LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS PRÉSENTS DANS LES MAISONS NEUVES

Rapport de l'étude pilote sur les émissions des produits de construction et la qualité de l'air intérieur

Santé Canada Health Canada

CNRC·NRC

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2019

Date de publication : septembre 2019

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat. : H144-64/2019F-PDF
ISBN : 978-0-660-31605-5
Pub. : 190159

LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS PRÉSENTS DANS LES MAISONS NEUVES

Rapport de l'étude pilote sur les émissions des produits de construction et la qualité de l'air intérieur

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES VIII
LISTE DES TABLEAUX IX
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES X
1. INTRODUCTION 1
2. ESSAIS D'ÉMISSIONS 3
2.1 Méthodes 3
2.1.1 Liste des composés organiques volatils cibles 3
2.1.2 Collecte, manutention, préparation et essais des éprouvettes 3
2.1.2.1 Structure : solive en I, âme en OSB (essai : IJ) 6
2.1.2.2 Revêtement de sol : support de revêtement de sol en OSB (essai : OSB-SF) 6
2.1.2.3 Revêtement de sol : sous-couche en contreplaqué (essai : Ply-UL) 7
2.1.2.4 Revêtement de sol : placage de chêne rouge, âme en pin (essai : HWF1) 7
2.1.2.5 Revêtement de sol : placage de chêne blanc, âme en chêne (essai : HWF2) 7
2.1.2.6 Revêtement de sol : tapis en polyester (essai : Carp) 7
2.1.2.7 Revêtement de sol : carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB (essai : Ceram) 8
2.1.2.8 Porte : intérieure, placard (essai : IDr) 8
2.1.2.9 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 5,5 po (essai : MDF-bbt1) 8
2.1.2.10 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 1,5 po (essai : MDF-bbt2) 9
2.1.2.11 Boiserie : plinthe en MDF peint, 1,5 po (essai : MDF-bbt3) 9
2.1.2.12 Finition : calfeutrage au latex (essai : Caulk) 9
2.1.2.13 Finition : peinture-cloison sèche (essai : Paint1) 9
2.1.2.14 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en pierre (essai : Cab1) 9
2.1.2.15 Armoires : armoires murale et sur plancher, style 1 (essai : Cab2) 10
2.1.2.16 Armoires : armoires murale et sur plancher, style 2 (essai : Cab3) 10
2.1.2.17 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en stratifié (essai : Cab4) 10
2.1.3 Échantillonnage et analyse chimique 10
2.1.3.1 Échantillonnage et analyse des COV par couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse 10
2.1.3.2 Échantillonnage et analyse des aldéhydes de faible poids moléculaire par chromatographie liquide haute performance 12
2.1.3.3 Assurance et contrôle de la qualité 12
2.1.4 Modélisation du facteur d'émission 13
2.2 Résultats 14
2.2.1 Concentrations et facteurs d'émission présentés par matériau 14
2.2.1.1 Structure : solive en I, âme en OSB (essai : IJ) 14
2.2.1.2 Revêtement de sol : support de revêtement de sol en OSB (essai : OSB-SF) 14
2.2.1.3 Revêtement de sol : sous-couche en contreplaqué (essai : Ply-UL) 15
2.2.1.4 Revêtement de sol : placage de chêne rouge, âme en pin (essai : HWF1) 15

2.2.1.5 Revêtement de sol : placage de chêne blanc, âme en chêne (essai : HWF2) ... 15
2.2.1.6 Revêtement de sol : tapis en polyester (essai : Carp) ... 15
2.2.1.7 Revêtement de sol : carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB (essai : Ceram) ... 15
2.2.1.8 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 5,5 po (essai : MDF-bbt1) ... 16
2.2.1.9 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 1,5 po (essai : MDF-bbt2) ... 16
2.2.1.10 Boiserie : plinthe en MDF peint, 1,5 po (essai : MDF-bbt3) ... 16
2.2.1.11 Finition : calfeutrage au latex (essai : Caulk) ... 16
2.2.1.12 Finition : peinture-cloison sèche (essai : Paint1) ... 16
2.2.1.13 Porte : intérieure, placard (essai : IDr) ... 17
2.2.1.14 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en pierre (essai : Cab1) ... 17
2.2.1.15 Armoires : armoires de cuisine murale et sur plancher, style 1 (essai : Cab2) ... 17
2.2.1.16 Armoires : armoires de cuisine murale et sur plancher, style 2 (essai : Cab3) ... 17
2.2.1.17 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en stratifié (essai : Cab4) ... 18
2.2.2 Facteurs d'émission de certains composés organiques volatils ... 18
2.2.2.1 Formaldéhyde ... 20
2.2.2.2 Acétaldéhyde ... 21
2.2.2.3 Propanal ... 22
2.2.2.4 Hexanal ... 23
2.2.2.5 Acide acétique ... 24
2.2.2.6 Acétone ... 25
2.2.2.7 Propanol-2 ... 26
2.2.2.8 α-Pinène ... 27
2.2.2.9 Texanol ... 28
2.2.2.10 Éthane-1,2-diol ... 29
2.2.2.11 Composés organiques volatils totaux ... 30
2.2.2.12 Composés organiques volatils non-cibles ... 31

3. MODÉLISATION DANS L'AIR INTÉRIEUR ... 32
3.1 Méthodes ... 32
3.1.1 Surveillance de la qualité de l'air dans deux maisons ... 32
3.1.1.1 Prélèvement de formaldéhyde et d'autres composés organiques volatils ... 32
3.1.1.2 Analyse chimique ... 32
3.1.1.2.1 Analyse des composés organiques volatils par CPG/SM ... 32
3.1.1.2.2 Analyse des composés carbonylés de faible poids moléculaire par HPLC ... 33

3.1.2 Mesures du taux de renouvellement d'air ... 33
3.1.2.1 Sources émettrices de traceurs de la famille des perfluorocarbones préparées par le CNRC ... 33
3.1.2.2 Prélèvement et analyse des traceurs de la famille des perfluorocarbones par le CNRC ... 34

3.1.2.3 Mesures de ventilation à l'aide d'autres méthodes 34
3.1.3 Modélisation des taux d'émission 35
3.1.4 Modélisation des concentrations dans l'air intérieur 35
3.1.4.1 Aire et calendrier d'installation des matériaux 37
3.1.4.2 Programme de ventilation 37
3.2 Résultats 37
3.2.1 Qualité de l'air intérieur dans H1 et H2 37
3.2.1.1 Qualité de l'air intérieur établie par prélèvement passif 37
3.2.1.2 Qualité de l'air intérieur établie par prélèvement actif 38
3.2.2 Mesures de ventilation dans H1 et H2 39
3.2.2.1 Concentrations des traceurs de la famille des perfluorocarbones 39
3.2.2.2 Taux de renouvellement d'air 39
3.2.3 Modélisation de la qualité de l'air intérieur 40
3.2.3.1 Estimation à l'état d'équilibre 40
3.2.3.2 Aldéhydes 40
3.2.3.3 Alcools et cétones 41
3.2.3.4 Esters et glycols 41
3.2.3.5 Terpènes 41
3.2.3.6 Hydrocarbures 42
3.2.3.7 Autres 42
3.2.4 Estimation à l'état d'équilibre avec une source additionnelle 59

4. RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS 61
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 65

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Schéma des éprouvettes de solive en I....6
Figure 2 Schéma de l'assemblage de carreau de céramique....8
Figure 3 Plages de facteurs d'émission de différentes catégories de composés....19
Figure 4 Facteurs d'émission du formaldéhyde....20
Figure 5 Facteurs d'émission de l'acétaldéhyde....21
Figure 6 Facteurs d'émission du propanal....22
Figure 7 Facteurs d'émission de l'hexanal....23
Figure 8 Facteurs d'émission de l'acide acétique....24
Figure 9 Facteurs d'émission de l'acétone....25
Figure 10 Facteurs d'émission du propanol-2....26
Figure 11 Facteurs d'émission de l'a-pinène....27
Figure 12 Facteurs d'émission du Texanol....28
Figure 13 Facteurs d'émission de l'éthane-1,2-diol....29
Figure 14 Facteurs d'émission des COVT....30
Figure 15 Contribution de chaque source au formaldéhyde....43
Figure 16 Contribution de chaque source à l'acétaldéhyde....44
Figure 17 Contribution de chaque source au propanal....45
Figure 18 Contribution de chaque source au butanal....46
Figure 19 Contribution de chaque source à l'hexanal....47
Figure 20 Contribution de chaque source au pentanal....48
Figure 21 Contribution de chaque source au cyclohexanone....49
Figure 22 Contribution de chaque source au Texanol....50
Figure 23 Contribution de chaque source à l'alcool butylique tertiaire....51
Figure 24 Contribution de chaque source à l'a-pinène....52
Figure 25 Contribution de chaque source au b-pinène....53
Figure 26 Contribution de chaque source au carène-3....54
Figure 27 Contribution de chaque source au camphène....55
Figure 28 Contribution de chaque source au limonène....56
Figure 29 Contribution de chaque source à l'acide acétique....57
Figure 30 Contribution de chaque source au 2-pentyl furane....58
Figure 31 Contribution de chaque source à l'éther dibutylique....59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Résumé des éprouvettes et des conditions d'essai 5

Tableau 2 : Liste des composés organiques volatils non-cibles 31

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES

BNL	Brookhaven National Laboratory
CIS	système d'injection refroidi (*cooled injection system*)
CNRC	Conseil national de recherches Canada
COV	composé organique volatil
COVT	composés organiques volatils totaux
CPG/SM	chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse
CSA	Association canadienne de normalisation
CVCA	chauffage, ventilation et conditionnement d'air
DNPH	dinitrophénylhydrazine
DT	désorption thermique
E-P-S	épinette-pin-sapin
HFB	hexafluorobenzène
HPLC	chromatographie liquide haute performance
HR	humidité relative
LDM	limite de détection de la méthode
MDF	panneau de fibres à densité moyenne
OFT	octafluorotoluène
OSB	panneau de grandes particules orientées
PDCB	perfluorodiméthylcyclobutane
PFT	traceur de la famille des perfluorocarbones
QAI	qualité de l'air intérieur
SF_6	hexafluorure de soufre

1. INTRODUCTION

Les matériaux de construction demeurent une source d'émissions de composés organiques volatils (COV), dont le formaldéhyde, dans l'air intérieur (Weschler, 2009; ECA, 2013). L'exposition aux COV a été associée à des effets nocifs qui dépendent de l'espèce de COV et de sa concentration ainsi que de la durée de l'exposition (Kampa et Castanas, 2008). Le Conseil national de recherches Canada (CNRC) a déjà mesuré les émissions de COV provenant de divers produits et modélisé leurs concentrations prévues dans l'air intérieur. Grâce à ces essais et aux données relatives à l'exposition et à la toxicité issues de la littérature scientifique, l'Association canadienne de normalisation (CSA, 2016) a élaboré la norme facultative visant à protéger la santé CAN/CSA-O160-16 sur les émissions de formaldéhyde provenant des produits de bois composites, qui s'harmonise avec la section 93120 du code de règlements existant *Airborne Toxic Control Measures* du California Air Resources Board portant sur les responsabilités des fabricants et des organismes certificateurs externes.

Les données disponibles à l'époque n'ont pas permis d'ajouter à cette norme facultative d'autres COV préoccupants émis par les matériaux de construction, malgré l'intérêt considérable suscité par une telle démarche. Il n'était pas clairement indiqué que l'outil de simulation des émissions et de la qualité de l'air intérieur (IA-Quest) développé par le CNRC pouvait prédire efficacement les concentrations de COV en situations réelles. Il n'était pas certain, par exemple, que des facteurs comme l'application d'enduits ou l'utilisation de barrières réduisent les émissions dans l'espace habitable. L'influence des modes d'utilisation, de l'âge des matériaux et des conditions ambiantes régnant dans l'habitation (p. ex., la température, l'humidité, le taux de renouvellement d'air et la présence de composés réactifs) sur la relation entre les concentrations estimées à partir des taux d'émission et les concentrations mesurées dans l'air intérieur n'est d'ailleurs pas bien comprise. La présente étude pilote a été effectuée pour remédier à ces lacunes dans les données, et soutenir les futures normes concernant les produits de bois composites ainsi que d'autres matériaux de construction et biens de consommation.

Le présent rapport fournit les résultats des essais d'émissions menés sur des échantillons de matériau prélevés au cours des travaux de construction de deux maisons (H1 et H2) situées dans la région d'Ottawa. Cette étude visait à fournir des données sur les émissions de COV provenant principalement de matériaux de bois composites employés en construction et en finition résidentielles, qui pourront servir à : 1) améliorer ou valider la méthode de modélisation adoptée par la norme CAN/CSA-O160 pour établir les limites des concentrations admissibles en chambre pour les matériaux soumis à essai; et 2) soutenir un élargissement possible du champ d'application de la norme à des COV qui influent sur la santé.

Ce rapport comporte un résumé des résultats des essais d'émissions ainsi qu'une comparaison entre les concentrations de COV établies dans l'air intérieur immédiatement après les travaux de construction à l'aide de ces résultats et les concentrations de COV mesurées dans les deux maisons. Bien qu'à l'origine le plan de l'étude prévoyait une plus longue période de prélèvement des échantillons dans un plus grand nombre de maisons, la participation de deux maisons seulement reflète le peu d'intérêt accordé par les constructeurs à cette étude. En outre, les échéanciers de construction serrés n'ont pu assurer que

l'échantillonnage sur 24 heures. Compte tenu des limites de cette étude, les résultats devraient être interprétés avec prudence et d'autres données recueillies pour valider la méthode de modélisation adoptée par la norme CAN/CSAO160. De nouveaux travaux de recherche devraient être entrepris au cours de l'exercice 2019–2020 pour mieux comprendre les concentrations de formaldéhyde, de COV et de composés organiques semi-volatils dans les maisons neuves.

Il convient de noter que les tableaux et les figures portant des préfixes alphanumériques (p. ex., Tableau A. 1 et Figure B. 2) se trouvent dans les annexes correspondantes (p. ex., le Tableau A. 1 dans l'annexe A et la Figure B. 2 dans l'annexe B) du rapport complémentaire intitulé *Les composés organiques volatils présents dans les maisons neuves : informations complémentaires*. Les tableaux et les figures sans préfixe figurent dans le présent rapport.

2. ESSAIS D'ÉMISSIONS

2.1 MÉTHODES

L'assemblage des calendriers des travaux des maisons et la collecte des échantillons de matériau aux fins d'essais d'émissions ont été menés selon le plan de l'étude. Ce plan envisageait de soumettre à essai jusqu'à 15 échantillons provenant de deux maisons. Le présent rapport présente les résultats de 17 matériaux. Des essais en chambre d'émission ont été menés pour chacun d'entre eux durant 14 jours pour répondre aux exigences d'essais de la norme CSAO160 (2016; une période de 8 jours, soit 7 jours de conditionnement des échantillons suivis de 1 jour d'essais en chambre d'émission) et de la méthode normalisée v1.1 du California Department of Public Health largement adoptée en Amérique du Nord (période de 14 jours, soit 10 jours de conditionnement suivis de 4 jours d'essais).

