

Etude des résistances au transfert de COV entre une paroi et l'ambiance

Anne-Lise Tiffonnet^{1,3}, Michaël Marion^{1,3}, Rachid Makhoulfi^{2,3}, Patrice Blondeau⁴

¹IUT Cherbourg-Manche : Site Universitaire Bellevue, 120 Rue de l'Exode, 50000 Saint-Lô

²Ecole d'Ingénieurs de Cherbourg : Site Universitaire, BP 78, 50130 Cherbourg-Octeville

³LUSAC – Laboratoire Universitaire des Sciences Appliquées de Cherbourg

anne-lise.tiffonnet@unicaen.fr ; michaël.marion@unicaen.fr ; rachid.makhoulfi@unicaen.fr

⁴LEPTAB – Laboratoire d'Etude des Phénomènes de Transfert Appliqués au Bâtiment
Université de La Rochelle : Avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle Cedex 1

patrice.blondeau@univ-lr.fr

Résumé : Les différents phénomènes physiques élémentaires qui interviennent dans le processus global de transfert de polluant entre une paroi et l'ambiance (processus d'émission si le polluant est initialement présent dans la paroi ou effet dit de puits s'il est initialement présent dans l'air) sont principalement la diffusion à travers la couche limite séparant la paroi de l'ambiance, la diffusion au sein même de la paroi, et la sorption (adsorption et désorption) du polluant à la surface de la paroi ou à l'interface entre la phase poreuse et la phase solide du (des) matériau(x) qui la constitue(nt). L'analyse de ces phénomènes permet d'identifier les paramètres qui pilotent le processus de transfert. Cet article traite de l'influence de paramètres tels que la température ou la vitesse d'air au voisinage de la paroi sur l'émission d'un COV (l'acétone) par du bois aggloméré, les données nécessaires aux simulations ayant été auparavant obtenues expérimentalement. Dans cet article sont donc présentés : les aspects fondamentaux du modèle, puis les paramètres nécessaires à la réalisation des simulations (isothermes de sorption, coefficients de diffusion, concentration initiale), et enfin les études de cas réalisées.

Mots-clés : Qualité de l'air, Composés Organiques Volatils, Diffusion, Sorption

1. Introduction

Les matériaux utilisés dans la construction des bâtiments ou dans leur aménagement sont sources de contamination (principalement gazeuse) des ambiances intérieures. Ceci tient au fait que la plupart de ces matériaux (peinture, moquette, aggloméré, ...) contiennent de fortes quantités de composés organiques volatils (COV). Ces composés peuvent être considérés comme des polluants olfactifs et sanitaires. Ils sont souvent rendus responsables du syndrome des bâtiments malsains (SBM) ou « Sick Building Syndrom » (SBS), qui se manifeste chez les occupants de bâtiments neufs par des troubles fonctionnels (maux de tête, irritations oculaires et cutanées, ...).

Le fait que le Comité Européen de Normalisation (CEN) ait adopté en 2005 un nouveau mandat portant sur les émissions de substances dangereuses réglementées émises par les produits de construction confirme, s'il en est besoin, l'importance du rôle des matériaux dans la qualité de l'air intérieur.

Par ailleurs, tout matériau – lorsqu'il a délivré à l'ambiance la majeure partie des composés volatils qu'il recèle initialement – est amené à devenir un puits potentiel de polluants. Or un puits réversible, par définition, peut se comporter comme une source d'émission. Pour pouvoir apprécier les risques liés à l'exposition des occupants, la compréhension du comportement solutal des parois et la prédiction des concentrations en polluants sont indispensables.

L'objectif est d'aider à la conception des systèmes de ventilation, avec comme critères l'optimisation de l'extraction de polluants et dans le même temps celle de la consommation énergétique.

Au cours de ces quinze dernières années bon nombre de modèles ont été proposés pour représenter l'émission de composés organiques volatils par les matériaux, ou pour représenter l'effet de puits qu'ils occasionnent. Mais la plupart de ces modèles sont des modèles empiriques ou semi-empiriques, obtenus à partir d'essais en chambres expérimentales, sous conditions bien déterminées. Bien qu'utiles pour démontrer l'importance que peuvent revêtir les interactions entre polluants et parois sur la qualité de l'air intérieur, ils ne permettent pas de prédire ces interactions et les concentrations résultantes dans des configurations de bâtiment réalistes.

Pour représenter l'émission ou l'effet de puits dans des outils de simulation de la qualité de l'air intérieur, il est nécessaire d'y implémenter des modèles physiques qui rendent compte des phénomènes élémentaires impliqués dans ces processus globaux d'interactions. Le modèle présenté ici est basé sur l'assemblage des lois de transfert de masse élémentaires incluant la diffusion dans la couche limite séparant la paroi de l'ambiance, la diffusion au sein même des matériaux (qui, dans la plupart des cas, sont poreux) et la sorption des espèces gazeuses à la surface des matériaux ou à l'interface entre la phase solide et la phase poreuse des matériaux.

