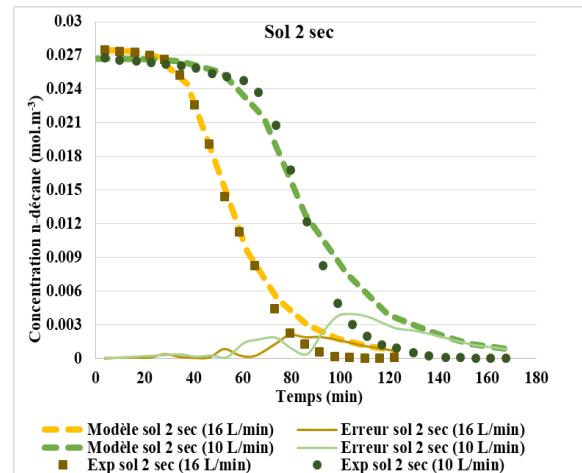
La figure V-2 illustre une similitude de tendance entre la courbe du modèle et celle des données expérimentales. La concentration diminue progressivement jusqu'à atteindre des valeurs proches de zéro. De plus, le modèle est capable de représenter les trois phases caractéristiques du SVE : l'évacuation, l'évaporation et la diffusion, distinctement séparées par deux points d'inflexion. Après la phase initiale, la quantité résiduelle du polluant devient progressivement moins accessible au flux d'air, piégée soit dans de petits forages (pour les sols secs) soit dissoute dans l'eau/adsorbée sur les grains du sol (pour les sols humides). Le deuxième point d'inflexion marque la disparition du NAPL libre, et la concentration en gaz après ce point est déterminée par la partie diffusion, où un nouvel équilibre entre les phases se forme : PLNA adsorbée (Eq V- 22), PLNA dissoute (Eq V- 17), absence de PLNA accessible, et flux d'air.

On observe une augmentation de l'erreur maximale à mesure que le débit diminue, atteignant environ $3 \cdot 10^{-3} \text{ mol.m}^{-3}$ à un débit de 16 L.min^{-1} , comparativement à $3,9 \cdot 10^{-3} \text{ mol.m}^{-3}$ à un débit de 10 L.min^{-1} . L'erreur a connu une augmentation lors de la fin de la deuxième phase, atteignant son point culminant à la fin de cette phase. Avec la progression de la troisième phase, l'erreur a diminué à partir de la valeur maximale avec un taux de réduction similaire à celui de la diminution de la concentration.

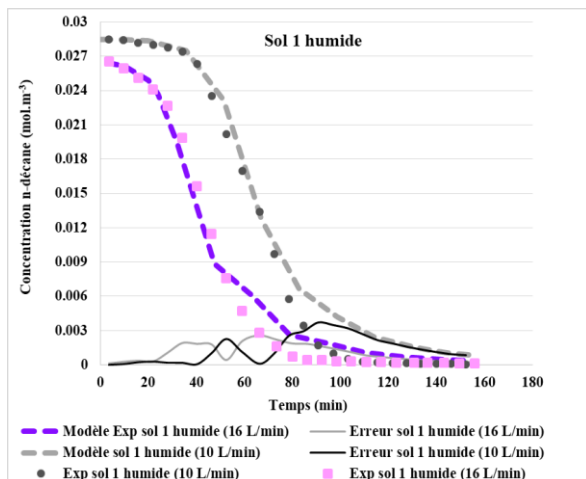
Pour les sols humides, la présence d'eau favorise le transfert de masse entre différentes phases : aqueuse/gazeuse (Eq V- 19), phase liquide non aqueuse (PLNA)/aqueuse (Eq V- 17) et aqueuse/solide (Eq V- 20), un nouvel équilibre a été atteint pour tous les modèles dans les sols humides. Ceci facilite les échanges entre les phases, augmentant ainsi la concentration du gaz extrait dans l'étape de diffusion.



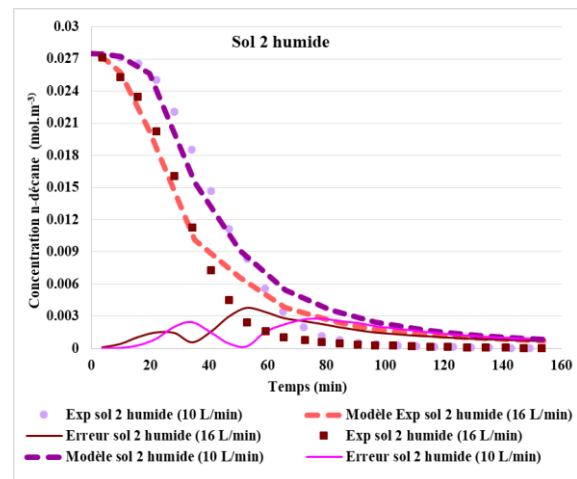
a- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



b- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



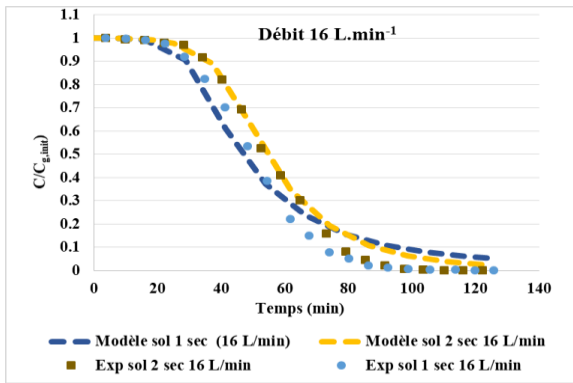
c- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



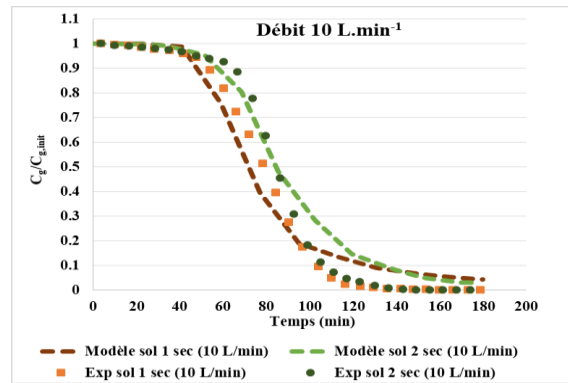
d- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹

Figure V- 3 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane

La Figure V- 4 présente l'évolution de la concentration du n-décane par rapport à sa concentration initiale en fonction du temps, ce qui permet une comparaison entre les modèles des sols 1 et 2. L'impact de la désorption sur le modèle est clairement observé, avec une libération plus lente du n-décane pour le sol 2, qui contient du kaolin (5%) en plus du sable. L'effet de la désorption s'observe également dans la phase de diffusion, où l'effet de traînée est plus proche des résultats expérimentaux pour le sol 2 que pour le sol 1. Cependant, cette différence n'est pas importante pour un sol comportant uniquement 5% de masse en kaolin.



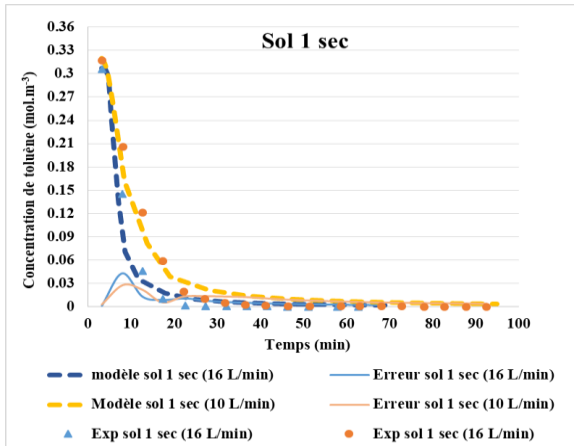
a- Simulation des résultats expérimentaux pour les sols 1 et 2 secs à un débit d'extraction 16 L.min⁻¹



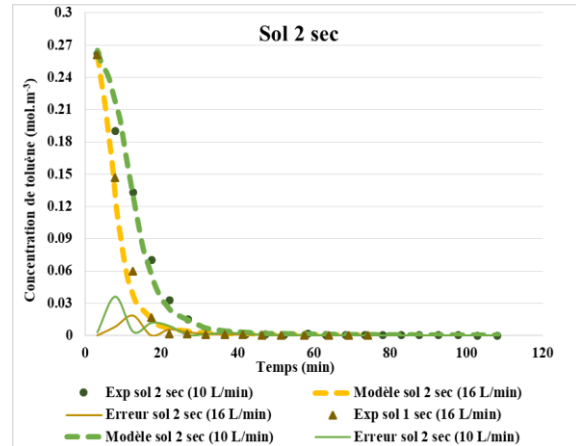
b- Simulation des résultats expérimentaux pour les sols 1 et 2 secs à un débit d'extraction 10 L.min⁻¹

Figure V- 4 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane pour le sol 1 et 2 sec

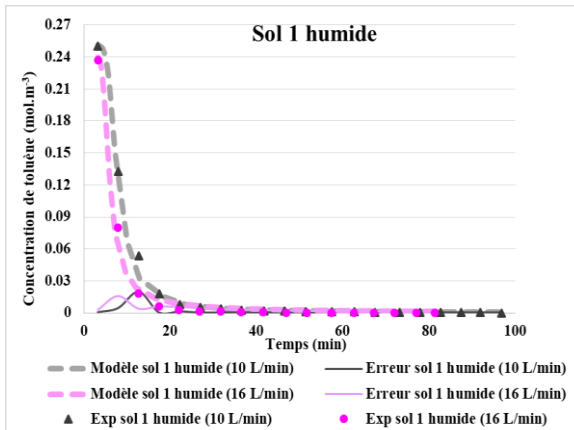
Le taux de transfert de masse entre l'air et la PLNA diminue de manière exponentielle pendant le processus d'extraction (Figure V- 5). L'erreur dans ce cas est minimale et le modèle a la capacité de simuler parfaitement les faibles concentrations.



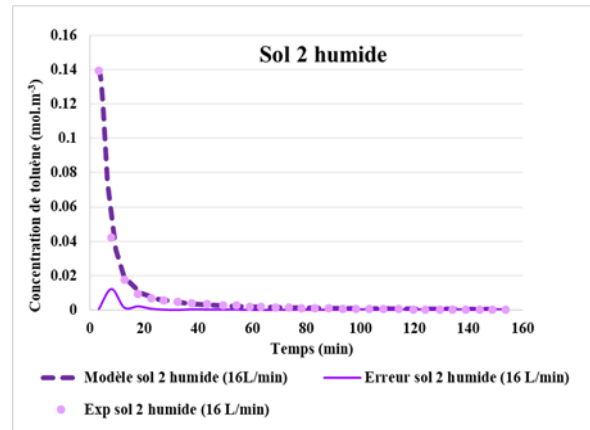
a- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



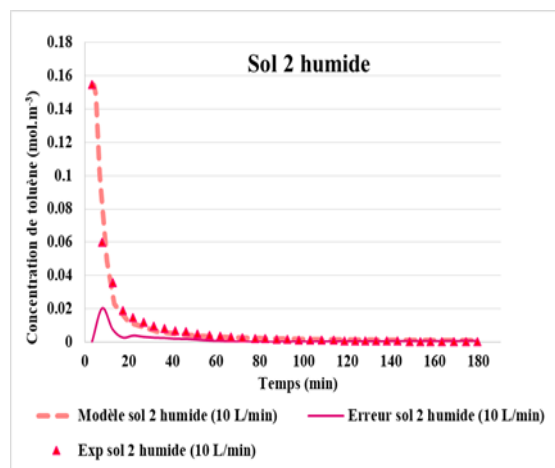
b- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



c- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



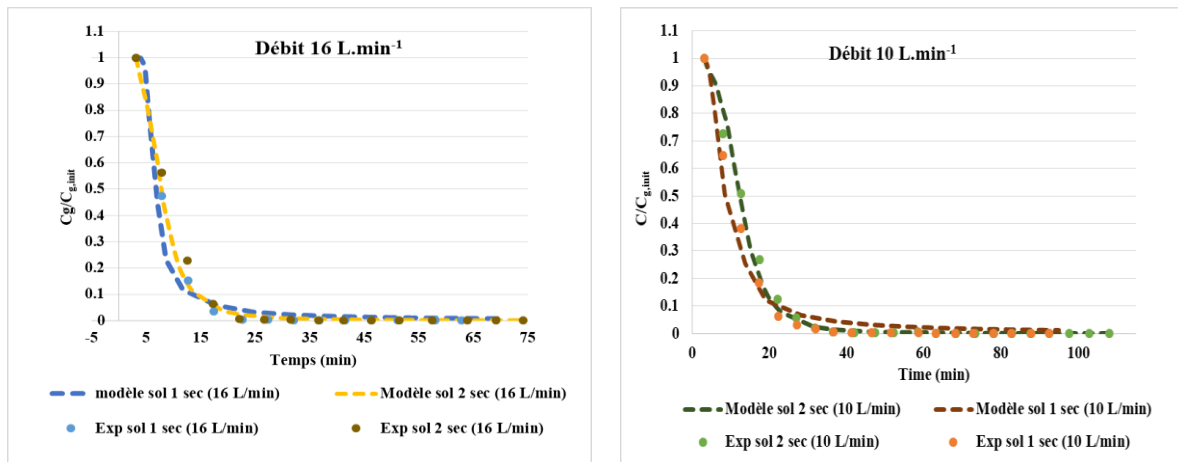
d- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide aux deux débits d'extraction 16 L.min⁻¹



e- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide aux deux débits d'extraction 10 L.min⁻¹

Figure V- 5: Résultats de l'extraction du toluène issus d'expérimentations et de modélisations en situation de mono-pollution

La Figure V- 6 présente la variation de la concentration du toluène par rapport à sa concentration initiale au fil du temps pour les sols 1 et 2. L'écart entre les courbes de modélisation des deux sols ne se révèle pas significatif ; le modèle ne parvient pas à décrire la différence lorsque la teneur en argile est fixée à 5%. Cette observation pourrait être due, en plus de la faible teneur en kaolin dans le sol 2, à la nature du polluant, qui est plus volatil et donc moins retenu par rapport au n-décane.



a- Simulation des résultats expérimentaux pour les sols 1 et 2 secs à un débit d'extraction 16 L.min⁻¹

b- Simulation des résultats expérimentaux pour les sols 1 et 2 secs à un débit d'extraction 10 L.min⁻¹

Figure V- 6 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction du toluène pour le sol 1 et 2 secs

IV-2- Double-pollution

IV-2-1- introduction

Dans le cadre de la modélisation de l'extraction des double-polluants par SVE, des modifications ont été apportées au modèle précédent afin de prendre en compte la présence d'un deuxième polluant. Une des principales modifications a été l'introduction d'une autre équation de conservation de masse et de convection-diffusion (Eq V- 4), spécifiquement adaptée au deuxième polluant. Une seule équation de Darcy a été utilisée pour les deux polluants. Les équations d'état de phase (Eq V- 6) ainsi que les relations constitutives (Eq V- 7, Eq V- 8, Eq V- 10, Eq V- 11, Eq V- 12) ont également été dupliquées pour chaque polluant. Toutes les équations de transfert mentionnées dans le paragraphe III-2-6 ont été dédoublées (Eq V- 14, Eq V- 15, Eq V- 16, Eq V- 17, Eq V- 18, Eq V- 19, Eq V- 20, Eq V- 21, Eq V- 22). Désormais, chaque équation de transfert est définie par ses propres paramètres physico-chimiques correspondant à chaque polluant, incluant les paramètres d'ajustement a et b (Eq V- 16). Cependant, les paramètres des sols et la géométrie du modèle sont inchangeables.