2.1.1 Liste des composés organiques volatils cibles

Le Tableau A. 1 présente la liste complète des COV cibles.

2.1.2 Collecte, manutention, préparation et essais des éprouvettes

Conformément aux objectifs de l'étude, les éprouvettes de matériau ont été prélevées directement sur le chantier des maisons à l'étude. Des matériaux semblables ont été obtenus auprès de détaillants en l'absence d'éprouvettes propres. Le fournisseur d'armoires de ces mêmes maisons a également fourni les éprouvettes d'armoire correspondant aux styles utilisés dans les cuisines et les salles de bains de H1 et H2.

Les matériaux soumis à essai comprenaient des produits structuraux (solive en I, support de revêtement de sol à panneaux de grandes particules orientées [OSB] et sous-couche en contreplaqué), des revêtements de sol (deux parquets en bois dur, un tapis et un assemblage de carreau de céramique), une porte d'intérieur, de la boiserie intérieure (trois éprouvettes de plinthes en panneaux de fibres à densité moyenne [MDF]), un calfeutrage au latex, de la peinture intérieure (sur cloison sèche) et des ensembles d'armoires (deux armoires de cuisine et deux armoires de salle de bains, incluant les comptoirs).

Le Tableau B. 1 présente les protocoles élaborés pour la collecte des éprouvettes.

Une description des éprouvettes soumises à essai est fournie ci-dessous. Dans tous les cas, les essais ont respecté autant que possible les configurations d'installation des matériaux dans les maisons. Cela signifie que, dans certains cas, des supports ont servi à réduire les surfaces exposées dans la chambre d'essai de manière à ce que les émissions proviennent uniquement des surfaces généralement exposées à l'air intérieur.

Les essais ont tous été réalisés dans des chambres d'essai de 50 L polies électrolytiquement, sauf ceux sur les éprouvettes des quatre armoires et de porte d'intérieur qui ont été effectués dans une version de 31 m^3 de la chambre à grande échelle du CNRC. Les conditions d'essai consistaient en une humidité relative (HR) de 50 %, une température de 23 °C et un taux de renouvellement d'air de 1 h^{-1} sauf pour la porte d'intérieur pour laquelle il a été fixé à 0,49 h^{-1}, ses dimensions étant relativement petites avec un facteur de charge de 0,07 m^2 m^{-3}. L'air pur des chambres de 50 L était fourni par un générateur d'air pur de modèle 737 d'Aadco. L'humidité relative a été maintenue à 50 % en mélangeant les flux d'air sec et humide et en surveillant en permanence l'HR de l'air évacué. Les chambres d'essai de 50 L ont été placées dans une enceinte environnementale Forma^MC où la température a été maintenue à 23 ± 0,5 °C.

La chambre d'essai de 31 m^3 était munie de son propre système de chauffage, de ventilation et de conditionnement d'air (CVCA), y compris des filtres à charbon et HEPA, pour contrôler le débit, l'HR et la température dans la chambre. Tous les éléments du système CVCA posés en aval des filtres étaient en acier inoxydable.

En règle générale, les essais ont duré 14 jours, des échantillons d'air ayant été prélevés aux jours 0 (référence), 1, 4, 6, 8, 11, 12 et 14. En raison de difficultés techniques (p. ex., une panne de courant), les essais sur les parquets en bois durs (HWF1 et HWF2) effectués dans deux chambres d'essai de 50 L n'ont duré que 12 jours et ceux sur la porte d'intérieur (IDr) effectués dans une chambre d'essai de 31 m^3 13 jours. Des échantillons répétés ont été prélevés aux jours 8 et 14. Des échantillons de référence ont permis de vérifier la propreté des chambres d'essai. La section suivante fournit de plus amples informations sur l'échantillonnage.

Le Tableau 1 résume les caractéristiques des éprouvettes et les conditions d'essai. La préparation des éprouvettes est abordée plus en détail dans les sections 2.1.2.1 à 2.1.2.17.

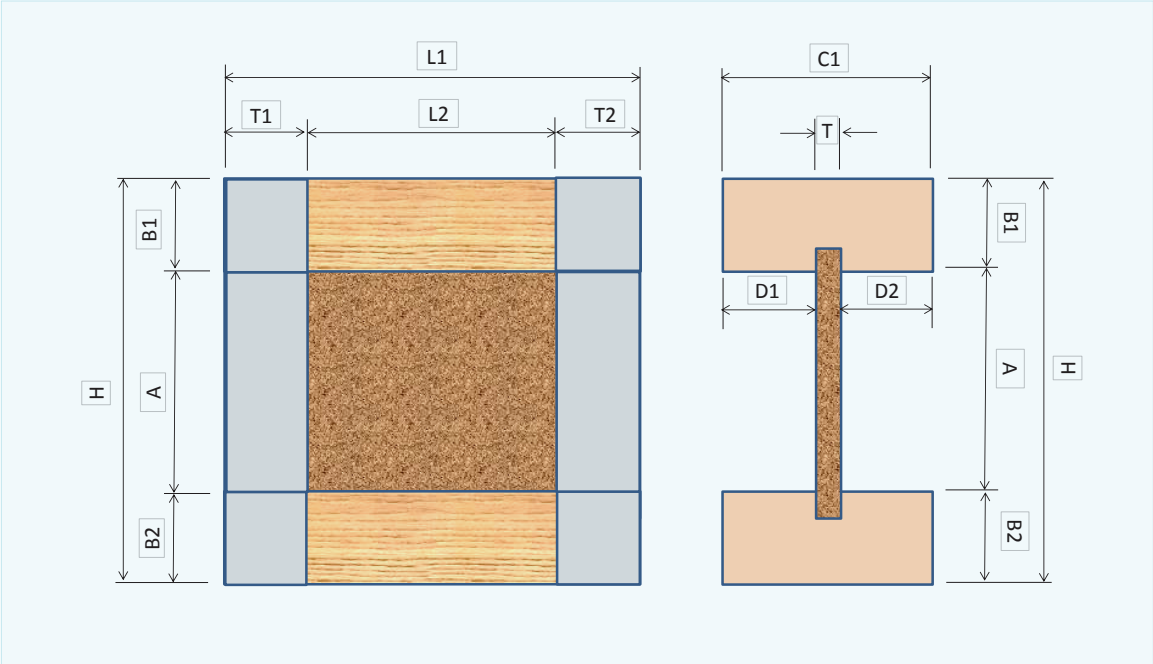
TABLEAU 1 : Résumé des éprouvettes et des conditions d'essai