Chacun de ces phénomènes étant réversible, l'assemblage des lois qui les décrivent permet de représenter le processus d'émission lorsque le polluant est initialement présent dans le matériau, et l'effet de puits lorsque le polluant est initialement contenu dans l'ambiance (figure 1).

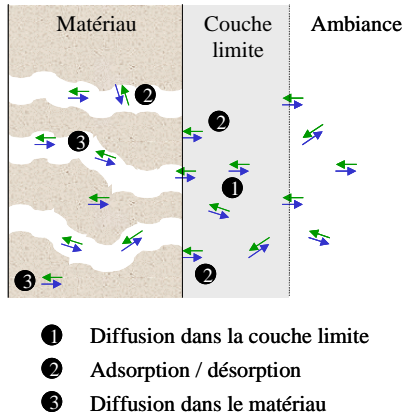


Figure 1 : Schéma des trois principaux phénomènes impliqués dans le transfert de polluant entre paroi et ambiance.

Après une brève présentation du modèle, nous présentons les données expérimentales nécessaires à la réalisation de simulations, puis les résultats des simulations traitant de l'influence du coefficient d'échange convectif (en convection solutale pure) sur l'émission d'acétone par du bois aggloméré (COV identifié comme constituant majeur de bois aggloméré). Nous abordons également les similitudes entre transfert de masse et transfert de chaleur.

2. Modèle

2.a. Transfert entre paroi et zone d'air : diffusion en couche limite

Par analogie avec le phénomène de convection le long d'une paroi dû à un gradient de température, la diffusion de polluant à travers la couche limite qui sépare une paroi de l'ambiance est représentée par l'équation suivante :

$$q = \rho_{air} Sh_m (C_{paroi} - C_{air}) \quad (1)$$

avec :

- q : débit massique de polluant ($\text{kg}_{\text{polluant}}/\text{s}$),
- ρ_{air} : masse volumique de l'air ($\text{kg}_{\text{air}}/\text{m}^3$),
- S : surface de matériau exposée à l'ambiance (m^2),
- h_m : coefficient de transfert de masse surfacique moyen (m/s),
- C_{paroi} : concentration en polluant dans la phase gazeuse à la paroi ($\text{kg}_{\text{polluant}}/\text{kg}_{\text{air}}$),
- C_{air} : concentration en polluant à la frontière entre ambiance et couche limite ($\text{kg}_{\text{polluant}}/\text{kg}_{\text{air}}$).

Le coefficient de transfert de masse h_m peut être déterminé à partir de corrélations entre nombres adimensionnels qui dérivent dans la majorité des cas d'une analogie entre transfert massique et transfert thermique.

En posant comme première hypothèse l'absence de transfert de chaleur entre l'ambiance et les parois, c'est-à-dire en considérant que les couches limites qui se développent aux parois ne sont générées que par les gradients de concentrations, et comme seconde hypothèse que, pour les applications qui nous concernent, les vitesses d'air aux parois ne sont pas assez élevées pour que nous considérions le régime turbulent, l'étude du transfert de masse convectif se limite à celle de la convection solutale pure en régime laminaire. Il reste cependant à faire la distinction entre convection naturelle et convection forcée.

De la même manière que le coefficient de transfert de chaleur par convection s'obtient à partir du nombre de Nusselt (Nu), le coefficient de transfert de masse convectif h_m peut être obtenu à partir du nombre de Sherwood (Sh), puisque l'on a :

$$Sh = \frac{h_m L}{D_m} \quad (2)$$

avec :

- L : grandeur caractéristique de la paroi (m),
- D_m : coefficient de diffusion moléculaire de l'espèce considérée dans l'air (m^2/s).

Bejan (1995) propose des corrélations entre le nombre de Sherwood (Sh), les nombres de Schmidt (Sc) et de Rayleigh (Ra) dans le cas de convection naturelle, et le nombre de Sherwood (Sh), les nombres de Schmidt et de Reynolds (Re) dans le cas de convection forcée. Le tableau 1 présente les expressions correspondantes du coefficient de transfert de masse convectif moyen h_m .

Type de convection	Expression du coefficient d'échange h_m	Valeur de Sc
Naturelle	$h_m = 0,671 \left(\frac{D_m}{L} \right) Ra^{1/4}$	$Sc > 1$
Naturelle	$h_m = 0,8 \left(\frac{D_m}{L} \right) Ra^{1/4} Sc^{1/4}$	$Sc < 1$
Forcée	$h_m = 0,664 \left(\frac{D_m}{L} \right) Re^{1/2} Sc^{1/3}$	$Sc > 1$
Forcée	$h_m = 1,128 \left(\frac{D_m}{L} \right) Re^{1/2} Sc^{1/2}$	$Sc < 1$

Tableau 1 : Expressions du coefficient de transfert de masse (Bejan, 1995).