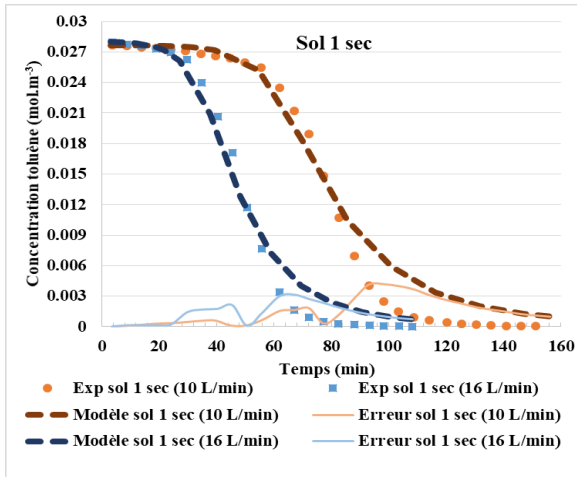
IV-2-2- N-décane

Le Tableau V- 5 synthétise les paramètres obtenus par la calibration du modèle en fonction des résultats expérimentaux du n-décane pour chaque type de sol. Le coefficient de détermination minimal (R^2) des tests s'est révélé être de 0,97, tandis que le R^2 maximal était de l'ordre de 0,99, ce qui indique que les valeurs simulées concordaient assez bien avec les valeurs obtenues expérimentalement. Pour toutes les expériences réalisées, les valeurs des NSSRDs sont très faibles.

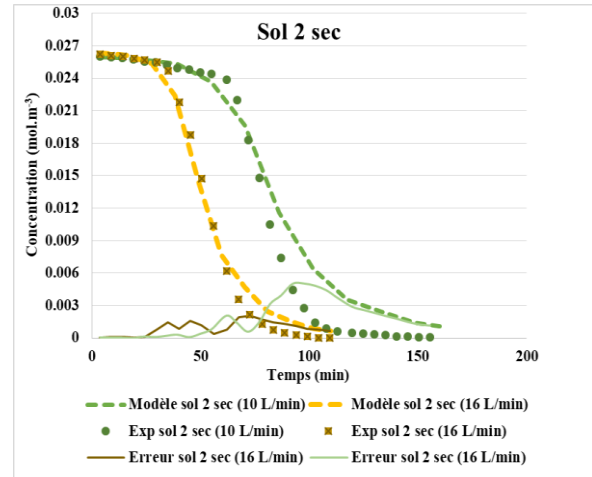
Tableau V- 5: Paramètres d'ajustement de la modélisation de n-décane en situation de double-pollution avec évaluation de l'erreur

Débit	Sols	a [h^{-1}]	b	RMSE	NRMSE	R^2 [-]	NSSRD
10 ($L.min^{-1}$)	Sol 1 sec	800	1,6	0,0019	0,07035	0,9856	0,0322
	Sol 2 sec	380	1,15	0,0023	0,0918	0,9757	0,0277
	Sol 1 humide	16200	2	0,0013	0,0492	0,9935	0,0107
	Sol 2 humide	18000	20	0,0005	0,0237	0,9978	0,0014
16 ($L.min^{-1}$)	Sol 1 sec	820	1,7	0,0016	0,0582	0,9899	0,0305
	Sol 2 sec	550	1,45	0,0011	0,0425	0,9946	0,0183
	Sol 1 humide	18000	3	0,0008	0,0312	0,9967	0,0078
	Sol 2 humide	20000	35	0,0009	0,0377	0,9919	0,0132

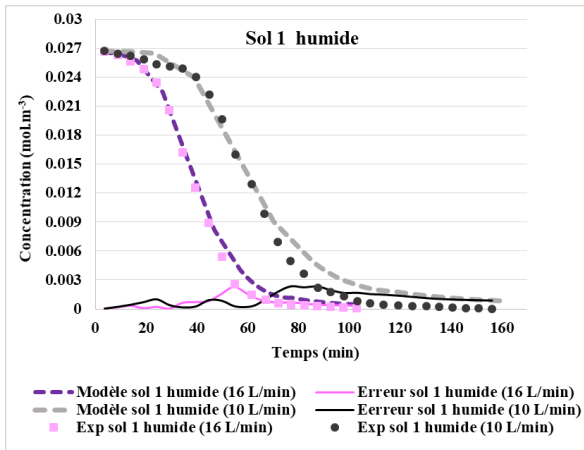
La figure V- 7 présente les résultats expérimentaux ainsi que ceux issus de la modélisation pour l'extraction simultanée du n-décane en situation double-pollution. Les courbes de simulation suivent la même tendance que celles de l'expérience. Les commentaires et conclusions faites sur les tests précédents restent valables pour ces tests. En comparant l'extraction du n-décane en situation de mono-pollution avec celle en double-pollution, on observe que l'erreur maximale augmente considérablement, atteignant environ $0,0032 \text{ mol.m}^{-3}$ à un débit d'extraction de 16 L.min^{-1} et environ $0,0041 \text{ mol.m}^{-3}$ à un débit d'extraction de 10 L.min^{-1} dans le cas du sol 1. L'augmentation de l'erreur se manifeste principalement lors de la deuxième phase et atteint son pic au début de la troisième phase. Une diminution de la concentration se traduit par une réduction de l'erreur maximale pour chaque courbe. Cette tendance est constatée dans tous les types de sols. On peut conclure que le modèle proposé démontre une capacité à reproduire les résultats expérimentaux de l'extraction du n-décane.



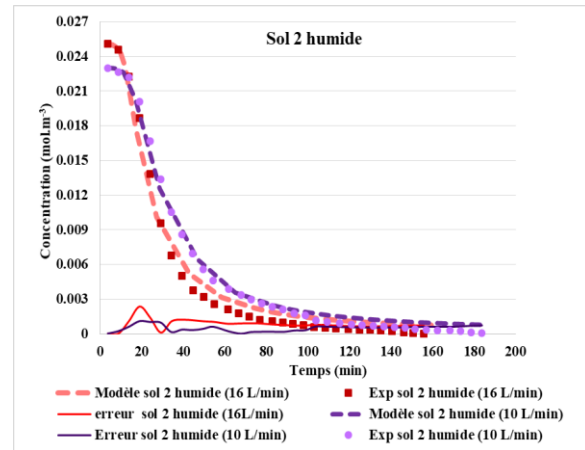
a- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



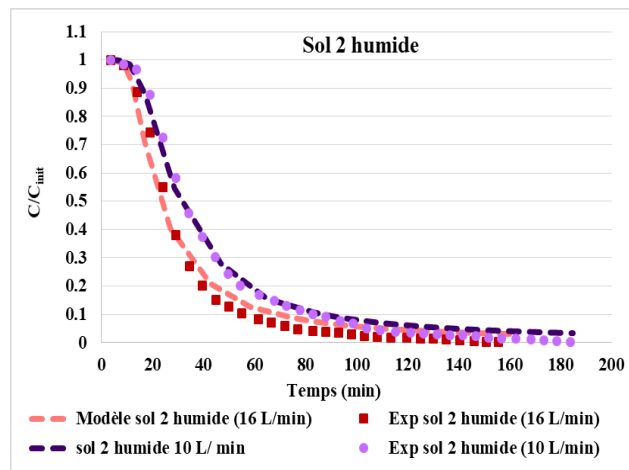
b- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



c- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



d- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



e- Simulation des résultats expérimentaux C/C_{init} pour le sol 2 humide à un débit d'extraction 16 et 10 L.min⁻¹

Figure V- 7: Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de n-décane en situation de multi-pollution

IV-2-3- Toluène

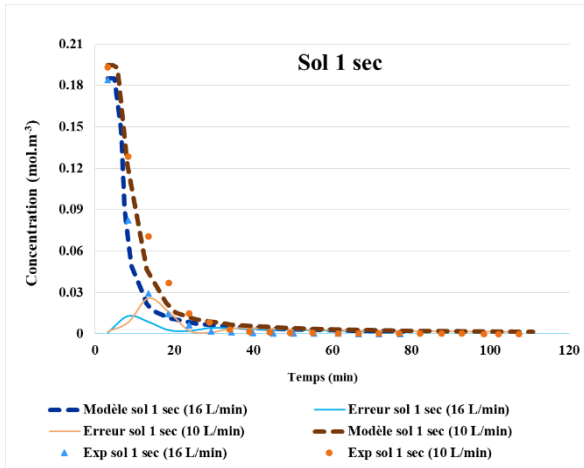
Les résultats des paramètres obtenus par la calibration du modèle, en se basant sur les données expérimentales de toluène pour chaque type de sol, sont présentés dans le tableau V- 6. La valeur minimale de R^2 des tests s'est établie à 0,96, tandis que la valeur maximale de R^2 était d'environ 0,99, cela suggère que les valeurs simulées étaient relativement en bonne concordance avec les valeurs expérimentales obtenues.

Les paramètres déterminés en se basant sur les résultats expérimentaux obtenus lors de l'extraction des mono-polluants, ne peuvent donc pas être tout simplement extrapolés pour l'extraction des doubles-polluants.

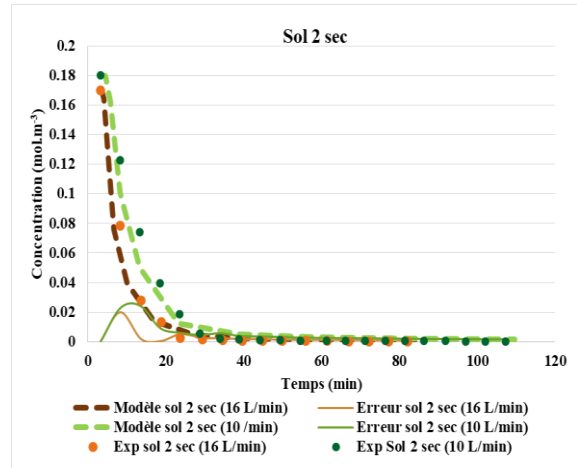
Tableau V- 6: Paramètres d'ajustement de la modélisation de toluène en situation double-pollution avec évaluation de l'erreur

Débit	Sols	a [h^{-1}]	b	RMSE	NRMSE	R^2 [-]	NSSRD
10 ($L.min^{-1}$)	Sol 1 sec	2300	19	0,0073	0,0377	0,9653	0,0547
	Sol 2 sec	400	9	0,0081	0,0450	0,9828	0,0597
	Sol 1 humide	16000	13	0,0044	0,0283	0,9918	0,0396
	Sol 2 humide	31000	18	0,0028	0,0199	0,9933	0,0084
16 ($L.min^{-1}$)	Sol 1 sec	2500	21	0,0048	0,0265	0,9943	0,0598
	Sol 2 sec	700	10	0,0053	0,0315	0,9918	0,0501
	Sol 1 humide	18000	14	0,0053	0,0287	0,9929	0,0106
	Sol 2 humide	32000	19	0,0047	0,0328	0,9849	0,0084

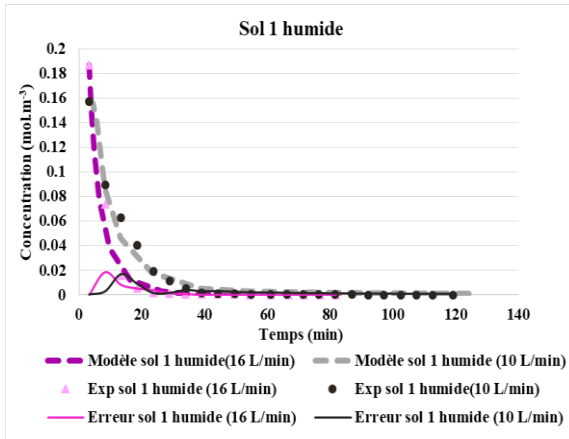
La figure V- 8 présente les résultats expérimentaux ainsi que ceux issus de la modélisation pour l'extraction simultanée du n-décane en situation double-pollution. Les observations et conclusions formulées pour les tests précédents restent pertinentes pour ces tests.



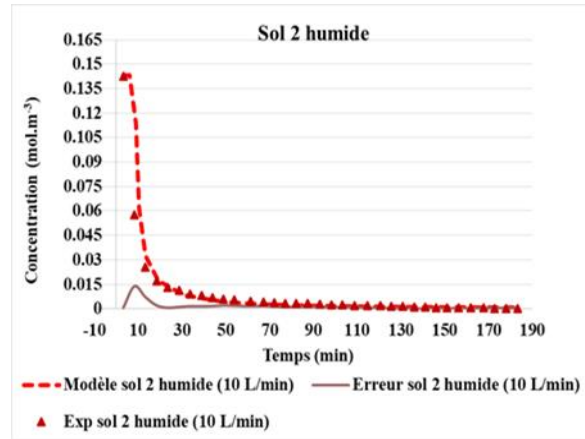
a- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



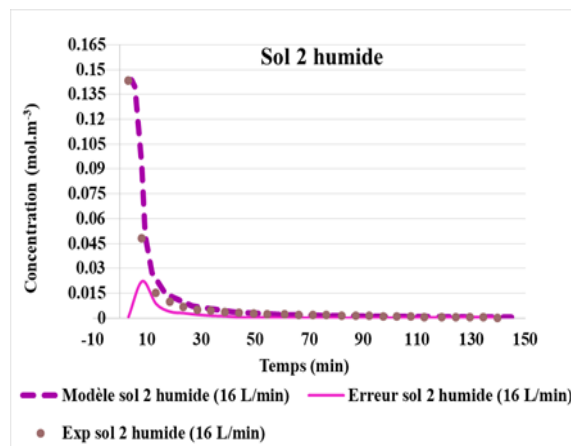
b- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 sec aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



c- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 1 humide aux deux débits d'extraction 10 et 16 L.min⁻¹



d- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide à un débit d'extraction de 10 L.min⁻¹



e- Simulation des résultats expérimentaux pour le sol 2 humide à un débit d'extraction de 16 L.min⁻¹

Figure V- 8: Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de *n*-toluène en situation de double-pollution

V- Modélisation des résultats sur site réel

V-1- Introduction

Afin d'évaluer la capacité du modèle de prédire le transport et le transfert de polluants lors de l'extraction sous pression réduite sur un site réel, nous avons appliqué le modèle en utilisant des données expérimentales obtenues sur le terrain.

Les équations utilisées pour modéliser le sol 1 humide reste applicables pour la modélisation de la SVE sur site réel. En effet, la caractérisation du sol du site (Chapitre II, paragraphe V- 2) révèle une composition sableuse graveleuse avec une variation de taille de grains et une odeur d'hydrocarbures. En raison de la pluviométrie au niveau du site, le sol comporte un taux d'humidité non négligeable.

Les conditions initiales et aux limites appliquées pour modéliser le puit d'extraction sont les mêmes pour la modélisation des résultats du laboratoire avec un modèle simplifié en 1D (Figure V- 9).