ID de l'essai	Type	Sous-type	Méthode de contrôle des surfaces	Vol. de la chambre d'essai (m^3)	Taux de renouvellement d'air (h^{-1})	Température (°C)	HR (%)	Facteur de charge (m^2 m^{-3})	Poids (initial, g)	Poids (final, g)
IJ	Structure	Solive en I	Ruban d'aluminium	0,05	1,00	23	50	2,18	423,94	424,45
OSB-SF	Support de revêtement de sol/structure	Support de revêtement de sol, OSB	Ruban d'aluminium	0,05	1,00	23	50	1,02	137,90	138,00
Ply-UL	Sous-couche entre la céramique et l'OSB	Sous-couche en contreplaqué	Ruban d'aluminium	0,05	1,00	23	50	1,01	90,61	90,72
HWF1	Plancher fini	Revêtement de sol, placage de chêne rouge, âme en pin, préteint	Petit support à échantillon	0,05	1,00	23	50	0,40	117,73	118,15
HWF2	Plancher fini	Revêtement de sol, placage de chêne blanc, préteint	Petit support à échantillon	0,05	1,00	23	50	0,20	174,29	174,39
Carp	Revêtement de sol	Tapis, polyester	Petit support	0,05	1,00	23	50	0,40	35,88	35,87
Ceram	Revêtement de sol	Carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB	Ruban d'aluminium; surfaces supérieure et inférieure exposées	0,05	1,00	23	50	1,92	764,98	
IDr	Porte d'intérieur, placard	Portes en panneaux de bois à surface moulée; peintes en chantier	Aucune	31	0,49	23	50	0,07		
MDF-bbt1	Finition, plinthe	Plinthe en MDF apprêté, 5,5 po	Ruban d'aluminium; plaque en acier inoxydable	0,05	1,00	23	50	1,00	227,43	228,15
MDF-bbt2	Finition, plinthe	Plinthe en MDF apprêté, 1,5 po	Ruban d'aluminium; plaque en acier inoxydable	0,05	1,00	23	50	0,50	34,81	35,42
MDF-bbt3	Finition, plinthe	Plinthe en MDF apprêté et peint, 1,5 po	Ruban d'aluminium; plaque en acier inoxydable	0,05	1,00	23	50	0,50		
Caulk	Finition, boiserie	Calfeutrage, latex	Rigole no 9 en acier inoxydable	0,05	1,01	23	50	0,03	16,70	14,10
Paint1	Finition intérieure	Apprêt (latex) et peinture (émulsion acrylique) appliqués sur une cloison sèche (1/2 po Easi-Lite)	Petit support	0,05	1,00	23	50	0,40	164,57	
Cab1	Armoires pour H1	Armoire de salle de bains sur plancher, comptoir en pierre	Aucune	31	1,00	23	50	0,08		
Cab2	Armoires pour H1	Armoires de cuisine murale et sur plancher, style 1	Aucune	31	1,00	23	50	0,16		
Cab3	Armoires pour H2	Armoires de cuisine murale et sur plancher, style 2	Aucune	31	1,00	23	50	0,16		
Cab4	Armoires pour H2	Armoire de salle de bains sur plancher, comptoir en stratifié	Aucune	31	1,00	23	50	0,09		

2.1.2.1 Structure : solive en I, âme en OSB (essai : IJ)

Des échantillons de solive en I (âme en OSB de 241 mm de hauteur et semelle plate en bois épinette-pin-sapin (E-P-S) ont été prélevés le 30 juin 2016 dans H1, puis entreposés au laboratoire dans des sacs Tedlar à une température de 23 °C. Deux éprouvettes ont ensuite été préparées à partir des deux échantillons fournis et leurs côtés recouverts de ruban d'aluminium. La Figure 1 ci-dessous illustre les éprouvettes et le Tableau B. 2 fournit leurs dimensions et leurs surfaces exposées (surface totale, E-P-S et OSB). Les deux éprouvettes ont été posées sur un support à mailles en acier inoxydable au centre de la chambre d'essai de 50 L de manière à ce que toutes les surfaces non recouvertes soient exposées à l'air de la chambre d'essai. Les facteurs de charge obtenus étaient respectivement de 1,094, 0,505 et 0,589 m^2 m^3pour la surface totale, l'âme en OSB et la semelle en bois E-P-S. Il serait peut-être préférable d'utiliser un facteur de charge qui repose sur la longueur plutôt que sur l'aire pour estimer l'impact de la solive en I sur la qualité de l'air intérieur (QAI) (toutefois, ceci ne s'appliquerait qu'à la solive en I de 241 mm).

FIGURE 1 Schéma des éprouvettes de solive en I



2.1.2.2 Revêtement de sol : support de revêtement de sol en OSB (essai : OSB-SF)

Des échantillons de support de revêtement de sol en OSB (15,1 mm d'épaisseur) ont été prélevés le 30 juin 2016 dans H1, puis entreposés au laboratoire dans des sacs Tedlar à une température de 23 °C. Trois éprouvettes ont ensuite été préparées à partir des échantillons fournis et leurs côtés recouverts de ruban d'aluminium. Le Tableau B. 3 fournit leurs dimensions finales ainsi que leurs surfaces totales exposées après le recouvrement des côtés et le Tableau B. 4 leur poids. Les trois éprouvettes ont été posées sur un support à mailles en

acier inoxydable au centre de la chambre d'essai de 50 L de manière à ce que toutes les surfaces non recouvertes soient exposées à l'air de la chambre d'essai. Le facteur de charge obtenu était de 1,02 m^2 m^{-3} pour la surface totale de revêtement de sol en OSB exposée.

2.1.2.3 Revêtement de sol : sous-couche en contreplaqué (essai : Ply-UL)

Un contreplaqué (~15,4 mm d'épaisseur) a été posé sous le revêtement de sol en céramique des maisons à l'étude. Des échantillons de cette sous-couche ont été prélevés de H1 le 20 septembre 2016. Trois éprouvettes ont ensuite été préparées à partir des échantillons fournis et leurs côtés recouverts de ruban d'aluminium. Le Tableau B. 5 fournit leurs dimensions finales ainsi que leurs surfaces totales exposées après le recouvrement des côtés et le Tableau B. 6 leur poids. Les trois éprouvettes ont été posées sur un support à mailles en acier inoxydable au centre de la chambre d'essai de 50 L. Le facteur de charge obtenu était de 1,01 m2 m-3 pour la surface totale de contreplaqué exposée.

2.1.2.4 Revêtement de sol : placage de chêne rouge, âme en pin (essai : HWF1)

Le parquet en bois dur avec placage de chêne et âme en pin utilisé dans H2 a été recueilli le 17 octobre 2016. Les éprouvettes préparées à partir des échantillons fournis ont été posées sur un support en acier inoxydable de telle façon que les émissions provenaient uniquement de la surface supérieure. Le joint entre les deux éprouvettes se trouvait au centre du support. Une fois la plaque supérieure du support installée, la surface exposée des éprouvettes à l'air dans la chambre d'essai était de 0,020 m^2, soit un facteur de charge de 0,40 m^2 m^{-3}. Le Tableau B. 7 fournit les dimensions et le poids des éprouvettes.

2.1.2.5 Revêtement de sol : placage de chêne blanc, âme en chêne (essai : HWF2)

Le parquet en bois dur avec placage de chêne et âme en chêne utilisé dans H1 a été recueilli le 26 octobre 2016. Les éprouvettes préparées à partir des échantillons fournis ont été posées sur un support en acier inoxydable de telle façon que les émissions provenaient uniquement de la surface supérieure. Le joint entre les deux éprouvettes se trouvait au centre du support. Une fois la plaque supérieure du support installée, la surface exposée des éprouvettes à l'air dans la chambre d'essai était de 0,020 m^2, soit un facteur de charge de 0,40 m^2 m^{-3}. Le Tableau B. 8 fournit les dimensions et le poids des éprouvettes.