Les nombres adimensionnels de Schmidt, Rayleigh, et Reynolds sont respectivement définis par :

$$Sc = \frac{\nu}{D_m}, Ra = \frac{g\beta_c \Delta C L^3}{\nu D_m}, Re = \frac{UL}{\nu} \quad (3)$$

avec :

- ν : viscosité cinématique de l'air (m^2/s),
- g : accélération de la pesanteur (m/s^2),
- β_c : coefficient d'expansion de concentration de l'espèce considérée (m^3/kg)
- ΔC : gradient de concentration ($= \rho_{air}(C_{paroi} - C_{air})$) ($kg_{polluant}/m^3$),
- U : vitesse de l'air (m/s).

Partant de l'hypothèse de gaz parfait, le coefficient d'expansion de concentration, ou coefficient d'expansion solutale, peut être calculé à partir des masses molaires de l'air M_{air} et de l'espèce polluante considérée M , du volume molaire des gaz V_m et de la concentration de l'espèce dans l'air C_{air} :

$$\beta_c = \frac{V_m (M - M_{air})}{V_m C_{air} (M - M_{air}) + M M_{air}} \quad (4)$$

Dans le cas de convection mixte, pour déterminer quel type de convection (naturelle ou forcée) est le mécanisme prédominant, Bejan (1995) propose de comparer les épaisseurs des couches limites solutales obtenues dans chacun des deux cas, ce qui se ramène à étudier le rapport :

$$\frac{Re^{1/2} Sc^{1/3}}{Ra^{1/4}} \quad \text{pour } Sc > 1 \quad (5)$$

ou le rapport :

$$\frac{Re^{1/2} Sc^{1/4}}{Ra^{1/4}} \quad \text{pour } Sc < 1 \quad (6)$$

Si ce rapport est inférieur à 1 alors la convection naturelle est prépondérante, dans le cas contraire, il s'agit de la convection forcée.

2.b. Transfert au sein de la paroi : Diffusion et sorption dans le matériau

La diffusion dans les matériaux poreux met en jeu des phénomènes variés et complexes, en particulier la diffusion moléculaire, qui prend place dans les pores les plus larges du matériau, la diffusion de Knudsen, dans les pores les plus petits, et le phénomène de sorption à l'interface air/solide (Axley, 1991 ; Ruthven, 1984 ; Treybal, 1981).

En supposant que la diffusion en phase solide est négligeable devant la diffusion en phase gazeuse, la diffusion unidirectionnelle dans un matériau poreux peut s'exprimer par l'équation différentielle suivante, qui traduit un bilan de conservation massique des espèces au sein d'un pore :

$$\rho_{air} D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \rho_{air} \varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + (\rho - \varepsilon \rho_{air}) \frac{\partial C_s}{\partial t} \quad (7)$$

avec :

- D_e : coefficient de diffusion effectif du polluant considéré dans le matériau (m^2/s),
- ε : porosité du matériau,
- ρ : désignant la masse volumique du matériau (kg/m^3),
- C : concentration en phase gazeuse (dans l'air des pores du matériau) ($kg_{polluant}/kg_{air}$),
- C_s : concentration en phase adsorbée ($kg_{polluant}/kg_{matériau}$).

Dans cette équation, le terme de gauche rend compte de la diffusion du polluant à l'intérieur des pores. Le terme de droite caractérise l'accumulation du polluant en phase gazeuse (dans les pores du matériau), et en phase adsorbée (les molécules de polluant étant alors physiquement liées aux sites actifs solides du matériau).

Du point de vue de l'analyse de la qualité de l'air, la sorption peut être considérée comme étant instantanée. Dans de telles conditions, les concentrations sur les sites actifs (C_s) et au voisinage de leur surface (C) demeurent constantes à leurs valeurs d'équilibre respectives. Elles sont liées par des fonctions baptisées isothermes d'adsorption qui caractérisent chaque couple gaz/solide à une température donnée (Masel, 1996) :

$$C_s = f(C) \quad (8)$$

L'introduction dans l'équation (7) de cette relation d'équilibre, qui peut être réécrite :