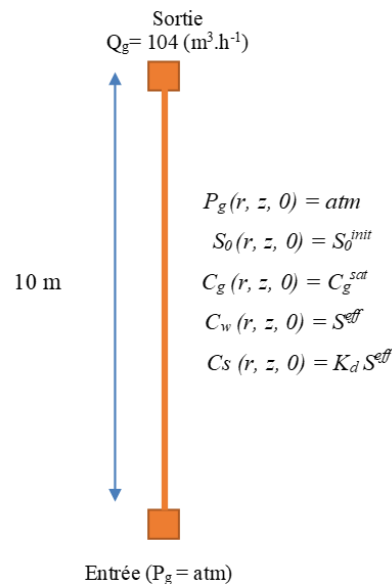


Figure V- 9 : Conditions initiales et aux limites appliquées pour modéliser le puit d'extraction

V-2- Résultats de simulation de l'extraction de BTEX

Malgré la présence d'autres polluants dans le sol en plus des BTEX, on a choisi ces derniers comme source de pollution. Cette décision découle de leur fréquente présence dans les sites contaminés ainsi que de leur documentation étendue. Leur utilisation simplifie le modèle et facilite l'analyse, car leur comportement dans le sol est bien compris et leurs données de concentration sont généralement disponibles et fiables. Les paramètres nécessaires caractérisant le sol et les polluants (BTEX) pour le modèle sont détaillés dans le Tableau V- 7. Étant donné que l'échantillon est un

sol réel avec une composition variée, la caractérisation n'est pas suffisamment précise. Les paramètres de Van Genuchten et la dispersivité longitudinale ont été obtenus à partir de données de la littérature, tandis que les autres propriétés du sol ont été mesurées dans notre laboratoire. Les BTEX sont considérés comme un seul polluant pour le modèle.

Tableau V- 7: Paramètres d'entrée pour le modèle

Elément	Propriétés	Valeur
	Perméabilité intrinsèque K_{int}	$5,89 \cdot 10^{-10}$
	Densité apparente ρ_s (g.cm ⁻³)	1,30
	Densité réelle ρ_r (g.cm ⁻³)	2,25
	Porosité φ	0,42
	Saturation $S_{w,s}$	0,2
	Saturation résiduelle $S_{w,r}$ (Besson et al., 2014))	0,059
	Fraction de carbone organique dans le sol f_{oc}	0,03
	Paramètre de Van Genuchten α_{vg} (m ⁻¹) (Besson et al., 2014)	1,34
	Paramètre de Van Genuchten n_{vg} (Besson et al., 2014)	4,80
	Diamètre moyen d_{50} (mm)	0,46
	Dispersivité longitudinale α_L (Huang et al., 2017)	0,04
	Phase aqueuse	Masse volumique ρ_w (g.L ⁻¹)
Viscosité μ_w (Pa.s)		10^{-3}
Phase gaz	Masse volumique ρ_g (g.L ⁻¹)	1,28
	Viscosité μ_g (Pa.s)	$1,83 \cdot 10^{-5}$
PLNA		BTEX (Yang et al., 2017)
	Masse molaire M_β (g.mol ⁻¹)	101.51
	Masse volumique ρ_o (kg.m ⁻³)	872.175
	Pression de vapeur $P_{g,\beta}^0$ (kPa)	à 20°C : 3,0
	Tension superficielle (air-PLNA) σ_{go} (N.m ⁻¹)	$28,5 \cdot 10^{-3}$
	Tension superficielle (PLNA-eau) σ_{ow}^0 (N.m ⁻¹)	$34,5 \cdot 10^{-3}$
	Tension superficielle (air-eau) σ_{gw} (N.m ⁻¹)	$68,5 \cdot 10^{-3}$
	Viscosité dynamique μ_o (Pa.s)	$0,59 \cdot 10^{-3}$
	Solubilité dans l'eau $M_{w,\beta}$ (mg.L ⁻¹)	348
	Constante de Henry adimensionnel H_β	0.43
	Coefficient de diffusion dans l'air à $D_{g,\beta}^0$ (cm ² .s ⁻¹)	$8,01 \cdot 10^{-2}$
	Coefficient de diffusion dans l'eau $D_{w,\beta}^0$ (cm ² .s ⁻¹)	$8,98 \cdot 10^{-6}$
	Log K_{ow}	2,79
	Coefficient de partage polluant-composé organique K_{oc} (L.kg ⁻¹)	245,90
	Saturation référentielle S_0^{ref}	0,02

Les paramètres de transfert de masse sont déterminés en ajustant les valeurs obtenues par modélisation afin qu'elles correspondent aux données expérimentales. L'identification inverse du modèle par rapport aux données expérimentales a été effectuée en minimisant le NSSRD.

Le tableau V- 8 résume les paramètres obtenus suite à la calibration du modèle en se basant sur les résultats expérimentaux de l'extraction sur site réel. Le coefficient de détermination (R^2) du test est de 0,97, tandis que le NSSRD était d'environ 0,0013. Ces résultats indiquent une concordance entre les valeurs simulées et les valeurs expérimentales obtenues.

Tableau V- 8 : Paramètres d'ajustement de la modélisation de BTEX sur site réel avec évaluation de l'erreur

Débit d'extraction	a [h^{-1}]	b	RMSE	NRMSE	R^2 [-]	NSSRD
104 $m^3 \cdot h^{-1}$	1000	2	0,0072	0,0797	0,9757	0,0013

La figure V- 10 illustre l'évolution de la concentration de BTEX en phase gazeuse en fonction du temps. On remarque que la concentration en phase gazeuse diminue après l'évacuation du polluant par PLNA d'une façon progressive jusqu'à arriver à l'étape de diffusion (effet de traînée). Cependant, le modèle 1D n'a pas pu estimer l'apparition d'un second plateau à $t=18$ jours, suivie d'une descente comme observée expérimentalement en chapitre III- paragraphe IV- 4 (certains polluants peuvent être extraits dès le début de l'opération, tandis que d'autres le sont à des moments ultérieurs). Cette observation met en évidence les limites du modèle, possiblement attribuables à l'hypothèse de considérer uniquement les BTEX comme polluants, alors que d'autres contaminants sont présents mais non pris en compte.

Cette première approche de modélisation sur site reste bien sûr incomplète du fait des hypothèses posées (i) une unique famille de polluant BTEX, (ii) un sol sableux en négligeant toute forme de desorption possible, (iii) à aucune prise en compte de la variation d'humidité possible avec les conditions climatiques et (iv) la dimension du modèle (1D).

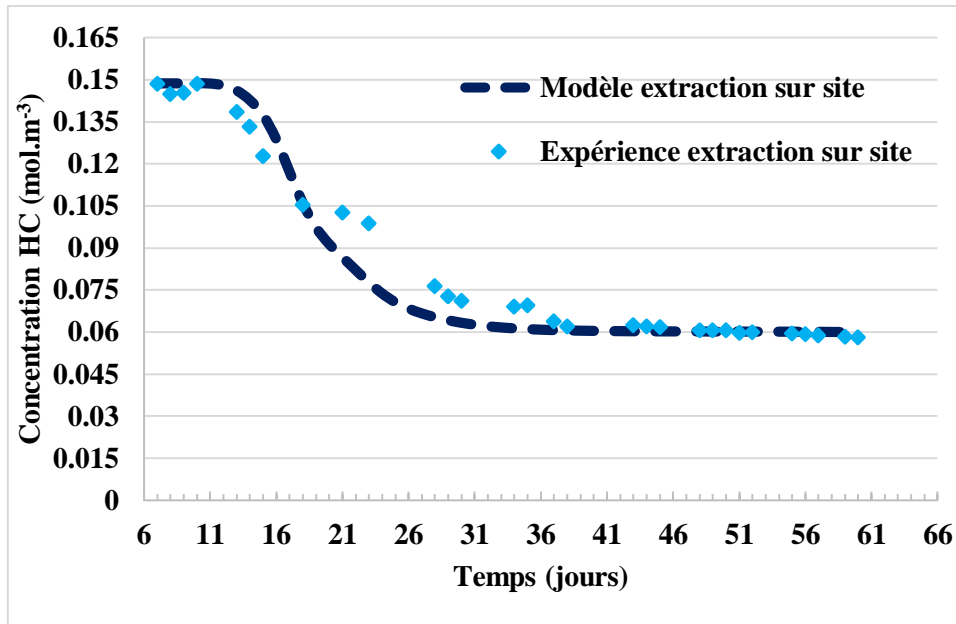


Figure V- 10 : Résultats expérimentaux et de modélisations de l'extraction de BTEX sur site réel

VI- Conclusion

Le modèle de transport/transfert entre phases est expérimentalement validé par les résultats d'expériences en examinant ses différentes parties. La vérification du modèle de transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse est réalisée par des tests d'extraction des mono et double-polluants menés sur une colonne 1D simulant la technique SVE. Le coefficient de transfert de masse de la PLNA vers la phase gaz ($\lambda_{o-g,\beta}$) a eu le plus grand effet sur nos résultats. On a observé que le paramètre d'ajustement "b" était sensible aux petits changements et avait tendance à dominer la caractérisation de l'étape de diffusion de la courbe de concentration. Le paramètre "a" contrôle le comportement du modèle au début de l'extraction, qui correspond à des concentrations initiales de gaz résiduel plus élevées en raison d'un taux de transfert de masse important. Ces paramètres de transfert de masse sont déterminés en ajustant les valeurs obtenues par modélisation afin qu'elles correspondent aux données expérimentales. L'identification inverse du modèle par rapport aux données expérimentales a été effectuée en minimisant le NSSRD. Les courbes générées par le modèle présentent une tendance similaire à celle des courbes expérimentales. L'influence des paramètres tels que l'humidité, la présence d'argile (phénomène de désorption) ou la nature du polluant et la présence de deux polluants a pu être observée. L'adsorption a été difficilement identifiable (comme en expérience) à cause de la faible quantité d'argile et donc la faible quantité de polluant adsorbé.

Afin d'évaluer la capacité du modèle à prédire le transport et le transfert de polluants lors de l'extraction sous pression réduite sur un site réel, nous avons appliqué le modèle en utilisant des données expérimentales obtenues sur le terrain. Le coefficient de détermination (R^2) du test est de 0,97, tandis que le NSSRD était d'environ 0,0013. Notre modèle 1D n'a pas pu estimer les différentes parties observées expérimentalement (le second plateau à $t=18$ jours). Ceci souligne les limites du modèle, éventuellement attribuables aux hypothèses simplificatrices adoptées, telles que la considération d'une seule famille de polluants (BTEX), l'utilisation d'un sol sableux sans tenir en compte les mécanismes de désorption possibles, la négligence de la variation d'humidité en fonction des conditions climatiques et la géométrie du modèle utilisé (1D).

Dans ce chapitre, nous avons utilisé une première approche simplificatrice de la modélisation qui a montré des résultats satisfaisants avec certaines limites. Il faut donc améliorer le modèle en ajoutant certains paramètres plus sensibles tels que le travail sur l'amélioration de la cinétique de désorption, la recherche des paramètres des polluants et leur interaction avec le milieu poreux le plus sensible ou le travail avec un modèle en 3D pour le sol du site, sans oublier la modélisation de la T-SVE.

Conclusions et perspectives

L'extraction sous pression réduite est une méthode de traitement in situ des sols pollués par des composés organiques volatils. Ce travail a comme objectif d'étudier l'effet de certains paramètres sur le déroulement et l'efficacité de la SVE. Ces paramètres sont la composition du sol, la teneur en eau du sol, la nature de la pollution, l'augmentation de la température du milieu et la valeur de débit d'extraction.

Une synthèse bibliographique, concernant les études sur les composés organiques volatils (migration, extraction, traitement etc.) et sur la SVE, a été réalisée afin de comprendre l'ensemble des phénomènes intervenant lors de l'application de l'extraction sous pression réduite et d'identifier les paramètres ayant un impact sur l'efficacité du traitement.

Il a été révélé que des paramètres tels que la perméabilité, la porosité, la nature du polluant, le débit d'extraction, la composition du sol, la teneur en eau ou encore la température jouent un rôle important en influençant les performances et l'applicabilité de l'extraction sous pression réduite.

La recherche bibliographique a montré l'importance d'identifier les effets combinés comme la nature du sol, l'humidité du milieu et la nature du polluant. Le choix dans cette thèse a alors été de faire varier ces trois paramètres pendant des essais SVE et T-SVE (SVE améliorée thermiquement) à l'échelle de colonne sol de laboratoire. Une approche sur site a été aussi décidée afin d'identifier les différences et les points en commun entre l'approche du laboratoire et celle du terrain. Enfin une approche de modélisation numérique a été effectuée pour simuler le transport et le transfert de masse en se basant sur les résultats d'expériences menées sur des colonnes 1D.

Des expérimentations en laboratoire ont été réalisées sur deux types de sol : le premier est composé à 100% de HN31 (sol 1) et le deuxième est composé de 95% de HN31 et 5% de kaolin (sol 2). La caractérisation de ces sols a permis de mesurer des propriétés physiques telles que les perméabilités et les courbes granulométriques ainsi que de tracer la courbe de rétention de l'eau avec l'identification des paramètres de van Genuchten.

Afin d'évaluer les performances de la SVE sur site réel pollué par des hydrocarbures de type C₅-C₄₀ et BTEX, des essais ont été réalisés à l'aide d'un pilote SVE. Le sol étudié présente une hétérogénéité significative. Des tests de perméabilité à l'eau ont été réalisés en laboratoire sur une sélection d'échantillons de sol.

Les essais hydrodynamiques ont permis d'établir le profil de fonctionnement de la colonne 1D en SVE en l'absence et en présence d'eau. Ces essais ont permis d'établir une reproductibilité des débits d'extraction, de dépression appliquée et de potentiel hydrique. Il a été constaté que la SVE déplace l'eau mobile dans le sable à haute saturation. Elle avait également un impact sur l'évaporation de l'eau en plus du contaminant contenu dans le sol. La présence d'argile dans le sol 2 diminue l'évaporation de l'eau pendant l'extraction en raison de la rétention d'eau.

Des essais de transfert et de transport de masse ont été menés sur une colonne unidimensionnelle en utilisant des sols secs et humides, contaminés par le n-décane et le toluène en situation de mono et double-polluants. Avant d'entamer l'extraction des polluants, une évaluation des pertes de masse lors de la préparation des échantillons de sols a été réalisée. Les résultats ont démontré que la présence d'argile dans le sol 2 entraîne une plus grande rétention des contaminants par rapport à un sol purement sablonneux.

L'étude expérimentale a montré que le traitement d'un sol pollué comporte trois phases (évacuation, évaporation et diffusion). Les courbes de concentration des mono et doubles pollutions sont influencées par la nature du polluant, le débit d'extraction, la composition du sol et la teneur en eau.

Les résultats démontrent que le temps requis pour extraire le toluène est inférieur à celui nécessaire pour le n-décane. Cette disparité s'explique par la pression de vapeur élevée du toluène, qui favorise son évaporation rapide.