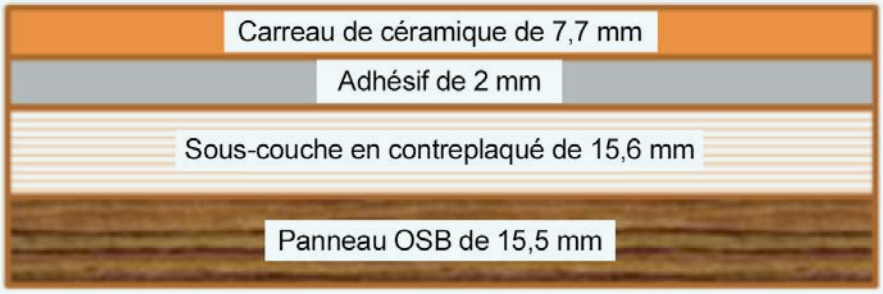
2.1.2.6 Revêtement de sol : tapis en polyester (essai : Carp)

Le tapis en polyester avec endos en plastique utilisé dans H1 a été recueilli le 2 novembre 2016. Ce tapis avait été traité au préalable avec deux protecteurs commerciaux. Deux éprouvettes préparées à partir des échantillons fournis ont ensuite été posées sur un support en acier inoxydable de telle façon que les émissions provenaient uniquement de la surface supérieure (les échantillons fournis n'ont pu permettre d'obtenir une éprouvette unique à poser sur le support, étant trop petits). Une fois la plaque supérieure du support installée, la surface exposée de l'éprouvette à l'air dans la chambre d'essai était de 0,020 m^2, soit un facteur de charge de 0,40 m^2 m^{-3}. Le Tableau B. 9 fournit les dimensions et le poids des éprouvettes.

2.1.2.7 Revêtement de sol : carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB (essai : Ceram)

Des carreaux de céramique étaient posés dans l'entrée, le vestibule, la salle de lavage, la cuisine et les salles de bains. Ces carreaux étaient collés à l'aide d'un adhésif à pose simplifiée sur un contreplaqué posé sur un support de revêtement de sol en OSB. Les panneaux de contreplaqué et OSB ont été soumis à essai séparément (voir ci-dessus). Il a été décidé de soumettre à essai l'ensemble carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB (voir la Figure 2) pour mieux refléter l'utilisation réelle sur place des carreaux de céramique. L'assemblage constitué, les bords ont été recouverts de ruban d'aluminium et le tout a été posé sur un support à mailles en acier inoxydable dans la chambre d'essai. Le revêtement de sol en céramique et le support de revêtement de sol en OSB constituaient les surfaces exposées. Le Tableau B. 10 et le Tableau B. 11 fournissent le poids et les dimensions de l'éprouvette.

FIGURE 2 Schéma de l'assemblage de carreau de céramique



2.1.2.8 Porte : intérieure, placard (essai : IDr)

La porte a été peinte au chantier et la peinture était encore fraîche à son arrivée. L'éprouvette de porte est arrivée le 5 octobre 2016 et a été soumise à essai le 25 octobre de la même année dans la chambre d'essai de 31 m^3 où toutes ses surfaces ont été exposées à l'air. Les dimensions de la porte ayant été considérées comme petites par rapport à celles de la chambre d'essai, le taux de renouvellement d'air a été fixé à 0,49 h^{-1} au lieu de 1 h^{-1} comme pour les autres essais. Le Tableau B. 12 fournit les dimensions et les aires de l'éprouvette de porte.

2.1.2.9 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 5,5 po (essai : MDF-bbt1)

L'éprouvette de plinthe (5,5 po) en MDF apprêté en usine a été prélevée le 28 septembre 2016, puis entreposée au laboratoire dans un sac Tedlar jusqu'à la réalisation des essais le 6 octobre 2016. Deux morceaux posés sur une plaque en acier inoxydable ont été soumis à essai dans une chambre d'essai de 50 L. Deux de leurs extrémités étaient recouvertes de ruban d'aluminium. Le Tableau B. 13 et le Tableau B. 14 fournissent les dimensions, les aires et les poids des éprouvettes.

2.1.2.10 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 1,5 po (essai : MDF-bbt2)

Les éprouvettes de plinthe (1,5 po) en MDF apprêté en usine ont été prélevées au chantier. Une partie est demeurée sans apprêt. Quatre morceaux de plinthe ont été soumis à essai selon la méthode employée pour l'essai MDF-bbt1. Le Tableau B. 15 et le Tableau B. 16 fournissent les dimensions, la surface et le poids des spécimens.

2.1.2.11 Boiserie : plinthe en MDF peint, 1,5 po (essai : MDF-bbt3)

Les éprouvettes de plinthe de l'essai MDF-bbt2 ont été recouvertes d'apprêt et de peinture servant à la préparation de l'éprouvette de peinture Paint11 (voir la section 2.1.2.13). Quatre éprouvettes ont été conditionnées pendant environ 8 jours, recouvertes d'apprêt le 22 mars 2017 et de peinture le 23 mars 2017, avant d'être soumises à essai dans une chambre d'essai de 50 L le jour même. La méthode d'essai et les dimensions des éprouvettes étaient semblables à celles de MDF-bbt2. Le Tableau B. 17 fournit le poids des éprouvettes après peinture.

2.1.2.12 Finition : calfeutrage au latex (essai : Caulk)

Santé Canada s'est procuré le calfeutrage au latex acrylique siliconé servant à l'installation des plinthes auprès d'un magasin de détail local. Le produit a été versé dans une rigole spéciale en acier inoxydable comportant un U étroit (~¼ po de hauteur x ¼ po de largeur x 10 po de longueur) pouvant contenir des produits liquides comme le calfeutrage. Le Tableau B. 18 fournit les dimensions et le poids de l'éprouvette de calfeutrage.

2.1.2.13 Finition : peinture-cloison sèche (essai : Paint1)

Les éprouvettes d'apprêt (latex) et de peinture (émulsion acrylique) ont été achetées par Santé Canada et livrées au CNRC le 28 novembre 2016. L'apprêt et la peinture ont été appliqués sur une éprouvette de cloison sèche (Easi-Lite ½ po) qui a ensuite été posée sur un support en acier inoxydable. Le substrat de cloison sèche a été conditionné dans une chambre d'essai propre de 50 L pendant 5 jours employant un taux de renouvellement d'air de 1 h^{-1} et une température de 23 °C. L'apprêt a été appliqué sur le substrat, puis conditionné durant 1 jour. La peinture a été appliquée sur le substrat apprêté le jour même de l'essai en chambre (voir le Tableau B. 19). La surface de l'éprouvette exposée à l'air était de 0,02 m^2, soit un facteur de charge de 0,40 m^2 m^{-3}. Le Tableau B. 19 fournit le poids de l'éprouvette.

2.1.2.14 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en pierre (essai : Cab1)

Une armoire sur le plancher munie d'un comptoir en pierre a été obtenue directement du fabricant le 22 décembre 2016. Elle a été entreposée dans une pièce exempte de source importante de COV jusqu'au moment de l'essai. Un taux de renouvellement d'air de 1 h^{-1} a été employé au cours de l'essai. Le tableau B. 20 fournit les dimensions et les surfaces exposées à l'air.

2.1.2.15 Armoires : armoires murale et sur plancher, style 1 (essai : Cab2)

Des armoires de cuisine murale et sur le plancher identiques à celles installées dans H1 ont été obtenues directement du fabricant le 22 décembre 2016. Les conditions d'entreposage et d'essai étaient semblables à celles de Cab1. Le Tableau B. 21 fournit les dimensions et les surfaces exposées à l'air dans la chambre d'essai de 31 m^3.