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \frac{\partial f}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (9)$$

conduit à l'expression finale de l'équation de conservation de la masse au sein d'un matériau poreux :

$$\rho_{air} D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \left[\rho_{air} \varepsilon + (\rho - \varepsilon \rho_{air}) \frac{\partial f}{\partial C} \right] \frac{\partial C}{\partial t} \quad (10)$$

qui peut être réécrite sous la forme :

$$K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (11)$$

avec :

$$K = \frac{\rho_{air} D_e}{\rho C_m} \quad (12)$$

et :

$$C_m = \frac{\rho_{air} \varepsilon}{\rho} + \left(1 - \frac{\rho_{air} \varepsilon}{\rho} \right) \frac{\partial f}{\partial C} \quad (13)$$

K pouvant être définie comme la diffusivité massique (par analogie avec la diffusivité thermique α) et C_m comme la capacité massique du matériau, traduisant la capacité d'accumulation de la masse de polluant par le matériau (par analogie avec la capacité thermique C_p), l'équation (11) de transfert de masse par diffusion-sorption étant alors similaire à l'équation de transfert de chaleur par conduction, comme le résume le tableau 2.

Transfert de chaleur	Transfert de masse
Equation de transfert de chaleur par conduction $\frac{\partial T}{\partial t} = \alpha \frac{\partial^2 T}{\partial x^2}$	Equation de transfert de polluant par diffusion / sorption $\frac{\partial C}{\partial t} = K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$
Conductivité thermique λ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)	Conductivité massique $\rho_{\text{air}} D_e$ ($\text{kg}_{\text{air}}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$)
Diffusivité thermique $\alpha = \frac{\lambda}{\rho C_p}$ ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)	Diffusivité massique $K = \frac{\rho_{\text{air}} D_e}{\rho C_m}$ ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)
Loi de Fourier $\vec{\varphi}_t = -\lambda \vec{\nabla} T$	Loi de Fick $\vec{\varphi}_m = -\rho_{\text{air}} D_e \vec{\nabla} C$
Chaleur massique du matériau C_p ($\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)	Capacité massique du matériau $C_m = \frac{\varepsilon \rho_{\text{air}}}{\rho} + (1 - \frac{\varepsilon \rho_{\text{air}}}{\rho}) \frac{\partial f}{\partial C}$ ($\text{kg}_{\text{air}}/\text{kg}_{\text{matériau}}$)

Tableau 2 : Correspondance entre les grandeurs des transferts thermique et massique (Damian et al., 2000).

2.c. Principe de la modélisation

Le principe de la modélisation repose sur l'équation de transport dans la couche limite (eq (1)) et la discrétisation de l'équation de transport au sein du matériau (eq (10)) par un schéma aux différences finies. Ce schéma permet de visualiser les concentrations au sein des matériaux. Ainsi, chaque matériau étudié est discrétisé en trois nœuds : un nœud central et deux nœuds d'interface (interface avec l'ambiance, avec le milieu extérieur, ou avec un autre matériau constitutif de la paroi considérée).

3. Données

Le modèle a été utilisé pour l'étude de l'émission d'acétone ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$) par du bois aggloméré, l'acétone ayant été identifié comme un constituant majeur de bois aggloméré par le biais d'analyses par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et spectrométrie de masse (MS).

La concentration initiale en acétone dans le bois d'aggloméré, C_0 , qui constitue la condition initiale du modèle d'émission, a été déterminée via des analyses par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et détection par ionisation de flamme (FID) : $C_0 = 7 \cdot 10^{-7} \text{ kg}_{\text{acétone}}/\text{kg}_{\text{matériau}}$ (Tiffonnet, 2000).

Les isothermes de sorption de l'acétone sur le bois aggloméré, ont été déterminées à 20°C, 25°C, et 30°C, à partir d'essais menés en chambre expérimentale (Tiffonnet et al., 2002). Le modèle d'isotherme retenu est un modèle empirique polynomial :

$$C_s = a_1 C + a_2 C^2 \quad (14)$$

Les valeurs numériques des coefficients a_1 et a_2 à 20°C, 25°C, et 30°C, sont présentées dans le tableau 3.

Des essais de porosimétrie par intrusion de mercure ont été menés sur un échantillon de bois aggloméré, afin de déterminer les caractéristiques du matériau utiles au modèle de diffusion, à savoir masse volumique et porosité : $\rho = 552,6 \text{ kg/m}^3$ et $\varepsilon = 25,79 \%$ (Blondeau et al., 2003). Le coefficient de diffusion effectif D_e de l'acétone au sein du bois aggloméré a été déterminé en couplant les résultats de ces essais au modèle mathématique de Carniglia (1986). Le tableau 3 indique les valeurs de D_e à 20°C, 25°C, et 30°C.

T (°C)	a_1 ($\text{kg}_{\text{air}}/\text{kg}_{\text{matériau}}$)	a_2 ($\text{kg}_{\text{air}}^2/\text{kg}_{\text{polluant}}\cdot\text{kg}_{\text{matériau}}$)	D_e (m^2/s)
20	1,164	35,5	$1,409 \cdot 10^{-6}$
25	1,058	32,8	$1,458 \cdot 10^{-6}$
30	0,962	30,6	$1,507 \cdot 10^{-6}$

Tableau 3 : Résultats expérimentaux.