A un débit de 16 L.min^{-1} , le gaz d'extraction traverse plus rapidement le sol contaminé, entraînant une évacuation plus rapide du n-décane. En revanche, avec un débit d'extraction de 10 L.min^{-1} , le gaz d'extraction prend plus de temps à traverser le sol et extraire le n-décane, ce qui entraîne une évacuation plus lente du polluant des pores du sol. Un débit d'extraction plus élevé accélère le processus d'évacuation, tandis qu'un débit plus bas ralentit le processus. Dans ce travail, des diminutions légères et non significatives du rendement, d'environ 1%, en passant d'un débit de 16 L.min^{-1} à un débit de 10 L.min^{-1} ont été obtenues. L'utilisation d'un débit élevé entraîne une consommation d'énergie importante sans apporter d'amélioration significative, ce qui souligne l'importance de déterminer la vitesse critique de l'air pour chaque type de sol et d'optimiser le débit d'extraction en conséquence. La vitesse critique estimée dans cette étude est d'environ $11,72 \text{ cm.s}^{-1}$ pour le sol 1 et d'environ $13,32 \text{ cm.s}^{-1}$ pour le sol 2. Ces vitesses sont nettement inférieures aux vitesses interstitielles calculées pour une extraction à un débit de 16 L.min^{-1} ($17,33 \text{ cm.s}^{-1}$ pour sol 1 et $18,24 \text{ cm.s}^{-1}$ pour sol 2) mais sont plus proches des vitesses interstitielles correspondant à un débit de 10 L.min^{-1} ($10,83 \text{ cm.s}^{-1}$ pour sol 1 et $11,40 \text{ cm.s}^{-1}$ pour sol 2). L'extraction à des vitesses plus élevées que cette valeur critique n'améliore plus le taux de transfert de masse des polluants vers la phase gazeuse.

L'étude a révélé que la phase initiale d'élimination du n-décane nécessitait plus de temps pour les sols contenant de l'argile que pour les sols sablonneux. Cela s'explique par le fait que la perméabilité à l'air du sol est fortement influencée par la distribution de la taille des particules et le phénomène d'adsorption du contaminant sur la surface de l'argile. Pour les sols humides, la phase d'évacuation initiale était absente dans le cas de l'extraction de n-décane en mono-pollution,

et réduite lors de son extraction en présence de toluène, ce qui peut être attribué au fait que la présence d'eau perturbe l'évaporation naturelle du contaminant. L'humidité réduit le transfert de masse entre la PLNA et la phase gazeuse, ce qui affecte négativement le rendement d'extraction. En situation de double pollution, les rendements de n-décane et toluène sont considérablement plus bas par rapport à la mono-pollution. Cette diminution indique que la présence simultanée des deux polluants dans le sol engendre un effet compétitif sur leur répartition et libération. Lorsque les deux polluants sont combinés en un seul mélange, l'ensemble du système entre dans un état d'interférence mutuelle. Ces interactions entre les polluants peuvent renforcer les forces de Van der Waals, ce qui signifie que les molécules des polluants sont attirées les unes vers les autres de manière plus significative que si elles étaient présentes en mono-pollution. Cette attraction accrue peut conduire à une rétention plus importante des polluants dans le sol, ce qui réduit l'efficacité de la méthode d'extraction par SVE.

La combinaison de la méthode thermique à l'extraction sous pression réduite a montré une efficacité plus importante en termes de temps d'assainissement et de rendement d'extraction. Une distinction significative a été observée dans l'allure d'extraction du n-décane (en situation mono et double pollution) lors la T-SVE en comparaison avec les courbes d'extraction à température ambiante. Une phase supplémentaire a été identifiée, marquée par une augmentation de la concentration jusqu'à atteindre une concentration maximale. Elle correspond à une période de transition durant laquelle l'équilibre thermique n'est pas encore établi. La température du sol s'est avérée être un facteur clé, influençant l'évaporation des polluants, la volatilisation des contaminants en solution, la diffusion, la viscosité, et le coefficient d'adsorption. Les sols humides ont réagi de manière différente, avec une augmentation du taux d'extraction grâce à la T-SVE. Comme la SVE conventionnelle, le processus T-SVE a également atteint une efficacité de dépollution plus élevée pour les sols pollués par un mono-polluant par rapport aux doubles-polluants.

Les essais sur site ont confirmé la validité des résultats obtenus en laboratoire. Les courbes d'extraction obtenues présentent une similitude avec les courbes de dépression enregistrées en laboratoire en ce qui concerne leur évolution dans le temps. L'évolution de la concentration des hydrocarbures pendant la dépollution d'un site réel suit une allure caractéristique, qui rappelle fortement les tendances observées lors de l'extraction des doubles polluants en laboratoire. Cela montre qu'on peut bien utiliser l'approche laboratoire pour étudier la SVE sur site réel en prenant en considération des conditions spécifiques telles que la présence de multi-polluants, le niveau d'humidité, la composition du sol, et autres paramètres pertinents.

Le logiciel COMSOL a été employé pour valider les résultats du modèle en les comparant aux données obtenues lors des expériences sur colonne 1D. Le modèle permet de décrire l'écoulement multiphasiques des fluides et le transport / transfert de masse entre les phases. La vérification du modèle de transfert de masse entre la phase PLNA et la phase gazeuse est réalisée par des tests d'extraction des mono et double-polluants menés sur une colonne 1D simulant la technique SVE. Les courbes générées par le modèle présentent une tendance similaire à celle des courbes expérimentales. L'influence des paramètres tels que l'humidité, la présence d'argile (phénomène de désorption) ou la nature du polluant et la présence de deux polluants a pu être observée. L'adsorption a été difficilement identifiable (comme en expérience) à cause de la faible quantité d'argile et donc la faible quantité de polluant adsorbé.

Afin d'évaluer la capacité du modèle à prédire le transport et le transfert de polluants lors de l'extraction sous pression réduite sur un site réel, nous avons appliqué le modèle en utilisant des données expérimentales obtenues sur le terrain. Notre modèle 1D n'a pas pu estimer les différentes parties observées expérimentalement (le second plateau à $t = 18$ jours). Ceci souligne les limites du modèle, possiblement attribuables aux hypothèses simplificatrices adoptées, telles que la considération d'une seule famille de polluants (BTEX), l'utilisation d'un sol sableux sans tenir compte des mécanismes de désorption possibles, la négligence de la variation d'humidité en fonction des conditions climatiques et la géométrie du modèle utilisé (1D).

En résumé, cette étude met en évidence l'importance d'une caractérisation des sols et des polluants, ainsi que la prise en compte de multiples paramètres, pour planifier des stratégies de dépollution efficaces par extraction sous pression réduite. Les résultats obtenus contribuent à améliorer notre compréhension des processus d'extraction sous pression réduite pour la décontamination de sols pollués par des COVs.

Dans le cadre des perspectives futures, plusieurs pistes de recherche sont envisagées. Numériquement :

- La réalisation d'une simulation numérique (COMSOL Multiphysics) confrontée aux résultats expérimentaux à l'échelle laboratoire et du terrain en considérant certains phénomènes non pris en compte dans nos travaux tels que :

- le phénomène de sorption entre phase gazeuse/ phase solide,
- la dégradation biologique nécessairement présente dans tous les sols.

- Elaboration d'un modèle de T-SVE en utilisant le logiciel COMSOL Multiphysics, intégrant les aspects du transport gaz/aqueux, la migration multi-composants, le transfert de chaleur, ainsi que

l'influence de la température sur les transitions de phase. Le modèle prendra en compte le transfert de masse hors équilibre des contaminants entre les phases solide, non aqueuse, aqueuse et gazeuse, en mettant en évidence les implications de l'évaporation de l'eau et du transfert de masse interphase sur les performances du T-SVE, en particulier en ce qui concerne le transfert de chaleur et l'élimination des polluants.

Expérimentalement :

- Réaliser les mêmes types d'expériences avec des conditions de sol mais avec différents pourcentages en argile afin de déterminer comment les interactions sol/coefficients de transfert influencent le transfert de masse.
- Approfondir la recherche sur la méthode T-SVE en testant différentes configurations de chauffage, notamment en utilisant des méthodes plus efficaces pour la propagation de la chaleur dans le sol.
- Inclure une plus grande variété de composés organiques volatils (COVs) représentatifs des familles de polluants spécifiques qui partagent des caractéristiques similaires, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou les BTEX,.... Cela permet de mieux comprendre les mécanismes de transfert de masse, de rétention, de volatilité, etc., propres à chaque famille de polluants.
- Étendre les expériences en utilisant des échantillons de sols réels provenant de sites contaminés variés, pour mieux refléter la complexité des conditions sur le terrain.
- Conduire des expériences sur un pilote tridirectionnel, offrant la possibilité de simuler un système d'extraction réel. Ces expériences consisteraient à étudier les divers modes d'écoulement de l'air et à comparer ces observations avec les résultats obtenus à partir d'une colonne 1D.

Références bibliographiques

Abello, S., Makunga, J., Kacem, M., Benadda, B. (2021). Projet de recherché OPTIMEX- Rapport d'avancement- Site et unité MPE.

Abriola, L. M. (1989). Modeling multiphase migration of organic chemicals in groundwater systems--a review and assessment. *Environmental Health Perspectives*, 83, 117-143.

Abriola, L.M., Lang, J., Rathfelder, K. (1996). Michigan Soil vapor extraction remediation (MISER) model: A computer program to model soil vapor extraction and bioventing of organic chemicals in unsaturated geologic material. Ada, Oklahoma, USA.

ADEME (2003). Traitabilité des sols pollués : Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, 576 pages.

ADEME (2007). Modélisation du devenir des composés organique -chlorés aliphatiques dans l'aquifères-guide méthodologique. 192 p. Disponible sur : < www.ademe.fr/publication >.

ADEME (2008). Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances : Traitabilité des sols pollués. Document de référence. 265 pages.

ADEME (2012). Synthèse : Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines pollués en France, 27 pages.

ADEME (2014, a), COVCl : composés organiques volatils chlorés dans le sol, Document de référence, 41 pages.

ADEME (2014, b), Taux d'utilisation et coûts des différentes techniques et filières de traitement des sols et des eaux souterraines polluées en France–Synthèse des données. Rapport technique.

ADEME (2015), Rapport interne du projet OPTIMEX : Optimisation de l'extraction multiphasique.

ADEME (2019), projet ESTRAPOL, Essais de faisabilité de traitement de sols pollués, Rapport ADEME Expertises, 93 p.

ADEME (2023). L'extraction sous pression réduite dans la zone non saturée. Disponible sur : <https://selecdepol.fr/techniques-de-depollution>

ADEME. Mariem KACEM & Belkacem BENADDA (2023). Optimisation de l'extraction multiphasique - Optimisation of the multiphase extraction OPTIMEX – Rapport. 89p.

AFNOR (1981). Qualité des sols. Détermination de l'humidité résiduelle d'échantillons de sols préparés pour analyse. Selon la norme NF EN ISO 11465. Indice de classement : X 31- 102.

AFNOR (2018). Classification des sols Selon la norme NF EN ISO 14688-1. Partie 1: dénomination et description.

Alabi, O. O. (2011). Validity of Darcy's law in laminar regime. *Electron J Geotech Eng*, 16(A), 27-40.

Albergaria, J. T., Maria da Conceição, M., & Delerue-Matos, C. (2006). Remediation efficiency of vapour extraction of sandy soils contaminated with cyclohexane: Influence of air flow rate, water and natural organic matter content. *Environmental Pollution*, 143(1), 146-152.

Albergaria, J. T., Maria da Conceição, M., & Delerue-Matos, C. (2008). Soil vapor extraction in sandy soils: Influence of airflow rate. *Chemosphere*, 73(9), 1557-1561.

Albergaria, J. T., Maria da Conceição, M., & Delerue-Matos, C. (2012). Remediation of sandy soils contaminated with hydrocarbons and halogenated hydrocarbons by soil vapour extraction. *Journal of Environmental Management*, 104, 195-201.

Agarwal, R. G., Carter, R. D., & Pollock, C. B. (1979). Evaluation and performance prediction of low-permeability gas wells stimulated by massive hydraulic fracturing. *Journal of Petroleum Technology*, 31(03), 362-372.

Amin MM, Hatamipour MS, Momenbeik F, Nourmoradi H, Farhadkhani M, Mohammadi-Moghadam F (2014). Toluene Removal from Sandy Soils via In Situ Technologies with an Emphasis on Factors Influencing Soil Vapor Extraction. *Scientific World Journal*, 2014, Article ID 416752, pp. 6. Retrieved from <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2014/416752/>

Amy F, Mark J, Matt M (2010) In-situ thermal treatment technologies. In: *Proceedings of the 7th International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, California, 24–27.

Anderson, C.W. (1994). *Innovative site remediation technology: Vacuum vapor extraction*. Berlin: Springer Verlag.

Armstrong, J.E., Frind, E. O., McClellan, R. D. (1994). Nonequilibrium mass transfer between the vapour, aqueous, and solid phases in unsaturated soils during vapour extraction, *Water Resources Research*, 30 (2), p. 355-368.

Aparicio, J. D., Raimondo, E. E., Saez, J. M., Costa-Gutierrez, S. B., Alvarez, A., Benimeli, C. S., & Polti, M. A. (2022). The current approach to soil remediation: A review of physicochemical and biological technologies, and the potential of their strategic combination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107141.

Atkinson, D.V. (1999). Evaluation of air flow in the unsaturated zone during soil vapour extraction from horizontal and vertical wells. Master thesis, University of Alberta, 182 pages.

Awandu, W., & Trötschler, O. (2022). Effects of organic carbon content on in situ remediation time using steam–air injection. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 71(1), 166-178.

Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*, Dover, New York, 2005. Reprint. Originally published.

Baehr, A. L. (1987). Selective transport of hydrocarbons in the unsaturated zone due to aqueous and vapor phase partitioning. *Water Resources Research*, 23(10), 1926-1938.

Baehr, A.L., Hoag, G. E., Marley M. C. (1989). Removing volatile contaminants from unsaturated zone by including advective air-phase transport, *Journal of Contaminant Hydrology*, 4, p. 1-26.

Baehr, A. L., & Hult, M. F. (1991). Evaluation of unsaturated zone air permeability through pneumatic tests. *Water Resources Research*, 27(10), 2605-2617.

Baker, R. S., & Heron, G. (2004, May). In-situ delivery of heat by thermal conduction and steam injection for improved DNAPL remediation. In Proceedings of the 4th International conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Battelle press, Monterey, CA.

Ball, B. C. (1981). Pore characteristics of soils from two cultivation experiments as shown by gas diffusivities and permeabilities and air-filled porosities. *Journal of Soil Science*, 32(4), 483-498.

Ball, B. C., O'sullivan, M. F., & Hunter, R. (1988). Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. *Journal of Soil Science*, 39(3), 327-339.

Barnes, D. L., Cosden, E., Johnson, B., Johnson, K., Stjärnström, S., Johansson, K., & Filler, D. (2002). Operation of soil vapor extraction in cold climates. In *Cold Regions Engineering: Cold Regions Impacts on Transportation and Infrastructure* (pp. 956-967).

Beare, M. H., Hendrix, P. F., Cabrera, M. L., & Coleman, D. C. (1994). Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional-and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 787-795.

Beckett, G. D., & Huntley, D. (1994). Characterization of flow parameters controlling soil vapor extraction. *Groundwater*, 32(2), 239-247.

Beltrán, A., Hernández-Díaz, D., Chávez, O., García, A., Mena, B., & Zenit, R. (2019). Experimental study of the effect of wettability on the relative permeability for air–water flow through porous media. *International Journal of Multiphase Flow*, 120, 103091.