2.1.2.16 Armoires : armoires murale et sur plancher, style 2 (essai : Cab3)

Des armoires de cuisine murale et sur le plancher identiques à celles installées dans H2 ont été obtenues directement du fabricant le 16 décembre 2016. Le Tableau B. 22 fournit les dimensions et les surfaces exposées à l'air dans la chambre d'essai de 31 m^3.

2.1.2.17 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en stratifié (essai : Cab4)

Une armoire sur le plancher identique à celle installée dans la salle de bains de H2 a été obtenue directement du fabricant. L'armoire était faite en panneaux de particules et munie d'un comptoir en stratifié à âme en panneaux de particules. Le Tableau B. 23 fournit les dimensions et les surfaces exposées à l'air dans la chambre d'essai.

2.1.3 Échantillonnage et analyse chimique

2.1.3.1 Échantillonnage et analyse des COV par couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse

Des échantillons d'air provenant des chambres d'essai ont été prélevés sur des tubes comportant deux lits d'adsorbants, soit du Tenax TA et du Carbopack X (GERSTEL Inc.), à partir d'orifices de prélèvement placés sur les sorties d'air des chambres. Des volumes d'environ 2 L ont été prélevés en 10 min à l'aide de pompes de prélèvement à débit massique constant de 200 mL min^{1} (étalonnées par rapport à un débitmètre à film de savon identifiable).

L'analyse des COV provenant de ces échantillons d'air a été effectuée à l'aide du système de désorption thermique GERSTEL TDS3 qui était relié à un chromatographe en phase gazeuse Agilent 6890 couplé à un détecteur de masse série 5973N sur lequel était installée une colonne capillaire DB-624 (30 m × 0,25 mm de Di × 1,4 µm d'épaisseur). Après leur désorption, les analytes ont été injectés dans une colonne Agilent 6890 à l'aide d'un injecteur diviseur appelé système d'injection refroidi (cooled injection system, CIS) de GERSTEL qui concentre les échantillons avant leur injection. Le débit du gaz vecteur hélium était de 1,2 mL min^{-1} dans la colonne d'analyse. Tous les échantillons ont été analysés avec un débit de division de 20 mL min^{-1} après leur désorption en mode sans division (*splitless*). La spectrométrie de masse a été réalisée en mode balayage complet (*m/z* 35 à 300).

Les profils de température pour la désorption thermique (DT) et les analyses par couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (CPG/SM) étaient les suivants :

- Conditions requises pour la DT :
  - Température initiale : 30 °C
  - Augmentation de la température à 300 °C à raison de 60 °C min^{-1}
  - Maintien de la température à 300 °C pendant 5 min
- Conditions requises pour le CIS :
  - Température initiale : -90 °C
  - Augmentation de la température à 300 °C à raison de 12 °C s^{-1}
  - Maintien de la température à 300 °C pendant 3 min
- Conditions requises pour la CPG :
  - Maintien de la température initiale de 25 °C pendant 6 min
  - Augmentation de la température à 230 °C à raison de 6 °C min^{-1}

En ce qui a trait à la liste actuelle de COV cibles, l'étalonnage de 117 différents COV a été effectué à l'aide de trois différents mélanges liquides. Il s'agissait d'un mélange-étalon commercial (Japanese Indoor Air Standard Mix; 100 µg mL^{-1} de chaque composé dans le méthanol: eau = 19:1) et de deux mélanges-étalons sur mesure (Mélange A et Mélange B, 500 µg mL^{-1} de chaque composé dans le méthanol) achetés auprès de Supelco. Ces solutions-étalons ont été injectées sur le verre fritté du tube comportant deux lits d'adsorbants pendant que de l'air de laboratoire était pompé dans le tube avec un débit de 50 à 100 mL min^{-1} pendant 2 min. Un étalonnage en cinq points a été réalisé en introduisant 1 µL de solution-étalon à cinq niveaux de concentration dans les tubes. Des courbes d'étalonnage ont été tracées pour chaque COV en portant sur le graphique l'aire de pic de l'ion de quantification en fonction de la quantité injectée. Les valeurs de R^2 des courbes d'étalonnage linéaires se situaient entre 0,90 et 0,99, les acides, les esters et les éthers de glycol présentant les valeurs les plus faibles. La limite de détection de la méthode (LDM) pour les 117 COV variait entre 0,33 et 19,14 ng. La LDM a été déterminée selon le *Code of Federal Regulations* établi par l'US EPA (2011) (40 CFR 136, Appendix B) en analysant sept échantillons identiques auxquels une quantité connue de la solution-étalon a été ajoutée au niveau d'étalonnage le plus bas. Le Tableau A. 1 fournit des informations sur les COV cibles et leur LDM.

Les échantillons d'air provenant des chambres d'essai ont été analysés par balayage afin de détecter la présence de ces 117 composés; les courbes d'étalonnage ont ensuite permis de rendre compte de ces concentrations. Les COV les plus abondants (plus de 1 % des composés organiques volatils totaux [COVT]), autres que les COV cibles, ont été identifiés en comparant leur spectre de masse à la bibliothèque de spectres de masse NIST, puis quantifiés en équivalents de toluène. Ces COV étaient considérés comme « abondants » ou « noncibles » et s'ils ne pouvaient être identifiés avec certitude, ils étaient qualifiés d'« abondants non identifiés ».

Les COVT ont été obtenus en additionnant tous les pics élués entre 3 et 35 min (ions totaux) sous forme d'équivalents de toluène. Cette estimation peut être qualifiée au mieux de semi-quantitative. Selon l'abondance relative des COV présents, les COVT, exprimés sous forme de concentration massique, peuvent être erronés d'un facteur de 10 ou plus.

2.1.3.2 Échantillonnage et analyse des aldéhydes de faible poids moléculaire par chromatographie liquide haute performance

Des échantillons d'air ont été prélevés sur des cartouches Sep-Pak XPoSure de Waters pour prélèvement des aldéhydes qui contenaient de la silice enrobée de 2,4-dinitrophénylhydrazine (DNPH) acidifiée pour déterminer leur contenu en composés carbonylés de faible poids moléculaire. Des volumes d'environ 40 L ont été prélevés à l'aide de pompes de prélèvement à débit massique constant de 400 mL min^{1}.

L'analyse des composés carbonylés a été effectuée selon les méthodes ASTM D5197 et EPA TO11. L'extraction à l'acétonitrile des cartouches exposées a permis d'obtenir un volume final de 10 mL. Un éluat de 20 µL a ensuite été analysé par chromatographie liquide haute performance (HPLC) en phase inverse couplée à la détection UV à 360 nm. Le système de HPLC était composé d'un système de distribution de solvant quaternaire série 1260, d'un détecteur à longueur d'onde variable VL série 1260 et d'un échantillonneur automatique standard 1260 Infinity d'Agilent Technologies avec deux colonnes SUPELCOSIL LC-18 (25 cm x 4,6 mm, 5 µm) montées en série à 30 °C. La séparation des composés carbonylés a été effectuée avec un gradient d'acétonitrile dans l'eau allant de 60 à 100 %. Un étalonnage en six points du système a été réalisé à partir d'un mélange commercial de dérivés de DNPH (un matériau de référence certifié TO11/IP-6A Aldehyde/Ketone-DNPH Mix de Supelco). Les valeurs de R^2 des courbes d'étalonnage linéaires se situaient entre 0,9997 et 0,9999. La LDM était de 6.9 ng pour le formaldéhyde, de 8,9 ng pour l'acétaldéhyde et de 5,7 ng pour le propanal.