4. Etudes de cas

Les premières études de cas présentées ici sont dédiées, à partir de configurations très simples, à la mise en évidence de l'influence du coefficient d'échange convectif sur l'émission d'acétone par du bois aggloméré.

Toutes les simulations ont été effectuées en considérant un local de type bureau tertiaire (d'un volume de 162 m^3), dont l'air est parfaitement mélangé. Le taux de renouvellement d'air est de 1 vol/h. Les hypothèses communes aux différentes études de cas réalisées sont l'absence totale d'acétone dans l'air extérieur, et une concentration initiale d'acétone dans l'ambiance nulle.

Nous avons dans un premier temps considéré une paroi de surface 20 m^2 , constituée, de l'intérieur vers l'extérieur, de bois aggloméré émissif d'acétone et d'épaisseur 20 mm, et d'un matériau inerte chimiquement (i.e. pour lequel la

diffusion et la sorption de polluant ne peuvent prendre place.

Les concentrations aux nœuds de la paroi émissive sont repérées comme suit (figure 2) : le nœud d'interface avec l'ambiance est noté nœud (1), le nœud central du matériau est noté nœud (2), et le nœud d'interface avec le matériau inerte est noté nœud (3).

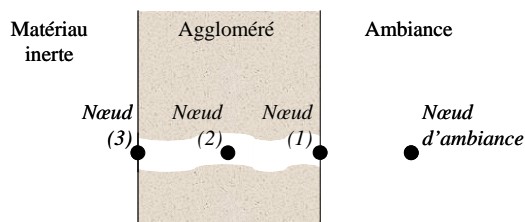


Figure 2 : Position des nœuds discrets.

L'objectif des premières simulations a consisté à visualiser les émissions du bois aggloméré, c'est-à-dire tracer le profil de concentration dans l'ambiance résultant de l'émission d'acétone (figure 3) ainsi que l'évolution des concentrations aux nœuds de la paroi émissive, exprimées en masse d'acétone par volume d'air puisque le matériau est poreux (figure 4). Les résultats présentés ici sont ceux des simulations réalisées pour une température de 20°C et une vitesse d'air dans l'ambiance de 0,1 m/s.

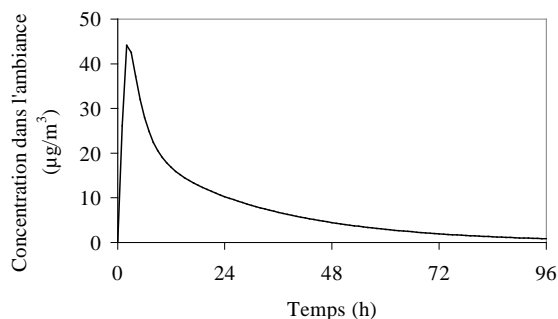


Figure 3 : Evolution de la concentration en acétone dans l'ambiance (20°C ; 0,1 m/s).

Les profils de concentration en phase gazeuse aux nœuds de paroi sont pertinents en ce sens que la concentration au nœud (1) décroît rapidement compte tenu de son exposition directe à l'ambiance. La concentration au nœud (2) décroît un peu moins rapidement du fait de la sorption et de la diffusion dans l'épaisseur de matériau qui le sépare de l'ambiance. Quant au nœud (3), dont la concentration initiale est plus faible puisqu'il s'agit du nœud qui se situe à l'interface avec un matériau inerte donc considéré comme non poreux, il se charge dans un premier temps en acétone (qui lui provient du nœud (2)), puis se décharge vers

l'intérieur du matériau lorsque le gradient de concentration s'est inversé.

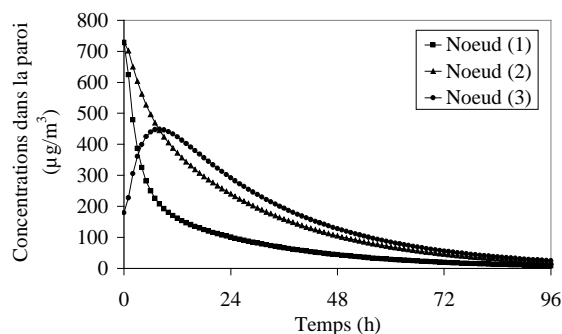


Figure 4 : Evolution des concentrations aux nœuds de la paroi émissive (20°C, 0,1 m/s).