Benavente, D., Valdes-Abellan, J., Pla, C., & Sanz-Rubio, E. (2019). Estimation of soil gas permeability for assessing radon risk using Rosetta pedotransfer function based on soil texture and water content. *Journal of environmental radioactivity*, 208, 105992

Benson, D. A. (1992). A two-dimensional, finite-difference model of the phase distribution and vapor transport of multiple compounds (Master's thesis, San Diego State University).

Benson, D.A., Huntley, D., and Johnson, P. C. (1993). Modeling vapor extraction and general transport in the presence of NAPL mixtures and nonideal conditions, *Journal of Ground Water*, 31 (3), p. 437-445.

Benson, C. H., Chiang, I., Chalermyanont, T., & Sawangsuriya, A. (2014). Estimating van Genuchten parameters α and n for clean sands from particle size distribution data. In *From soil behavior fundamentals to innovations in geotechnical engineering: Honoring Roy E. Olson* (pp. 410-427).

Bernabé, Y., Mok, U., & Evans, B. (2003). Permeability-porosity relationships in rocks subjected to various evolution processes. *Pure and Applied Geophysics*, 160(5), 937-960.

Bhandari A, Surampalli RY, Champagne P, Ong SK, Tyagi RD, Lo IM (2007) Remediation technologies for soils and groundwater. ASCE Publications, Reston, VA, pp 70–73

Bohy, M. (2003). Caractérisation de sources de pollution composées d'un mélange de solvants chlorés en aquifère alluvial: Expérimentations en laboratoire et sur site contrôlé associées à la simulation numérique (Doctoral dissertation, Strasbourg 1).

- Boudouch, O. (2009). Etude de la dépollution des sols par extraction sous pression réduite. Application au traitement des COV (Doctoral dissertation, INSA de Lyon).
- Boudouch, O., Ying, Y., & Benadda, B. (2009). The influence of surface covers on the performance of a soil vapor extraction system. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 37(8), 621-628.
- Boudouch, O., Esrael, D., Kacem, M., Benadda, B., & Gourdon, R. (2016). Validity of the use of the mass transfer parameters obtained with 1D column in 3D systems during soil vapor extraction. *Journal of Environmental Engineering*, 142(6), 04016018.
- BRGM (2001). Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. 177 pages.
- BRGM (2008). Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. 39 p.
- BRGM (2010). Quelles techniques pour quels traitements- Analyse coûts-bénéfices |SSP- Infoterre. <http://ssp-infoterre.brgm.fr/quelles-techniques-quels-traitements>. Consulté le 5 avril 2021.
- Brohholm, K., & Feenstra, S. (1995). Laboratory measurements of the aqueous solubility of mixtures of chlorinated solvents. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 14(1), 9-15.
- Brooks, R.H., Corey, A. T. (1964) Hydraulic properties of porous media. Hydrogeology paper. Fort Collins, Colo: Colorado State University.
- Brown, D. S., & Flagg, E. W. (1981). Empirical prediction of organic pollutant sorption in natural sediments (Vol. 10, No. 3, pp. 382-386). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Brusseau, M. L., Rao, P. S. C., & Gillham, R. W. (1989). Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 19(1), 33-99.
- Brusseau, M. L., Jessup, R. E., & Rao, P. S. C. (1992). Nonequilibrium sorption of organic chemicals: Elucidation of rate-limiting processes. *Environmental Science & Technology*, 25(1), 134-142.
- Brusseau M.L. (1994) "Transport of reactive contaminants in heterogeneous porous media". *Rev. Geophys.* 32 : 285-313.
- BURGEAP (2016). Pilote de pompage/écrémage du NAPL (Projet OPTIMEX).
- BURGEAP (2019). Synthèse des données acquises sur les différents milieux (Projet OPTIMEX).
- Burn, J., Henk, J., & Bloemen, T. (Eds.). (1993). Chemistry and analysis of volatile organic compounds in the environment. London: Blackie Academic & Professional.
- Caltagirone, J. P. (2018). De la mécanique discrète à la loi de Darcy-Forchheimer.
- Calvet, R. (2003). Les pesticides du sol : Conséquences agronomiques et environnementale, chapitre 6 : Phénomène de transfert, France agricole DUNOD, 341-342 pages.
- Calvet, R. (2005). Le sol propriétés et fonctions, Tome 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces, France agricole DUNOD
- Calvet, R. (2013). Le sol : constitution, propriétés physique, physicochimiques et chimiques (Vol. 2). France Agricole Editions.

- Calvet, R. (2019). *Comprendre le sol, ses fonctionnements et ses fonctions*. Edition France Agricole, 156 pages.
- Calvet, R., Chenu, H., & Houot, S. (2021). *Les matières organiques des sols: rôles agronomiques et environnementaux*, edited by: Agriproduction. Editions France Agricole.
- Campbell, G.S. (1974). A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data, *Soil Science*, 117, p. 311-314.
- Campbell, G. S., & Campbell, C. S. (2005). Water content and potential, measurement. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 253-257.
- Carroll, K. C., Oostrom, M., Truex, M. J., Rohay, V. J., & Brusseau, M. L. (2012). Assessing performance and closure for soil vapor extraction: integrating vapor discharge and impact to groundwater quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, 128(1-4), 71-82
- Carré, F., Caudeville, J., Bonnard, R., Bert, V., Boucard, P., & Ramel, M. (2017). Soil contamination and human health: a major challenge for global soil security. *Global soil security*, 275-295.
- Chai, J. C., & Miura, N. (2004). Field vapor extraction test and long-term monitoring at a PCE contaminated site. *Journal of Hazardous Materials*, 110(1-3), 85-92.
- Chao, K. P., Ong, S. K., & Protopapas, A. (1998). Water-to-air mass transfer of VOCs: laboratory-scale air sparging system. *Journal of environmental engineering*, 124(11), 1054-1060.
- Chaudhary, K., Cardenas, M. B., Deng, W., & Bennett, P. C. (2011). The role of eddies inside pores in the transition from Darcy to Forchheimer flows. *Geophysical Research Letters*, 38(24).
- Chauveteau, G., & Thirriot, C. L. (1967). Régimes d'écoulement en milieu poreux et limite de la loi de Darcy. *La Houille Blanche*, (2), 141-148.
- Chen, Y., Han, D., Cui, R., & Wang, X. (2019). Effect of Volatile Contaminant Types on SVE Remediation Efficiency: A Case Study of Dongxin Oil Production Plant. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 223, No. 1, p. 012049). IOP Publishing.
- Chien, Y. C. (2012). Field study of in situ remediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil on site using microwave energy. *Journal of hazardous materials*, 199, 457-461.
- Cho, J.S., DiGiulio, D.C. (1992). Pneumatic pumping test for soil vacuum extraction, *Environmental Program*, 11 (3), p. 228-333.
- Cho, J.S. (1993). A three-dimensional air flow model for soil venting: superposition of analytical functions, *Journal of Hazardous Materials*, 35, p. 31-35.
- Cipolla, C. L., Warpinski, N. R., Mayerhofer, M. J., Lolon, E. P., & Vincent, M. C. (2008, September). The relationship between fracture complexity, reservoir properties, and fracture treatment design. In *SPE annual technical conference and exhibition*. OnePetro.
- Cohen, R. M., & Mercer, J. W. (1993). *DNAPL site evaluation*. SK Smoley.
- Corey, A. T. (1954). The interrelation between gas and oil relative permeabilities. *Producers monthly*, 38-41.

Corey, A. T. (1986). Air permeability. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 1121-1136.

Correia-Sá, Luísa, et al. "Optimization of QuEChERS method for the analysis of organochlorine pesticides in soils with diverse organic matter." *Journal of Separation Science* 35.12 (2012): 1521-1530.

Cotel, S. (2008). Etude des transferts sol/nappe/atmosphère/bâtiments; Application aux sols pollués par des Composés Organiques Volatils (Doctoral dissertation, Université Joseph-Fourier-Grenoble I).

Currie, J. A. (1960). Gaseous diffusion in porous media Part 1.-A non-steady state method. *British Journal of Applied Physics*, 11(8), 314.

Daian, J.F. Equilibre et Transferts en Milieux Poreux. Université Joseph Fourier, 2013.

Darcy, H. (1856). Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application... Victor Dalmont.

Delalande, M., Gavaland, A., Mistou, M. N., Burger, P., Meunier, F., Marandel, R., ... & Doussan, C. (2017). Mesure de l'eau du sol: questions, méthodes et outils Exemples d'application sur deux plateformes champs du réseau «PHENOME». *Cahier des Techniques de l'INRA*, 90, 1-32.

DiGiulio, D. C., & Varadhan, R. (2001). Limitations of ROI testing for venting design: Description of an alternative approach based on attainment of a critical pore-gas velocity in contaminated media. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 21(1), 97-114.

Ding, X. H., Feng, S. J., Zheng, Q. T., Peng, C. H., & Zhu, Z. W. (2022). Transient migration behavior of VOC vapor in layered unsaturated soils subjected to multiple time-dependent point pollution sources: Analytical study. *Science of the Total Environment*, 806, 150370.

Dixon, K.L., Nichols, R. L. (2007). Soil Vapor Extraction System Design: A Case Study Comparing Vacuum and Pore-Gas Velocity Cut off Criteria, *Remediation*, 17, p. 55-67.

Dridi, L., Schäfer, G., & Razakarisoa, O. (2006). Transfert d'un mélange de solvants chlorés en aquifère poreux hétérogène : expérimentations sur site contrôlé et simulations numériques (Doctoral dissertation, Thèse de doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg).

Du, Y. L., Hu, T., & Peng, L. (2017). Review of research on bioremediation techniques for oil-contaminated soil. *Environmental Science & Technology*, 40(S1), 133-138.

Duchaufour, P., Faivre, P., Poulencard, J., & Gury, M. (2020). Introduction à la science du sol-7e éd.: Sol, végétation, environnement. Dunod

Duggal, A., & Zytner, R. G. (2009). Comparison of one-and three-dimensional soil vapour extraction experiments. *Environmental technology*, 30(4), 407-419.

Duprarque A, Rigalle P. (2011). Composition des MO et turn over ; Rôles et fonctions des MO, actes du colloque « Gestion de l'état organique des sols », 27 janvier 2011, Agro transfert.

Dutheil, C. (2003). Dépollution des sols par extraction sous pression réduite : étude de quelques paramètres (Doctoral dissertation, INSA de Lyon).

Esrael, D. (2015). Dépollution des Sols par l'Extraction Multiphasique MPE: Développement d'un Modèle Numérique (Doctoral dissertation, INSA de Lyon).

Esrael, D., Kacem, M., & Benadda, B. (2017). Modelling mass transfer during venting/soil vapour extraction: Non-aqueous phase liquid/gas mass transfer coefficient estimation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 202, 70-79.

Falta, R. W., Javandel, I., Pruess, K., & Witherspoon, P. A. (1989). Density-driven flow of gas in the unsaturated zone due to the evaporation of volatile organic compounds. *Water resources research*, 25(10), 2159-2169.

Falta, R.W. (1996). A Program for Analyzing Transient and Steady-State Soil Gas Pump Tests, *Ground Water*, 34 (4), p. 750-755.

Falta, R. W., Pruess, K., Javandel, I., & Witherspoon, P. A. (1992). Numerical modeling of steam injection for the removal of nonaqueous phase liquids from the subsurface: 1. Numerical formulation. *Water resources research*, 28(2), 433-449.

Falta, R.W., Pruess, K., Chesnut, D. A. (1993). Modeling advective contaminant transport during soil vapor extraction, *Ground Water*, 31 (6), p. 1101-1019.

Fann, S., Pal, D., Lory, E., Karr, L., Mathews, A. P., & Price, P. A. (1998, May). Hot air vapor extraction for remediation of petroleum contaminated sites. In *The Eighth International Offshore and Polar Engineering Conference*. OnePetro.

Farhan, S., Holsen, T. M., & Budiman, J. (2001). Interaction of soil air permeability and soil vapor extraction. *Journal of Environmental Engineering*, 127(1), 32-37.

Faulkner, D. R., & Rutter, E. H. (2000). Comparisons of water and argon permeability in natural clay-bearing fault gouge under high pressure at 20° C. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 105(B7), 16415-16426.

Fischer, U., Schulin, R., & Keller, M. (1996). Experimental and numerical investigation of soil vapor extraction. *Water Resources Research*, 32(12), 3413-3427.

Fish, A. N., & Koppi, A. J. (1994). The use of a simple field air permeameter as a rapid indicator of functional soil pore space. *Geoderma*, 63(3-4), 255-264.

Frank, U., & Barkley, N. (1995). Remediation of low permeability subsurface formations by fracturing enhancement of soil vapor extraction. *Journal of hazardous materials*, 40(2), 191-201.

Fried, JJ et Combarous, MA (1971). Dispersion dans des milieux poreux. Dans *Advances in hydroscience* (Vol. 7, pp. 169-282). Elsevier.

Gafar, K., Soga, K., Bezuijen, A., Sanders, M. P. M., & Van Tol, A. F. (2008). Fracturing of sand in compensation grouting. In *Geotechnical Aspects of Underground Construction in Soft Ground* (pp. 297-302). CRC Press.

Gamliel, A., Abdul, A.S. (1993). Numerical investigations of optimal well spacing and effect of screen length and surface sealing on gas flow toward an extraction well, *Journal of Contaminant Hydrology*, 12, p. 171-191.

Garcia-Herruzo, F., Gomez-Lahoz, C., Rodriguez-Jimenez, J. J., Wilson, D. J., Garcia-Delgado, R. A., Rodriguez-Maroto, J. M. (1994). Influence of water evaporation on soil vapor extraction, *Water Science Technology*, 30 (7), p. 115-118.

Gardner, W. R. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, 85(4), 228-232.

Géorisques (Ex-Basol) – Base de données sur les sites et sols pollués [base de données en ligne]. Ministère de l'écologie et du développement durable. Disponible sur : <https://www.georisques.gouv.fr/risques/sites-et-sols-pollues/donnees>. (Consulté le 01 juillet 2023).

Gidda, T. S. (2003). Mass transfer processes in the soil vapour extraction of gasoline from unsaturated soils (Doctoral dissertation, University of Guelph).

Gierke, J. S., Hutzler, N. J., & McKenzie, D. B. (1992). Vapor transport in unsaturated soil columns: Implications for vapor extraction. *Water Resources Research*, 28(2), 323-335.

Goldfarb, Alan S., Gregory A. Vogel, and Dennis E. Lundquist. "Technical aspects of site remediation: soil vapor vacuum extraction." *Waste Management* 14.2 (1994): 153-159.

Gonzalez-Flesca, N., Menard, T., Comes, P., & Grimalt, J. O. (1993, July). Modèle d'adsorption de Langmuir des mélanges multiconstituants de composés organiques volatils. In *Colloque scientifique et technique européen* (pp. 17-37).

Goss, K. U. (2004). The air/surface adsorption equilibrium of organic compounds under ambient conditions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34(4), 339-389.

Gossett, J. M. (1987). Measurement of Henry's law constants for C1 and C2 chlorinated hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, 21(2), 202-208.