Bien que la méthode d'analyse des cartouches de DNPH par HPLC puisse fournir des données concernant les composés carbonylés de poids moléculaire plus élevé comme le butanal, l'hexanal, le benzaldéhyde et l'acétone, il est préférable d'utiliser la CPG/SM pour ces composés. En effet, il a été établi que la méthode DNPH-HPLC avait plus tendance à sous-estimer les concentrations des aldéhydes de poids moléculaire élevé que la méthode d'analyse des tubes d'adsorption (Tenax TA) par CPG/SM (Salthammer et Mentese, 2008). Les résultats obtenus à l'aide de la méthode DNPH-HPLC n'ont donc été présentés que pour les trois aldéhydes de faible poids moléculaire, soit le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le propanal.

2.1.3.3 Assurance et contrôle de la qualité

L'analyse des blancs et des échantillons de référence fait partie de la procédure de contrôle de la qualité. Des blancs ont été analysés pour chaque opération de CPG/SM et de HPLC/UV. Les niveaux de blanc des cartouches de DNPH étaient en moyenne de 45 ng pour le formaldéhyde, de 93 ng pour l'acétaldéhyde et de 10 ng pour le propanal. Comme ces niveaux de blanc étaient généralement supérieurs à la LDM, des corrections ont dû être apportées aux concentrations obtenues à partir des cartouches de DNPH. Les niveaux de blanc des tubes d'adsorbants étaient également comparables à la LDM de certaines substances chimiques (voir le Tableau B. 24).

Des corrections ont donc aussi été apportées aux concentrations obtenues à partir des tubes comportant deux lits d'adsorbants.

Des échantillons de référence ont été prélevés dans les chambres d'essai vides avant chaque essai. Comme elles étaient généralement supérieures à la LDM, les concentrations de fond ont été soustraites des concentrations dans la chambre d'essai. L'annexe D présente donc les concentrations dans les chambres d'essai corrigées pour tenir compte des concentrations de fond.

Les mesures obtenues à partir des échantillons répétés prélevés aux jours 8 et 14 étaient généralement cohérentes, la différence moyenne étant de 15 % pour tous les essais à l'exception de Cab3 où elles différaient d'un facteur de 10 au jour 8.

2.1.4 Modélisation du facteur d'émission

Le facteur d'émission a été déterminé à partir de la concentration corrigée pour la concentration de fond selon l'équation suivante :

$$E = Q\,C / A \qquad (1)$$

où E est le facteur d'émission (μg m^{-2} h^{-1}) au temps t,
Q est le débit en chambre d'essai (m^3 h^{-1}),
C est la concentration dans l'air de la chambre d'essai (μg m^{-3}) corrigée pour la concentration de fond,
A est l'aire de la surface exposée à l'air de l'éprouvette (m^2).

Il a été présumé que le facteur d'émission était représenté par un modèle de loi exponentielle reconnu pour ses estimations plus justes des émissions à long terme que le modèle de décroissance exponentielle (Liu et al., 2015; Ye, Won et Zhang, 2016).

$$E = b\,t^{m} \qquad (2)$$

Où b et *m* sont des constantes empiriques,
t est le temps écoulé (h).

Les constantes m et b ont été obtenues à partir d'un ajustement par la méthode des moindres carrés des données de facteur d'émission en fonction du temps pour chaque combinaison de composé et de matériau. Les concentrations inférieures à la LDM ont également fait partie de cet ajustement de façon à avoir le plus de points de données possible. Comme l'équation 2 ne permet pas de valeur nulle ou négative de E, E = 0 a été remplacée par une valeur faible (0,000 1) pour l'ajustement.

2.2 RÉSULTATS

L'annexe D présente les concentrations dans la chambre d'essai et les facteurs d'émission se rapportant à chaque essai. Les facteurs d'émission ont été déterminés à partir de la concentration dans la chambre au moyen de l'équation 1. Les coefficients du modèle d'émission – équation 2 – sont également inclus dans cette annexe.

2.2.1 Concentrations et facteurs d'émission présentés par matériau

Les tableaux et les figures de cette section présentent les 10 à 20 COV les plus importants émis par chaque matériau. Les tableaux B. 25 à B. 41 présentent les facteurs d'émission estimés à l'aide des modèles d'émission à 1 jour, 8 jours et 14 jours, appelés *facteurs d'émission nominaux* pour les distinguer des facteurs d'émission reposant sur les concentrations mesurées dans la chambre. L'instant des prélèvements variant légèrement d'un essai à l'autre, les facteurs d'émission mesurés n'ont pas été utilisés à des fins de comparaison. Les figures B. 1 à B. 17 comparent les concentrations dans la chambre d'essai (corrigées pour la concentration de fond) des 10 COV les plus abondants. En bref, les tableaux contiennent les facteurs d'émission établis à partir des modèles d'émission et les figures comparent les concentrations dans la chambre d'essai corrigées pour les concentrations de fond.

2.2.1.1 Structure : solive en I, âme en OSB (essai : IJ)

Le Tableau B. 25 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'éprouvette préparée à partir de la solive en I avec âme en OSB et semelle en E-P-S, dont les acides (l'acide acétique), les aldéhydes (l'hexanal et l'acétaldéhyde), les terpènes (l'αpinène) et les alcools (l'éthanol). La Figure B. 1 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai IJ. Les courbes de décroissance suivent relativement bien une loi exponentielle. Les concentrations de la majorité des COV (> 90 %) diminuaient avec le temps.

2.2.1.2 Revêtement de sol : support de revêtement de sol en OSB (essai : OSB-SF)

Le Tableau B. 26 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'éprouvette préparée à partir du support de revêtement de sol en OSB. Comme pour la solive en I, les acides (l'acide acétique), les aldéhydes (l'hexanal et le pentanal) et les alcools (le pentanol1) étaient les principaux composés émis. L'acétone était également présente en grande quantité. Par contre, les terpènes ne contribuaient pas de façon importante aux émissions de COV provenant de ce support de revêtement de sol en OSB. La Figure B. 2 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai OSB-SF. La décroissance des concentrations de COV était plus lente que celle de ceux émis par l'essai IJ.

2.2.1.3 Revêtement de sol : sous-couche en contreplaqué (essai : Ply-UL)

Le Tableau B. 27 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'éprouvette préparée à partir de sous-couche en contreplaqué, dont les cétones (l'acétone), les aldéhydes (l'hexanal et l'acétaldéhyde) et les terpènes (l'αpinène). La Figure B. 3 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Ply-UL. Les taux de décroissance de ces COV étaient plus lents que ceux de l'essai IJ, la constante de décroissance *b* étant proche de zéro. Les taux d'émission de 41 % des COV étaient relativement stables ou augmentaient avec le temps au cours de la période d'essai de 14 jours.

2.2.1.4 Revêtement de sol : placage de chêne rouge, âme en pin (essai : HWF1)

Le Tableau B. 28 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par le parquet en bois dur avec placage de chêne rouge et âme en pin (HWF1) installé dans H2. Le taux d'émission des terpènes provenant de cet essai était le plus élevé. La Figure B. 4 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai HWF1. Les taux d'émission de la majorité de ces COV (> 70 %) diminuaient avec le temps.