4.a. Influence de la température

L'émission a été étudiée pour les températures de 20, 25, et 30°C, et une vitesse d'air dans l'ambiance de 0,1 m/s. Les profils obtenus montrent clairement qu'une augmentation de température entraîne une augmentation du taux d'émission du matériau (figure 5) et une augmentation de la concentration dans l'ambiance (figure 6), dues à la désorption du matériau plus importante à température élevée qu'à faible température.

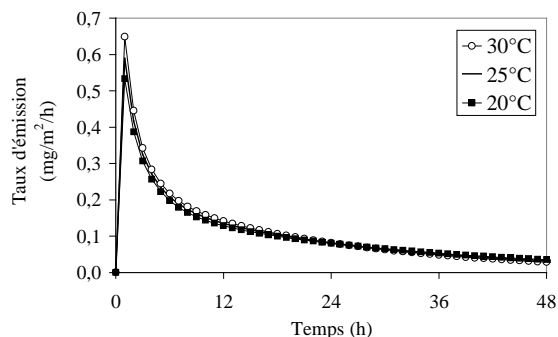


Figure 5 : Evolution du taux d'émission pour les trois températures étudiées.

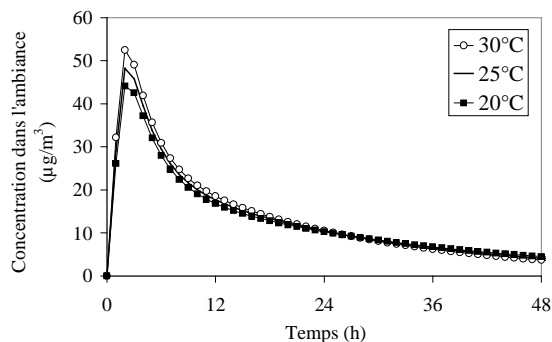


Figure 6 : Evolution de la concentration résultante pour les trois températures étudiées.

Comme le montre la figure 7, la masse d'acétone émise vers l'ambiance l'est plus rapidement à température élevée. Elle atteint 50% de la masse initialement contenue dans le bois aggloméré avant la fin de la première journée après l'installation du matériau.

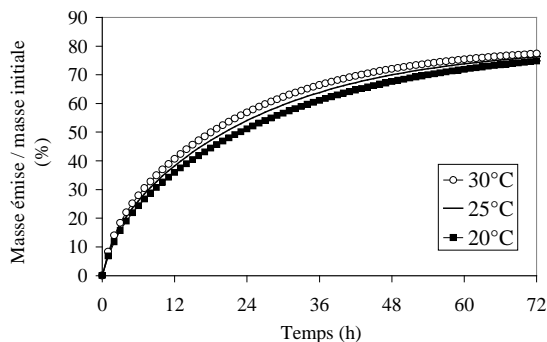


Figure 7 : Evolution de la masse de polluant émise pour les trois températures étudiées.

4.b. Influence de la vitesse d'air

Les simulations ont été réalisées pour les valeurs de vitesse d'air dans l'ambiance de 0,1 m/s, 0,2 m/s, et 0,3 m/s, et pour une température de 20°C.

Les résultats (figures 8 à 10) montrent qu'une augmentation de la vitesse de l'air entraîne une augmentation de l'émission d'acétone par le bois aggloméré (augmentation du taux d'émission et augmentation de la concentration résultante dans l'ambiance).

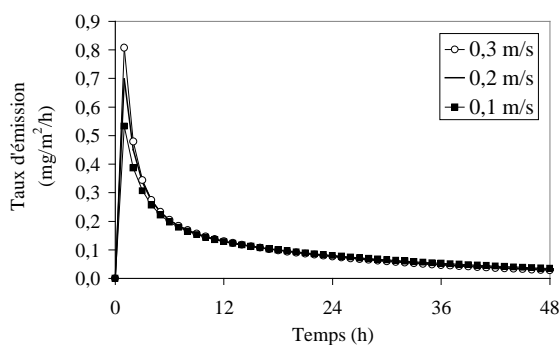


Figure 8 : Evolution du taux d'émission pour les trois vitesses étudiées.

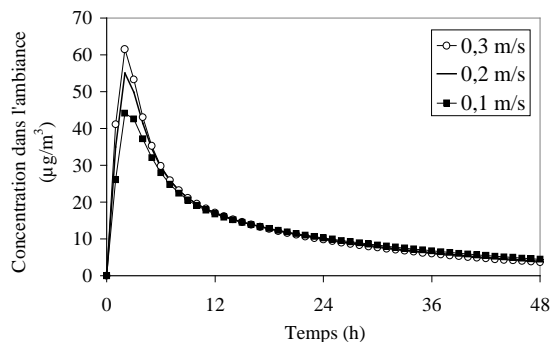


Figure 9 : Evolution de la concentration résultante pour les trois vitesses étudiées.