Grathwohl, P. (1998). *Diffusion in natural porous media: contaminant transport, sorption/desorption and dissolution kinetics* (Vol. 1). Springer Science & Business Media.

Groenevelt, P. H., Kay, B. D., & Grant, C. D. (1984). Physical assessment of a soil with respect to rooting potential. *Geoderma*, 34(2), 101-114.

Hamamoto, S., Moldrup, P., Kawamoto, K., & Komatsu, T. (2009). Effect of particle size and soil compaction on gas transport parameters in variably saturated, sandy soils. *Vadose Zone Journal*, 8(4), 986-995.

Hamamoto, S., Moldrup, P., Kawamoto, K., Wollesen de Jonge, L., Schjønning, P., & Komatsu, T. (2011). Two-region extended Archie's law model for soil air permeability and gas diffusivity. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 795-806.

Hao, G. U. O., Yong, Q. I. A. N., YUAN, G. X., & WANG, C. X. (2020). Research progress on the soil vapor extraction. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 8(1), 57-66.

Harper, B. M., Stiver, W. H., & Zytner, R. G. (1998). Influence of water content on SVE in a silt loam soil. *Journal of Environmental Engineering*, 124(11), 1047-1053.

Harper, B. (1999). An experimental and numerical modeling investigation of soil vapour extraction in a silt loam soil. Doctoral thesis, University of Guelph, 406 pages.

- Hayden, N. J., Voice, T. C., Annable, M. D., & Wallace, R. B. (1994). Change in gasoline constituent mass transfer during soil venting. *Journal of Environmental Engineering*, 120(6), 1598-1614.
- Heron, G., Christensen, T. H., & Enfield, C. G. (1998). Henry's law constant for trichloroethylene between 10 and 95° C. *Environmental science & technology*, 32(10), 1433-1437.
- Heron, G., Carroll, S., & Nielsen, S. G. (2005). Full-scale removal of DNAPL constituents using steam-enhanced extraction and electrical resistance heating. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 25(4), 92-107.
- Heron, G., Baker, R. S., Bierschenk, J. M., & LaChance, J. C. (2008). Use of thermal conduction heating for the remediation of DNAPL in fractured bedrock. In *Proceedings of the 6th International Conference in Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Columbus, OH (pp. 19-22).
- Herwig, H., Jin, Y., Uth, M. F., & Kuznetsov, A. V. (2015). Turbulent flow in the micro structures of porous media. In *International Conference on Nanochannels, Microchannels, and Minichannels* (Vol. 56871, p. V001T04A034). American Society of Mechanical Engineers.
- Hille, D. (2004). *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Academic Press.
- Ho, C.K., Liu, S. W., Udell, K. S. (1994). Propagation of evaporation and condensation fronts during multicomponent soil vapor extraction, *Journal of Contaminant Hydrology*, 16, p. 381-401.
- Ho, C.K. (1998). Analytical inverse model for multicomponent soil vapor extraction, *Journal of Environmental Engineering*, 124 (6), p. 504-508.
- Huang, J., & Goltz, M. N. (2017). Analytical solutions for a soil vapor extraction model that incorporates gas phase dispersion and molecular diffusion. *Journal of hydrology*, 549, 452-460.
- Huon G, Simpson T, Holzer F, Maini G, Will F, Kopinke FD, Roland U (2012). In situ radio-frequency heating for soil remediation at a former service station: case study and general aspects. *Chem Eng Technol* 35:1534–1544
- Hutzler, N.J., Blane, E. M., and Gireke, H. S. (1990). *State of Technology Review: Soil Vapor Extraction Systems*. Cincinnati, Ohio, USEPA: Risk Reduction Engineering Laboratory.
- INRS. Institut National de Recherche et de Sécurité (2021). Fiche toxicologique n° 74 (Toluène), sur : https://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_74.
- Iversen, B. V., Moldrup, P., & Loll, P. (2004). Runoff modelling at two field slopes: use of in situ measurements of air permeability to characterize spatial variability of saturated hydraulic conductivity. *Hydrological processes*, 18(5), 1009-1026.
- Jellali, S., Benremita, H., Muntzer, P., Razakarisoa, O., & Schäfer, G. (2003). A large-scale experiment on mass transfer of trichloroethylene from the unsaturated zone of a sandy aquifer to its interfaces. *Journal of Contaminant Hydrology*, 60(1-2), 31-53.
- Jiao, L. N., Zhao, Y. S., Qu, Z. H., & Wang, B. (2011). Study on influencing factors on removal of diesel oil from unsaturated zone by soil vapor extraction. *Advanced Materials Research*, 181, 401-405.
- Jin, Y., Streck, T., & Jury, W. A. (1994). Transport and biodegradation of toluene in unsaturated soil. *Journal of contaminant hydrology*, 17(2), 111-127.

Johnson, P. C., Hertz, M. B., & Byers, D. L. (1990, b). Estimates for hydrocarbon vapor emissions resulting from service station remediations and buried gasoline-contaminated soils. In *Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils 3*, pages. 295-326.

Johnson, P. C., Kemblowski, M. W., & Colthart, J. D. (1990, a). Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting. *Groundwater*, 28(3), 413-429.

Johnson, R. L., Johnson, P. C., McWhorter, D. B., Hinchee, R. E., & Goodman, I. (1993). An overview of in situ air sparging. *Groundwater monitoring & remediation*, 13(4), 127-135.

Johnson, P. C., & Ettinger, R. A. (1994). Considerations for the design of in situ vapor extraction systems: Radius of influence vs. zone of remediation.

Jones D, Lelyveld T, Mavrofi dis S, Kingman SW, Miles N (2002) Microwave heating applications in environmental engineering: a review. *Resour Conserv Recy* 34:75–90

Joss, C.J. (1993). A three-dimensional, multispecies vapor transport model for the design of vapor extraction and bioventing systems, *Ground Water*, 17, p. 493-507.

Jury, W. A., Winer, A. M., Spencer, W. F., & Focht, D. D. (1987). Transport and transformations of organic chemicals in the soil-air-water ecosystem. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 119-164.

Kacem, M. (2017). *Pollution/dépollution des sols et stockage du CO₂: modélisation physique du transport dans les milieux poreux (HDR dissertation, Université Jean-Monnet, Saint Etienne)*.

Kacem, M. (2018). Models for soil vapor extraction and multiphase extraction design and monitoring, In *Diagnostic Techniques in Industrial Engineering* (pp. 171– 190). Springer.

Kacem, M., Esrael D., & Benadda, B. (2017). Flowrate and water presence effect on venting/SVE process efficiency. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 8, no. 3 209-217.

Kaleris, V. (2002). Influence of rate-limited sorption on the cleanup of layered soils by vapor extraction. *Journal of contaminant hydrology*, 55(1-2), 1-27.

Kaluarachchi, J. J., & Parker, J. C. (1990). Modeling multicomponent organic chemical transport in three-fluid-phase porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 5(4), 349-374.

Kaluarachchi, J. J., & Parker, J. C. (1992). Multiphase flow with a simplified model for oil entrapment. *Transport in Porous Media*, 7(1), 1-14.

Kang, W., Song, J., He, Z., Wang, J., Liu, Y., & Yan, Z. (2023). The mechanism for remediation of low-permeable soil contaminated with petroleum hydrocarbons by thermally-enhanced soil vapor extraction combined with sand mixing.

Kao, C. M., Chen, C. Y., Chen, S. C., Chien, H. Y., & Chen, Y. L. (2008). Application of in situ biosparging to remediate a petroleum-hydrocarbon spill site: Field and microbial evaluation. *Chemosphere*, 70(8), 1492-1499.

Karickhoff, S. W., Brown, D. S., & Scott, T. A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water research*, 13(3), 241-248.

Karickhoff, S. W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere*, 10(8), 833-846.

Karickhoff, S. W., & Morris, K. R. (1985). Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 4(4), 469-479.

Katyal, A. K., Kaluarachchi, J. J., & Parker, J. C. (1991). MOFAT: A two-dimensional finite-element program for multiphase flow and multicomponent transport. Program documentation and user's guide (No. PB-91-191692/XAB). Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Blacksburg, VA (United States). Center for Environmental and Hazardous Material Studies.

Kayano, S., Wilson, D.J. (1992). Soil cleanup by in-situ aeration: Vapor stripping of mixtures of volatile organics obeying Raoult's law, *Separation Science & Technology*, 27 (12), p. 1525-1554.

Khan, F. I., Husain, T., & Hejazi, R. (2004). An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of environmental management*, 71(2), 95-122.

Kenaga, E. (1980) Predicted bioconcentration coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotox. and Environ. Safety* 4 26-38.

Kersanté, A. (2003). Rôle régulateur de la macrofaune lombricienne dans la dynamique de l'herbicide atrazine en sol cultivé tempéré (Doctoral dissertation, Université Rennes 1).

Kirtland, B. C., & Aelion, C. M. (2000). Petroleum mass removal from low permeability sediment using air sparging/soil vapor extraction: impact of continuous or pulsed operation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(3-4), 367-383.

Klenk, I. D., & Grathwohl, P. (2002). Transverse vertical dispersion in groundwater and the capillary fringe. *Journal of Contaminant Hydrology*, 58(1-2), 111-128.

Klinkenberg, L. J. (1941, January). The permeability of porous media to liquids and gases. In *Drilling and production practice*. OnePetro.

Kuo, J.F., Aieta, E.M., Yang, P.H. (1991). Three-dimensional soil venting model and its applications *Emerging Technologies in Hazardous Waste Management*, 468, p. 382-400.

Kuo, C. L., Fen, C. S., Chen, K. H., & Yeh, H. D. (2017). Solution for soil vapor extraction from a pressure-controlled well. *Journal of Environmental Engineering*, 143(6), 04017012.

Kuppusamy, S., Palanisami, T., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., & Naidu, R. (2016). In-situ remediation approaches for the management of contaminated sites: a comprehensive overview. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 236, 1-115.

Kuznetsov, A. V. (2017). What we can learn from direct numerical simulation of turbulence in porous media: modeling turbulent flow in composite porous/fluid domains.

Kvapil, P. (2000). Etude du traitement des sols contaminés par des BTEX par la technique du venting (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 1).

Labianca, C., De Gisi, S., Picardi, F., Todaro, F., & Notarnicola, M. (2020). Remediation of a petroleum hydrocarbon-contaminated site by soil vapor extraction: A full-scale case study. *Applied Sciences*, 10(12), 4261.

Lecomte, P. (1995). *Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines*. Tec & Doc Lavoisier.

Lemière, B., Seguin, J. J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, P., Saada, A., ... & Colombano, S. (2001). *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes*. BRGM éditions, 300, 132p.

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. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71(1-4), 261-282.

Leverett, M. (1941). Capillary behavior in porous solids. *Transactions of the AIME*, 142(01), 152-169.

Lim, M. W., Von Lau, E., & Poh, P. E. (2016). A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil present works and future directions. *Marine pollution bulletin*, 109(1), 14-45.

Loll, P., Moldrup, P., Schjonning, P., and Riey, H., (1999) “Predicting saturated hydraulic conductivity from air permeability: Application in stochastic water infiltration modeling,” *Water Resour. Res.*, VI.35, pp. 2387-2400.

Lowe, D. F., Oubre, C. L., & Ward, C. H. (2023). *Soil vapor extraction using radio frequency heating: Resource manual and technology demonstration*. CRC Press.

Lyman, W. J., Reehl, W. F., & Rosenblatt, D. H. (1990). *Handbook of chemical property estimation methods*.

Malina, G., Grotenhuis, J. T. C., & Rulkens, W. H. (2010). The effect of temperature on the bioventing of soil contaminated with toluene and decane. *Journal of soil contamination*, 8(4), 455-480.

Mao, B. Y., Liu, Z. B., Liu, S. Y., & Wei, Q. B. (2018). Experimental study on influencing factors of soil vapor extraction in toluene-contaminated sandy soils. In *The International Congress on Environmental Geotechnics* (pp. 874-881). Springer, Singapore.

Marshall, T. J. (1959). The diffusion of gases through porous media. *Journal of Soil Science*, 10(1), 79-82.

Maria da Conceição, M., Albergaria, J. T., & Delerue-Matos, C. (2006, a). Soil remediation time to achieve clean-up goals: Influence of soil water content. *Chemosphere*, 62(5), 853-860.

Maria da Conceição, M., Albergaria, J. T., & Delerue-Matos, C. (2006, b). Soil remediation time to achieve clean-up goals II: Influence of natural organic matter and water contents. *Chemosphere*, 64(5), 817-825.

Massmann, J. W. (1989). Applying groundwater flow models in vapor extraction system design. *Journal of Environmental Engineering*, 115(1), 129-149.

Mayer, A. S., & Miller, C. T. (1992). The influence of porous medium characteristics and measurement scale on pore-scale distributions of residual nonaqueous-phase liquids. *Journal of Contaminant Hydrology*, 11(3-4), 189-213.

Mercer, J. W., & Cohen, R. M. (1990). A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. *Journal of contaminant hydrology*, 6(2), 107-163.

- Mendoza, C. A., & Frind, E. O. (1990). Advective-dispersive transport of dense organic vapors in the unsaturated zone: 1. Model development. *Water resources research*, 26(3), 379-387.
- Miller, C. T. (1990). Poirier-McNeill, MM and Mayer, AS: 1991, Dissolution of trapped nonaqueous phase liquids: Mass transfer characteristics. *Water Resour. Res.*, 26, 2783-2796.
- Millington, R. J. (1959). Gas diffusion in porous media. *Science*, 130(3367), 100-102.
- Millington, R. J., & Quirk, J. P. (1960). Permeability of porous media. *Nature*, 183(4658), 387-388.
- Millington, R.J., Quirk J. P. (1961). Permeability of porous solids, *Transactions of Faraday Society*, 57, p. 1200-1207.
- Mingelgrin, U., & Gerstl, Z. (1983). Reevaluation of partitioning as a mechanism of nonionic chemicals adsorption in soils. *Journal of environmental quality*, 12(1), 1-11.
- Mohr, D.A., Merz, P.H. (1995). Application of a 2D air flow model to soil vapor extraction and bioventing case studies, *Ground Water*, 33 (3), p. 433-444.
- Moldrup, P., Poulsen, T. G., Schjønning, P., Olesen, T., & Yamaguchi, T. (1998). Gas permeability in undisturbed soils: Measurements and predictive models. *Soil Science*, 163(3), 180-189.
- Moldrup, P., Yoshikawa, S., Olesen, T., Komatsu, T., & Rolston, D. E. (2003). Air permeability in undisturbed volcanic ash soils: Predictive model test and soil structure fingerprint. *Soil Science Society of America Journal*, 67(1), 32-40.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Muskat, M., & Meres, M. W. (1936). The flow of heterogeneous fluids through porous media. *Physics*, 7(9), 346-363.
- Nawaz, M. F., Bourrie, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for sustainable development*, 33(2), 291-309. Version 0.1, 4-5.
- NCBI: National Center for Biotechnology Information (2021. a). PubChem Compound Summary for CID 1140, n-Decane. Retrieved October 20, 2021, from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/decane>
- NCBI: National Center for Biotechnology Information (2021. b). PubChem Compound Summary for CID 1140, Toluene. Retrieved October 20, 2021, from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Toluene>
- Nguyen V. T., Zhao L., Zytner R. G. Three-dimensional numerical model for soil vapor extraction. *Journal of contaminant hydrology*, 147, 82-95.
- Ong, S. K., & Lion, L. W. (1991). Mechanisms for trichloroethylene vapor sorption onto soil minerals (Vol. 20, No. 1, pp. 180-188). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Nilsson, B., Tzovolou, D., Jeczalik, M., Kasela, T., Slack, W., Klint, K. E., ... & Tsakiroglou, C. D. (2011). Combining steam injection with hydraulic fracturing for the in situ remediation of the unsaturated zone of a fractured soil polluted by jet fuel. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 695-707.