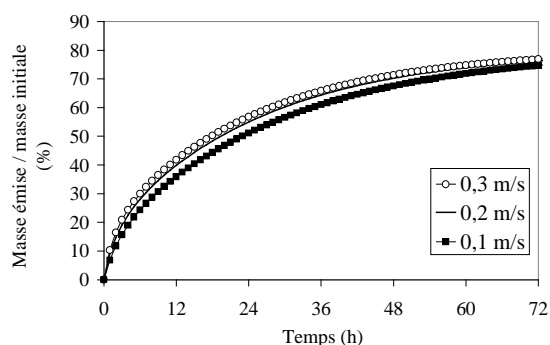


Figure 10 : Evolution de la masse de polluant émise pour les trois vitesses étudiées.

De ces premières simulations, traitant de l'influence de la température et de l'influence de la vitesse de l'air, on pourrait conclure que tout se passe comme si le phénomène de diffusion en couche limite était le facteur limitant : si la température augmente et/ou la vitesse de l'air augmente, alors le coefficient de transfert de masse h_m augmente également et, par suite, l'émission augmente. Compte tenu des vitesses considérées et de la configuration géométrique choisie pour ces simulations, on se trouve dans le cas de convection forcée. Par ailleurs le nombre de Schmidt relatif à notre composé est supérieur à 1 ($Sc \approx 2$). Les valeurs de h_m pour les températures et vitesses étudiées ici, sont regroupées dans le tableau 4.

Température T (°C)	Vitesse U (m/s)	Coefficient d'échange h_m (m/s)
20	0,1	$2,47 \cdot 10^{-4}$
25	0,1	$2,53 \cdot 10^{-4}$
30	0,1	$2,59 \cdot 10^{-4}$
20	0,2	$3,50 \cdot 10^{-4}$
20	0,3	$4,27 \cdot 10^{-4}$

Tableau 4 : Valeurs du coefficient d'échange.

Ces résultats confirment que pour une bonne évacuation des polluants, suite à l'installation d'un matériau neuf dans un local, la meilleure méthode consiste à chauffer et ventiler.

4.c. Influence de l'épaisseur du matériau

Nous avons considéré, pour cette série de simulations, différentes épaisseurs de matériau (20 mm, 30 mm, et 40 mm), la température étant maintenue à 20°C et la vitesse de l'air maintenue à 0,1 m/s.

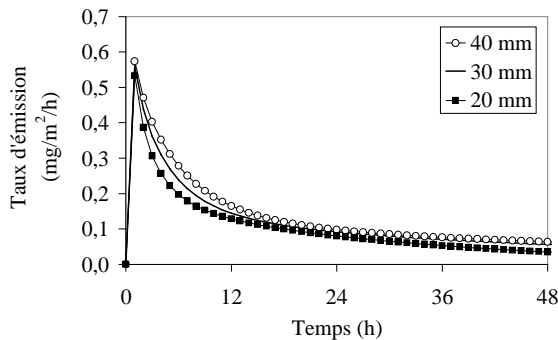


Figure 11 : Evolution du taux d'émission pour les trois épaisseurs étudiées.

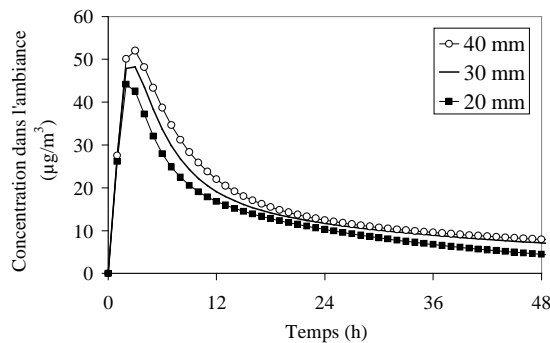


Figure 12 : Evolution de la concentration résultante pour les trois épaisseurs étudiées.

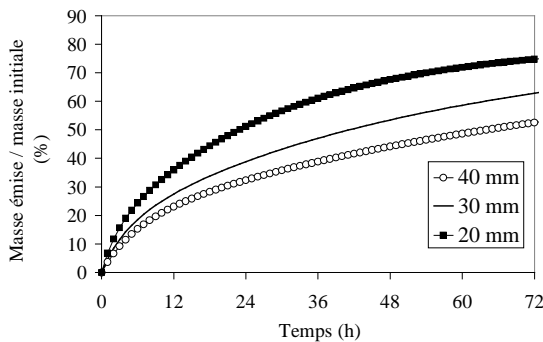


Figure 13 : Evolution de la masse de polluant émise pour les trois épaisseurs étudiées.

Les résultats (figures 11 à 13) montrent qu'une augmentation de l'épaisseur de matériau conduit à une augmentation du taux d'émission et de la concentration résultante dans l'ambiance, augmentations logiques compte tenu du fait que les quantités de polluant présentes dans le matériau sont alors plus importantes. Cependant, il faudra plus de temps pour que la masse émise atteigne par exemple 50% de la masse initialement contenue dans le matériau lorsque le matériau est plus épais.

Les phénomènes de diffusion/sorption dans le matériau contrôlent également l'émission. Par ailleurs, comme la diffusion en couche limite, ces phénomènes dépendent de la température, puisque celle-ci influe sur le coefficient de diffusion effectif de l'espèce polluante dans le matériau et sur l'équilibre de sorption du couple polluant/matériau. Une élévation de température entraîne une intensification de la diffusion et de la désorption.

5. Discussion et conclusions

Cette étude sommaire a eu pour objet d'identifier quelques-uns des paramètres qui pilotent le processus d'émission d'un COV (l'acétone) par un matériau typiquement utilisé dans le bâtiment (le bois aggloméré).

On peut ici introduire le nombre de Biot massique Bi_m défini, là encore par analogie avec le transfert thermique, comme le rapport de la résistance au transfert dans le matériau (par diffusion et sorption) à la résistance au transfert en surface (par convection), dans la direction de diffusion du polluant :

$$Bi_m = \frac{e}{\rho_{air} D_e S} / \frac{1}{\rho_{air} h_m S} = \frac{h_m e}{D_e} \quad (15)$$

Dans tous les cas présentés dans cet article (compte tenu des épaisseurs de matériau considérées), le nombre de Biot est supérieur à 1. La résistance au transfert dans le matériau est donc supérieure à celle du transfert dans la couche limite. On peut comparer ce comportement à ce que l'on aurait dans le domaine de la thermique du bâtiment : en général, la résistance au transfert de chaleur à travers une paroi est principalement due à la résistance au sein du matériau, les résistances superficielles étant faibles.

A vitesse d'air égale et épaisseur de matériau égale, on remarque que le nombre de Biot massique diminue lorsque la température augmente (tableau 5), ce qui indique que la résistance dans le matériau diminue de manière plus sensible que la résistance superficielle.

$T (^{\circ}C)$	20	25	30
Bi_m	3,67	3,55	3,43

Tableau 5 : Valeurs du nombre de Biot.

Pour clore la comparaison entre problèmes thermique et solutal, on peut noter que les paramètres intervenant dans le problème thermique (par exemple λ ou C_p) sont fonctions de la température mais, dans notre domaine d'application où les variations de température sont faibles, ces paramètres peuvent être assimilés à des constantes. A l'inverse, les paramètres intervenant dans les équations décrivant le problème solutal tels que coefficient de diffusion ou contrainte d'équilibre de sorption sont très sensibles à la température.

Il serait intéressant d'aborder des cas plus réalistes que ceux étudiés ici, à savoir le cas de convection thermosolutale, pour lequel il est nécessaire d'identifier la force de poussée dominante pour l'expression du coefficient d'échange convectif.

Bibliographie

- Axley J.W. (1991) Reversible Sorption Modeling for Multi-Zone Contaminant Dispersal analysis, *Proceedings of Building Simulation'91*, Nice-Sophia Antipolis.
- Bejan A. (1995) "*Convection heat transfer*", New York : McGraw-Hill International Editions, 623 p.
- Blondeau P., Tiffonnet A.L., Damian A., Amiri O., Molina J.L. (2003) *Assessment of contaminant diffusivities in building materials from porosimetry tests*, Indoor Air, 13, p. 302-310.
- Carniglia S.C. (1986) *Construction of the tortuosity factor from porosimetry*, Journal of Catalysis, 102, p. 401-418.
- Damian A., Tiffonnet A.L., Blondeau P., Allard F. (2000) Mise en évidence de l'effet des parois sur les concentrations intérieures en polluants – Analogie avec le transfert thermique, *Actes du Forum des Associations du Génie Civil et Urbain*, Lyon, p. 125-132.
- Masel R.I. (1996) "*Principles of adsorption and reaction on solid surfaces*", New-York : Wiley and Sons Editions, 804 p.
- Ruthven D.M. (1984) "*Principles of adsorption and adsorption processes*", New-York : Wiley and Sons Editions, 433 p.
- Tiffonnet A.L. (2000) « Contribution à l'analyse de la qualité de l'air intérieur - Influence des transports de Composés Organiques Volatils entre les parois et l'ambiance », Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, 303 p.
- Tiffonnet A.L., Blondeau P., Allard F., Haghghat F. (2002) *Sorption isotherms of acetone on various building materials*, Indoor and Built Environment, 11, p. 95-104.
- Treybal R.E. (1981) "*Mass-transfer operations*", Paris : McGraw-Hill International Editions, 784 p.