NIST: National Institute of Standards and Technology (2023). Chemistry WebBook. Accessed on 30 October 2023, at the following link: <https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C108883&Mask=4>

NRF: National Remediation Framework (2018). Technology guide: Soil vapour remediation. CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment.

Nuske, P., Joekar-Niasar, V., & Helmig, R. (2014). Non-equilibrium in multiphase multicomponent flow in porous media: An evaporation example. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 74, 128-142.

Ok, Y. S., Rinklebe, J., Hou, D., Tsang, D. C., & Tack, F. M. (Eds.). (2020). *Soil and Groundwater Remediation Technologies: a practical guide*. CRC Press.

OnePlan I. (2000). « Estimating Soil Moisture. ». Disponible sur : < <http://www.oneplan.org/Water/soil-triangle.asp> > (consulté le 17 mars 2021).

Ong, S. K., & Lion, L. W. (1991). Mechanisms for trichloroethylene vapor sorption onto soil minerals (Vol. 20, No. 1, pp. 180-188). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

Ouoba, S., Daho, T., Cherblanc, F., Koulidiati, J., & Bénet, J. C. (2015). A new experimental method to determine the evaporation coefficient of trichloroethylene (TCE) in an arid soil. *Transport in Porous Media*, 106, 339-353.

Park, G., Shin, H. S., & Ko, S. O. (2005). A laboratory and pilot study of thermally enhanced soil vapor extraction method for the removal of semi-volatile organic contaminants. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(4), 881-897.

Parker, J. C., Lenhard, R. J., & Koppusamy, T. (1987). A parametric model for constitutive properties governing multiphase flow in porous media. *Water Resources Research*, 23(4), 618-624.

Pelmont, J. (1993). *Bactérie et environnement-adaptation physiologique*. Presse universitaire Grenoble, 899 pages.

Peng, J., & Wan, A. (1998). Effect of ionic strength on Henry's constants of volatile organic compound. *Chemosphere*, 36(13), 2731-2740.

Penman, H. L. (1940). Gas and vapour movements in the soil: I. The diffusion of vapours through porous solids. *The Journal of Agricultural Science*, 30(3), 437-462.

Petersen, L. W., Moldrup, P., El-Farhan, Y. H., Jacobsen, O. H., Yamaguchi, T., & Rolston, D. E. (1995). The effect of moisture and soil texture on the adsorption of organic vapors (Vol. 24, No. 4, pp. 752-759). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

Poling, B. E., Prausnitz, J. M., & O'connell, J. P. (2001). *Properties of gases and liquids*. McGraw-Hill Education.

Poppendieck, D. G., Loehr, R. C., & Webster, M. T. (1999). Predicting hydrocarbon removal from thermally enhanced soil vapor extraction systems: 1. Laboratory studies. *Journal of Hazardous Materials*, 69(1), 81-93.

Poulsen, T. G., Moldrup, P., Yamaguchi, T., Schjønning, P., & Hansen, J. A. (1999). Predicting soil-water and soil-air transport properties and their effects on soil-vapor extraction efficiency. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 19(3), 61-70.

Poulsen, T. G., Iversen, B. V., Yamaguchi, T., Moldrup, P., & Schjønning, P. (2001). Spatial and temporal dynamics of air permeability in a constructed field. *Soil science*, 166(3), 153-162.

Poppendieck, Dustin Glen. Hydrocarbon removal from unsaturated soil in laboratory and field studies of thermally-enhanced soil vapor extraction. MS thesis. University of Texas at Austin, 1997.

Powers, S. E., Loureiro, C. O., Abriola, L. M., & Weber Jr, W. J. (1991). Theoretical study of the significance of nonequilibrium dissolution of nonaqueous phase liquids in subsurface systems. *Water Resources Research*, 27(4), 463-477.

Qin, C. Y., Zhao, Y. S., Zheng, W., & Li, Y. S. (2010). Study on influencing factors on removal of chlorobenzene from unsaturated zone by soil vapor extraction. *Journal of Hazardous Materials*, 176(1-3), 294-299.

Rashid, A., Nawaz, S., Barker, H., Ahmad, I., & Ashraf, M. (2010). Development of a simple extraction and clean-up procedure for determination of organochlorine pesticides in soil using gas chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1217(17), 2933-2939.

Rathfelder, K., Yeh, W. W., & Mackay, D. (1991). Mathematical simulation of soil vapor extraction systems: model development and numerical examples. *Journal of Contaminant Hydrology*, 8(3-4), 263-297.

Rathfelder, K., Lang, J. R., & Abriola, L. M. (1995). Soil vapor extraction and bioventing: applications, limitations, and future research directions. *Reviews of Geophysics*, 33(S2), 1067-1081.

Roland, U., Bergmann, S., Holzer, F., & Kopinke, F. D. (2010). Influence of in situ steam formation by radio frequency heating on thermodesorption of hydrocarbons from contaminated soil. *Environmental science & technology*, 44(24), 9502-9508.

Ross, B., Lu, N. (1994). Efficiency of air inlet wells in vapor extraction systems *Water Resources Research*, 30 (2), p. 581-584.

Rutherford, D. W., Chiou, C. T., & Kile, D. E. (1992). Influence of soil organic matter composition on the partition of organic compounds. *Environmental science & technology*, 26(2), 336-340.

Sabour, M. R., Seyed Jalali, S. H., & Dezvareh, G. (2017). Comprehensive model for remediation of sandy soils contaminated with volatile organic compounds using thermal enhancement of soil vapor extraction method. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228, 1-9.

Sallam, A., Jury, W. A., & Letey, J. (1984). Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity. *Soil Science Society of America Journal*, 48(1), 3-6.

Schwille, F., & Pankow, J. F. (1988). Dense chlorinated solvents in porous and fractured media-model experiments.

Selmi, M. (2020). Etude expérimentale et modélisation du comportement des sols meubles traités par un agent tensio-actif (Doctoral dissertation, Université de Lyon).

- Sepehr, M., Samani, Z.A. (1993). In situ soil remediation using vapor extraction wells: development and testing of a three-dimensional finite-difference model, *Ground Water*, 31 (3), p. 425-436.
- Shah, F.H., Hadim, H. S., Korfiatis, G. P. (1995). Laboratory studies of air stripping of VOC-contaminated soils, *Journal of Soil Contamination*, 4 (1), p. 93.
- Shan, C., Falta, R.W., Javandel, I., (1992). Analytical solutions for steady-state gas flow to a soil vapour extraction well in the unsaturated zone, *Water Resources Research*, 28 (4), p. 1105-1120.
- She, Y., Sleep, B. E., mackay, D. (1995). A fugacity model for soil vapor extraction, *Journal of Soil Contamination*, 4 (3), p. 227-242.
- Shi, J., Yang, Y., Li, J., Xi, B., Wang, Y., Wang, Y., & Tang, J. (2020). A study of layered-unlayered extraction of benzene in soil by SVE. *Environmental Pollution*, 263, 114219.
- Shi JX, Yang Y, Lu XJ, Xi BD, Li J, Xiao C (2021). Effect of water-level fluctuation on the removal of benzene from soil by SVE. *Chemosphere* 274:129796.
- Shi, Y., Rui, S., Xu, S., Wang, N., & Wang, Y. (2022). COMSOL Modeling of Heat Transfer in SVE Process. *Environments*, 9(5), 58.
- Siegrist, R. L., & Jossen, P. D. (1990). Evaluation of sampling method effects on volatile organic compound measurements in contaminated soils. *Environmental science & technology*, 24(9), 1387-1392.
- SIBELCO. (2021). HN31 fiche technique [PDF]. Récupéré sur <https://www.pointp.fr/asset/56/65/AST11275665.pdf>
- Sleep, B. E., & Sykes, J. F. (1989). Modeling the transport of volatile organics in variably saturated media. *Water Resources Research*, 25(1), 81-92.
- Smith, J. L., Reible, D. D., Koo, Y. S., & Cheah, E. P. S. (1996). Vacuum extraction of a nonaqueous phase residual in a heterogeneous vadose zone. *Journal of Hazardous Materials*, 49(2-3), 247-265.
- Soares, A. A., Moldrup, P., Minh, L. N., Vendelboe, A. L., Schjonning, P., & de Jonge, L. W. (2013). Sorption of phenanthrene on agricultural soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(4), 1-11.
- Soga, K., Page, J. W. E., & Illangasekare, T. H. (2004). A review of NAPL source zone remediation efficiency and the mass flux approach. *Journal of Hazardous Materials*, 110(1-3), 13-27.
- Stegemeier, G. L., & Vinegar, H. J. (2001). Thermal conduction heating for in-situ thermal desorption of soils. In *Hazardous and radioactive waste treatment technologies handbook* (pp. 4-6). CRC Press.
- Stewart, L. (2022). Analytical solutions for steady-state gas flow in layered soils with field applications. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 42(2), 35-46.
- Stoker, H. S. (2015). *General, organic, and biological chemistry*. Cengage Learning.
- Stylianou, C., & DeVantier, B. A. (1995). Relative air permeability as function of saturation in soil venting. *Journal of environmental engineering*, 121(4), 337-347.

Sun, H., Tateda, M., Ike, M., & Fujita, M. (2003). Short-and long-term sorption/desorption of polycyclic aromatic hydrocarbons onto artificial solids: effects of particle and pore sizes and organic matters. *Water research*, 37(12), 2960-2968.

Suthersan, S.S. (1999). *Soil Vapor Extraction, Remediation Engineering: Design Concepts*. Lewis Publishers (CRC Press), New York.

Switzer, C., Kosson, D.S. (2007). Evaluation of air permeability in layered unsaturated materials, *Journal of Contaminant Hydrology*, 90, p. 125–145.

Tanikawa, W., & Shimamoto, T. (2009). Comparison of Klinkenberg-corrected gas permeability and water permeability in sedimentary rocks. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*, 46(2), 229-238.

TerraTherm (2010). *Remediation case studies utilizing in situ thermal desorption (ISTD)*. Thermal cleaning technologies, Fitchburg, MA.

Thomson, N. R., Sykes, J. F., & Van Vliet, D. (1997). A numerical investigation into factors affecting gas and aqueous phase plumes in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 28(1-2), 39-70.

Thorstenson, D. C., & Pollock, D. W. (1989). Gas transport in unsaturated zones: Multicomponent systems and the adequacy of Fick's laws. *Water Resources Research*, 25(3), 477-507.

Tomlinson, Derek, Steven Thornton, Alan Thomas, Stephen Leharne, et Gary Wealthall. (2014). *Illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface*. 98 p.

Tomlinson, D. W., Rivett, M. O., Wealthall, G. P., & Sweeney, R. E. (2017). Understanding complex LNAPL sites: *Illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface*. *Journal of Environmental Management*, 204, 748-756.

USACE: United States Army Corps of Engineers (1995). *Soil Vapor Extraction and Bioventing*. US Army Corps of Engineers. 255 pages.

USACE: United States Army Corps of Engineers (2002). *Engineering and design: Soil vapor extraction and bioventing*. US Army Corps of Engineers. 424 pages

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1991). *Guide for Conducting Treatability Studies under CERCLA, Soil Vapor Extraction*, 78 pages.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1991). *Soil vapor-extraction technology: Reference handbook*. Final report, 328 pages.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1994). *Innovative site remediation technology: Vacuum vapor extraction*, 225 pages.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1995). *Manual: Bioventing Principles and Practice*. EPA/540/R-95/534a. Washington, DC.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1996). *How to Effectively Recover Free Product at Leaking Underground Storage Tank Sites, A Guide for State Regulators*, 168 pages.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1997). Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction. EPA/542/R-97/007. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, DC. <http://clu.in.org/download/remed/sveenhmt.pdf>.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (1999). Multi-Phase Extraction: Engineering and Design, 286 pages.

USEPA: United States Environmental Protection Agency (2004). In situ thermal treatment technologies: fundamentals and field applications. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC

USEPA: United States Environmental Protection Agency (2006). Off-Gas Treatment Technologies for Soil Vapor Extraction Systems: State of the Practice, 129 pages.

Van der Ham, A. G., & Brouwers, H. J. H. (1998). Modeling and experimental investigation of transient, nonequilibrium mass transfer during steam stripping of a nonaqueous phase liquid in unsaturated porous media. *Water resources research*, 34(1), 47-54.

Van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.

Van Genuchten, M. V., Leij, F. J., & Yates, S. R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils.

Von Oepen, B., Kördel, W., & Klein, W. (1991). Sorption of nonpolar and polar compounds to soils: processes, measurements and experience with the applicability of the modified OECD-Guideline 106. *Chemosphere*, 22(3-4), 285-304.

Viton, C., Chavret, M., Behar, E., & Jose, J. (1996). Vapor pressure of normal alkanes from decane to eicosane at temperatures from 244 K to 469 K and pressures from 0.4 Pa to 164 kPa. *Int. Electron. J. Phys.-Chem. Data*, 2, 215-224.

Walsh, J. B., & Brace, W. F. (1984). The effect of pressure on porosity and the transport properties of rock. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 89(B11), 9425-9431.

Wang, W., Li, C., Li, Y. Z., Yuan, M., & Li, T. (2019). Numerical analysis of heat transfer performance of in situ thermal remediation of large polluted soil areas. *Energies*, 12(24), 4622.

Webb, S. W., & Phelan, J. M. (1996). Effect of soil layering on NAPL removal behavior in soil-heated vapor extraction. *Journal of contaminant hydrology*, 27(3-4), 285-308.

Wilkins, M. D., Abriola, L. M., & Pennell, K. D. (1995). An experimental investigation of rate-limited nonaqueous phase liquid volatilization in unsaturated porous media: Steady state mass transfer. *Water resources research*, 31(9), 2159-2172.

Winkelmann, J. (2007). Introduction: Data extract from Landolt-Börnstein IV/15A: Diffusion of Gases in Gases, Liquids and their Mixtures (pp. 1-8). Springer Berlin Heidelberg.

White, M. D., & Oostrom, M. (1996). Subsurface Transport over Multiple Phases. Theory Guide. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.

- Wu, J. (2004). Modeling adsorption of organic compounds on activated carbon: A multivariate approach (Doctoral dissertation, Kemi).
- Wu, Y. S., & Pruess, K. (1998). Gas flow in porous media with Klinkenberg effects. *Transport in porous Media*, 32(1), 117-137.
- Yang, Y., Li, J., Xi, B., Wang, Y., Tang, J., Wang, Y., & Zhao, C. (2017). Modeling BTEX migration with soil vapor extraction remediation under low-temperature conditions. *Journal of environmental management*, 203, 114-122.
- Yang, J., Teng, Y., Wu, J., Chen, H., Wang, G., Song, L., ... & Zhai, Y. (2017). Current status and associated human health risk of vanadium in soil in China. *Chemosphere*, 171, 635-643.
- Yeung, A. T., & Hsu, H. T. (2002). Semi analytical simulation of soil vapor extraction. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive. Waste Management*, 6(1), 14-22.
- Yoon, H., Kim, J. H., Liljestrand, H. M., & Khim, J. (2002). Effect of water content on transient nonequilibrium NAPL-gas mass transfer during soil vapor extraction. *Journal of contaminant hydrology*, 54(1-2), 1-18.
- Yoon, H., Valocchi, A. J., & Werth, C. J. (2003). Modeling the influence of water content on soil vapor extraction. *Vadose Zone Journal*, 2(3), 368-381.
- Yoon, H., Oostrom, M., Wietsma, T. W., Werth, C. J., & Valocchi, A. J. (2009). Numerical and experimental investigation of DNAPL removal mechanisms in a layered porous medium by means of soil vapor extraction. *Journal of contaminant hydrology*, 109(1-4), 1-13.
- Yu, L.L. (1985). Study of air flow through porous media. Doctoral thesis, University of Connecticut, Storrs, 114 pages.
- Yu, Y., Liu, L., Yang, C., Kang, W., Yan, Z., Zhu, Y., ... & Zhang, H. (2019). Removal kinetics of petroleum hydrocarbons from low-permeable soil by sand mixing and thermal enhancement of soil vapor extraction. *Chemosphere*, 236, 124319.
- Yu, Y., Liu, L., Yang, C., Kang, W., Yan, Z., Zhu, Y., ... et Zhang, H (2023). The mechanism for remediation of low-permeable soil contaminated with petroleum hydrocarbons by thermally-enhanced soil vapor extraction combined with sand mixing. *International journal of environmental research*.
- Xu, X. Y., Hu, N., Wang, Q., Fan, L. W., & Song, X. (2022). A numerical study of optimizing the well spacing and heating power for in situ thermal remediation of organic-contaminated soil. *Case studies in thermal engineering*, 33, 101941.
- Zhan, H.a.P.E. (2002). Vapor Flow to Horizontal Wells in Unsaturated Zones, *Soil Science Society of America Journal*, 66, p. 710-721.
- Zhao, L. (2007). Three-dimensional soil vapour extraction modeling. Doctoral thesis, University of Guelph, 326 pages.
- Zhao, L., & Zytner, R. G. (2008). Estimation of SVE closure time. *Journal of hazardous materials*, 153(1-2), 575-581.

Zhang, Q., Feng, Q., Zhu, X., Zhang, M., Wang, Y., & Yang, L. (2021). Box Experiment Study of Thermally Enhanced SVE for Benzene. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(8), 4062.

Zhang, S., Liu, Z., Sun, R., Liu, W., & Chen, Y. (2023). Orthogonal Experimental Study on Remediation of Ethylbenzene Contaminated Soil by SVE. *Sustainability*, 15(2), 1168.

Zheng, Q. T., Feng, S. J., Wu, S. J., & Zhang, X. L. (2023). Influence mechanism of thermally enhanced phase change on heat transfer and soil vapour extraction. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104202.

Zhu, N., Dauerman, L., Gu, H., & Windgasse, G. (1992). Microwave treatment of hazardous wastes: remediation of soils contaminated by non-volatile organic chemicals like dioxins. *Journal of microwave power and electromagnetic energy*, 27(1), 54-61.

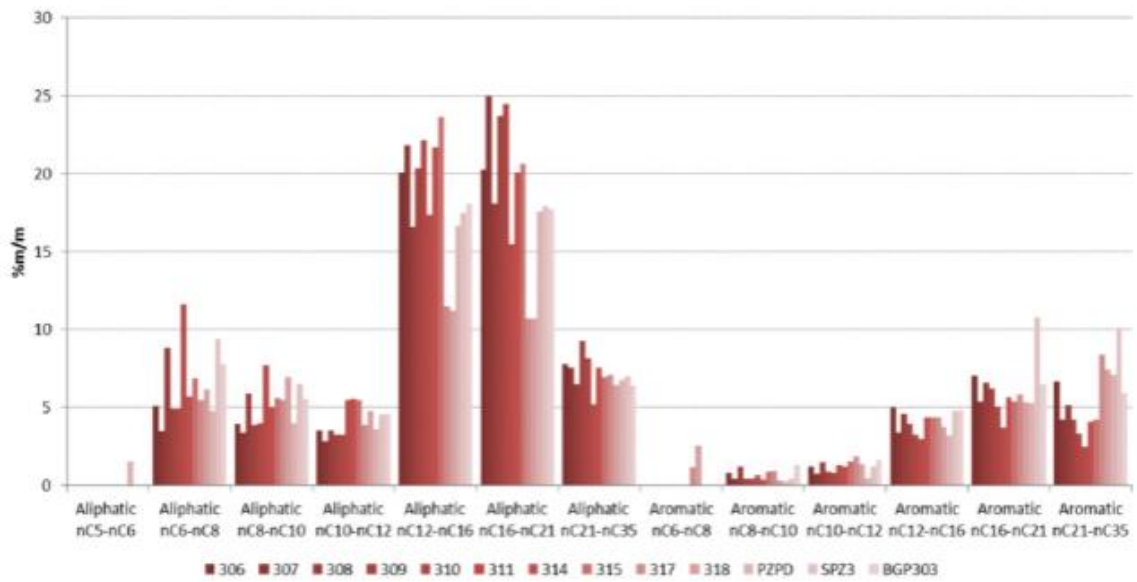
Zytner, R.G. (1994). Sorption of Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes to Various Media, *Journal of Hazardous Materials*, 38, p. 113-126.

Annexes

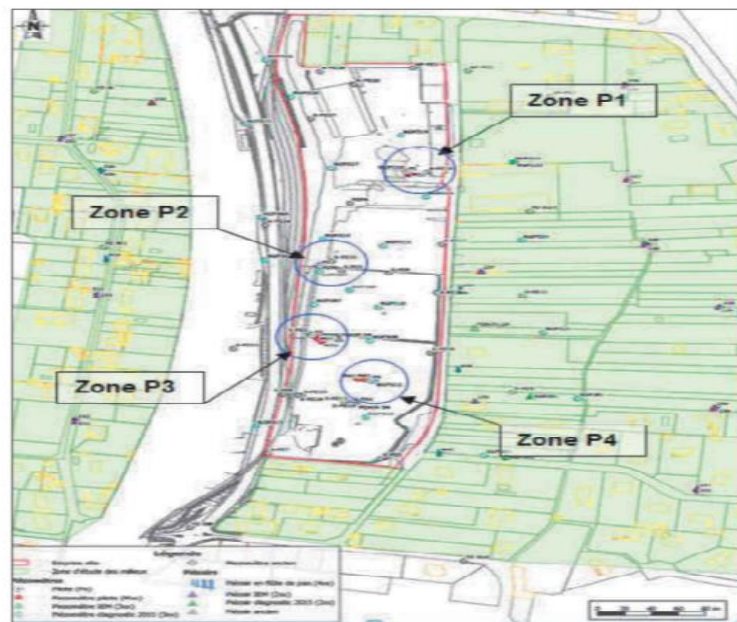
Annexe I

Annexe I- 1:

I-1-1- Coupe HC de PLNA



I-1-2- Localisation des zones de tests



Annexe I- 2

I-2-1- Coupe géologique P0



Projet : OPTIMEX

COUPE GEOLOGIQUE ET CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE

CHANTIER : GESIPOL-OPTIMEX

N° projet : G52880

DATE D'EXECUTION : 21/04/21

Nom de l'ouvrage : PO Matériel de forage : GEOPROBE Technique de forage : Tarière creuse Profondeur atteinte (m/sol) : 12	Nature de l'équipement : PVC Diamètre int. de l'équipement (mm) : 63 Lieu de la foration : Collonges-au-Mont-d'Or (69) Coordonnées : X lambert 93 : Y lambert 93 : Z ngf = 172,42 TA
---	---

Prof. (m)	Altimétrie (z)	Coupe géologique		Echantillons				Coupe technique	
		Faciès	Description lithologique	Niveau d'eau	Prélev.	Etat de l'échantillon	Référence échantillon	PID COV (ppm)	Prof. (m)
0,00	172,42								
1,00			Remblai (ballast) sur 20 cm puis Limon argileux marron		x	Remanié	PO-E1	0	
2,00									
3,00	169,62								
4,00			Sables limoneux marron à graviers, Odeurs d'hydrocarbures à partir de - 4,00m		x	Remanié	PO-E2	0	
5,00	167,62								
6,00			Sables graveleux marron Odeurs d'hydrocarbures		x	Remanié	PO-E3	0	
7,00	165,82								
8,00			Sables limono-argileux, très fortes odeurs d'hydrocarbures		x	Remanié	PO-E4	25	
9,00	163,82								
9,10			Argile limoneuse grise, gorgée d'eau Très fortes odeurs d'hydrocarbures	9,10	x	Remanié	PO-E5	25	
10,00	162,82								
11,00	161,82		Graviers						
12,00	160,42		Sables gris, gorgés d'eau						

Observations:

Nature du sol en surface : Remblai (ballast)
 TA: Terrain actuel



Légende (coupe technique) :

- Tube crépiné
- Tube plein
- ▽ Bouchon de fond
- Bentonite
- ▧ Béton
- ⊠ Ciment
- ⊞ Cuttings
- ▽ Massif filtrant

I-2-2- Coupe géologique P1



Projet : OPTIMEX

COUPE GEOLOGIQUE ET CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE

CHANTIER : GESIPOL-OPTIMEX

N° projet : G52880

DATE D'EXECUTION : 21/04/21

Nom de l'ouvrage : P1 Matériel de forage : GEOPROBE Technique de forage : Tarière creuse Profondeur atteinte (m/sol) : 12	Nature de l'équipement : PVC Diamètre int. de l'équipement (mm) : 80 Lieu de la foration : Collongse-au-Mont-d'Or (69) Coordonnées : X lambert 93 : Y lambert 93 : Z ngf = 172.3 TA
--	--

Prof. (m)	Altimétrie (z)	Coupe géologique		Echantillons					Coupe technique	
		Facès	Description lithologique	Niveau d'eau	Prélev.	Etat de l'échantillon	Référence échantillon	PID COV	Prof. (m)	Equipement
0.00	172.3									
1.00			Limon argileux marron		x	Remanié	P1-E1	0		
2.00										
3.00	169.5									
4.00			Sables limoneux marron à graviers, Odeurs d'hydrocarbures à partir de -4,00m		x	Remanié	P1-E2	0		
5.00	167.7									
6.00	166.3		Sables graveleux marron Odeurs d'hydrocarbures							
7.00	165.3		Graviers							
8.00	164.3		Sables fins, très fortes odeurs d'hydrocarbures		x	Remanié	P1-E3	5		
9.00										
10.00			Limons sableux gris, gorgés d'eau Très fortes odeurs d'hydrocarbures							
11.00	161.3									
12.00	160.3		Sables gris, gorgés d'eau							

Observations:

Nature du sol en surface : Terre végétale

TA: Terrain actuel

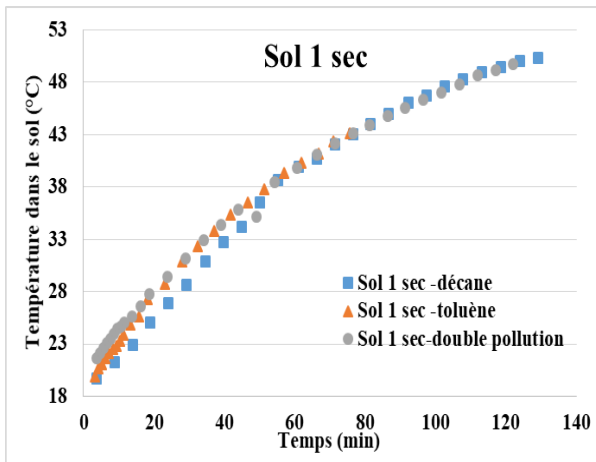


Légende (coupe technique) :

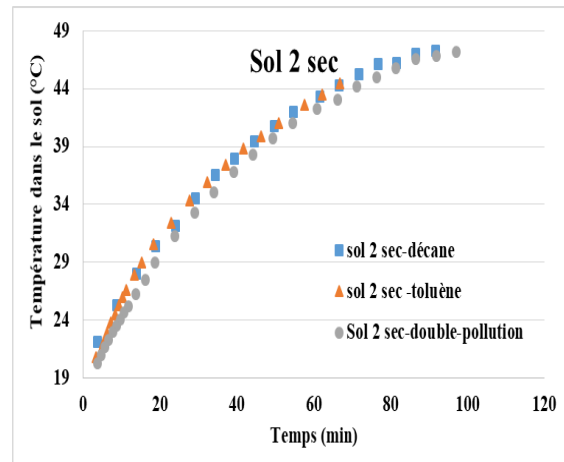
- Tube crépiné
- Tube plein
- Bouchon de fond
- Bentonite
- Béton
- Ciment
- Cuttings
- Massif filtrant

Annexe II :

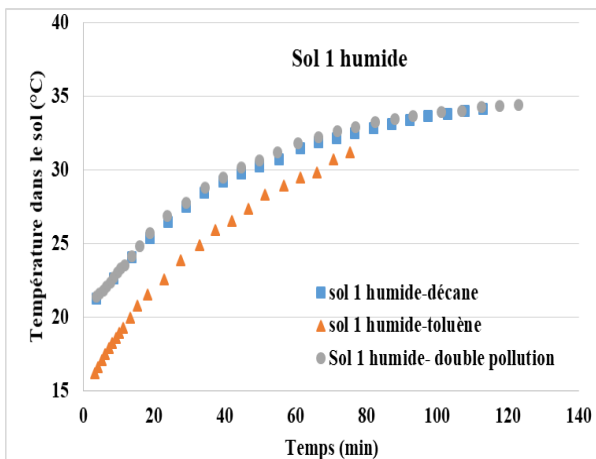
Profil de température de n-décane, toluène et double pollution dans les deux sols secs et humides.



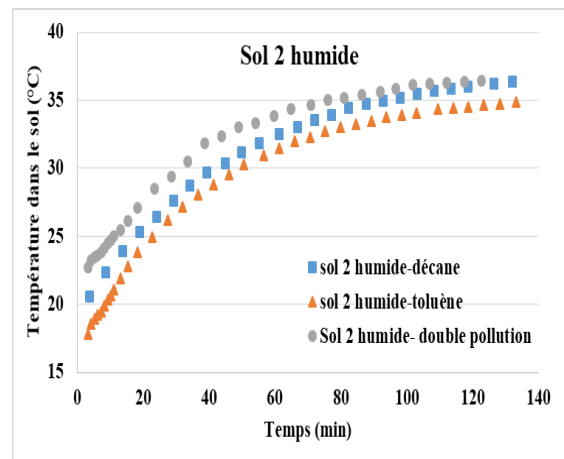
a- Température du sol 1 sec en fonction du temps



b- Température du sol 2 sec en fonction du temps



c- Température du sol 1 humide en fonction du temps



d- Température du sol 2 humide en fonction du temps

Figure 1: Courbes de Température du sol au cours de l'extraction de n-décane, toluène et double-polluants