2.2.1.5 Revêtement de sol : placage de chêne blanc, âme en chêne (essai : HWF2)

Le Tableau B. 29 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par le parquet en bois dur avec placage de chêne blanc et âme en chêne (HWF2) installé dans H1, dont les cétones (la benzophénone) et les acides (l'acide acétique). En général, les taux d'émission des COV de l'essai HWF2 étaient plus faibles que ceux de l'essai HWF1 et les terpènes ne constituaient pas les principaux COV émis. Les âmes (âme en pin pour l'essai HWF1 vs âme en chêne pour l'essai HWF2) pourraient expliquer ces différences. La Figure B. 5 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai HWF2. Les concentrations de la majorité de ces COV (> 70 %) diminuaient également avec le temps, bien que celles de l'acide acétique et du propanal tendaient à augmenter.

2.2.1.6 Revêtement de sol : tapis en polyester (essai : Carp)

Le Tableau B. 30 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par le tapis en polyester installé dans H1, dont des alcènes en C14 non identifiés et le phényl4 cyclohexène. Les taux d'émission des COV étaient relativement faibles. La Figure B. 6 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Carp. Les concentrations de la majorité des COV (91 %) diminuaient avec le temps.

2.2.1.7 Revêtement de sol : carreau de céramique-adhésif-contreplaqué-OSB (essai : Ceram)

Le Tableau B. 31 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'assemblage de carreau de céramique constitué d'un carreau de céramique, d'adhésif, d'un contreplaqué et d'un panneau OSB, dont des hydrocarbures ramifiés en C11 et C12 non identifiés. Parmi les COV cibles, les facteurs d'émission de l'acide acétique et de l'hexanal

étaient relativement élevés. La Figure B. 7 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Ceram. Le lent séchage de l'adhésif posé entre le carreau de céramique et le support de revêtement de sol pourrait expliquer l'augmentation des concentrations de nombreux COV (46 %) avec le temps.

2.2.1.8 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 5,5 po (essai : MDF-bbt1)

Le Tableau B. 32 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par la plinthe en MDF, dont les acides (l'acide acétique), les aldéhydes (le formaldéhyde et l'hexanal) et les cétones (l'acétone). La Figure B. 8 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai MDF-bbt1. Les concentrations de la majorité des COV (> 85 %) diminuaient avec le temps.

2.2.1.9 Boiserie : plinthe en MDF apprêté, 1,5 po (essai : MDF-bbt2)

Le Tableau B. 33 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par la plinthe en MDF. Les principaux composés émis étaient similaires à ceux de l'essai MDF-bbt1, y compris les acides (l'acide acétique et l'acide hexanoïque), les aldéhydes (l'hexanal et le formaldéhyde) et les cétones (l'acétone). La Figure B. 9 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai MDF-bbt2. Comme pour l'essai MDF-bbt1, les concentrations de la majorité des COV (87 %) diminuaient avec le temps.

2.2.1.10 Boiserie : plinthe en MDF peint, 1,5 po (essai : MDF-bbt3)

La partie sans apprêt de la plinthe en MDF (essai MDF-bbt2) a été recouverte de peinture Paint1, puis soumise de nouveau à essai (MDF-bbt3). Le Tableau B. 34 indique que les principaux COV provenant de la plinthe en MDF peint étaient associés à la peinture, soit le Texanol (le monoisobutyrate de triméthyl-2,2,4 pentanediol-1,3) et le propylène glycol. Comme pour les essais MDF-bbt1 et MDF-bbt2, la présence d'acide acétique a également été observée. La Figure B. 10 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai MDF-bbt3. Les concentrations de la majorité des COV (81 %) diminuaient avec le temps selon une équation exponentielle.

2.2.1.11 Finition : calfeutrage au latex (essai : Caulk)

Le Tableau B. 35 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par le calfeutrage au latex servant à poser les plinthes, dont les alcools, les glycols, les éthers de glycol et les esters. La Figure B. 11 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Caulk. Les concentrations de la majorité des COV (91 %) diminuaient avec le temps selon une équation exponentielle.

2.2.1.12 Finition : peinture-cloison sèche (essai : Paint1)

Le Tableau B. 36 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par la cloison sèche peinte. Comme pour l'essai Caulk, les principaux composés émis étaient les glycols, les éthers de glycol et les esters. Des aldéhydes, dont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le benzaldéhyde, ont également été émis. La Figure B. 12 illustre les concentrations dans la

chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Paint1. Comme pour l'essai Caulk, les concentrations de la majorité des COV (86 %) diminuaient avec le temps selon une équation exponentielle.

2.2.1.13 Porte : intérieure, placard (essai : IDr)

Le Tableau B. 37 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par la porte d'intérieur recueillie dans H1, dont les aldéhydes (le formaldéhyde) et les terpènes (l'αpinène). Les taux d'émission étaient relativement faibles. Bien qu'absente du tableau, la concentration de COVT était égale à zéro, les concentrations dans la chambre d'essai étant inférieures aux concentrations de fond de nombreux COV. La Figure B. 13 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai IDr. Les concentrations de certaines substances chimiques (p. ex., le diisobutyrate de 1isopropyl-2,2-diméthyltriméthylène) augmentaient avec le temps n'ayant pas été détectées au départ (p. ex., après 24 h et 96 h). À des fins de simulation, il a été présumé que les facteurs d'émissions de ces substances chimiques étaient constants.

2.2.1.14 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en pierre (essai : Cab1)

Le Tableau B. 38 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'armoire de salle de bains avec comptoir en pierre provenant de H1, dont les aldéhydes (le formaldéhyde) et les cétones (l'acétone). Comme pour l'éprouvette de porte, les taux d'émission étaient relativement faibles. La concentration de COVT était également nulle aux jours 1, 4, 6 et 14 (voir le Tableau D. 14), les concentrations dans la chambre d'essai étant inférieures aux concentrations de fond. La Figure B. 14 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Cab1. Les concentrations de la majorité des COV (83 %) augmentaient avec le temps.

2.2.1.15 Armoires : armoires de cuisine murale et sur plancher, style 1 (essai : Cab2)

Le Tableau B. 39 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par les armoires murale et sur plancher de la cuisine de H1, dont les aldéhydes (le formaldéhyde) et les alcools (le butanol-1). Les taux d'émission de la plupart des COV étaient supérieurs à ceux de l'essai Cab1 (voir le Tableau D. 15) et les concentrations de COVT supérieures à zéro. La Figure B. 15 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Cab2. Les concentrations de plusieurs COV (47 %) augmentaient avec le temps.

2.2.1.16 Armoires : armoires de cuisine murale et sur plancher, style 2 (essai : Cab3)

Le Tableau B. 40 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par les armoires murale et sur plancher de la cuisine de H2, dont les acides (l'acide acétique), les cétones (l'acétone) et les aldéhydes (l'hexanal). Parmi les quatre armoires de cette étude soumises à essai, celles de l'essai Cab3 présentaient les facteurs d'émission les plus élevés (voir le Tableau D. 16). La Figure B. 16 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de

10 composés majeurs de l'essai Cab3. Les concentrations de plusieurs COV (42 %) augmentaient également avec le temps. Les concentrations anormalement élevées d'un échantillon répété ont causé l'augmentation soudaine de la concentration au jour 8, menant ainsi à une courbe ajustée avec une faible valeur de R^2.

2.2.1.17 Armoire : armoire de salle de bains avec comptoir en stratifié (essai : Cab4)

Le Tableau B. 41 fournit les facteurs d'émission des 20 principaux composés émis par l'armoire de salle de bains avec comptoir en stratifié de H2, dont les acides (l'acide acétique), les cétones (l'acétone) et les aldéhydes (le formaldéhyde). Les taux d'émission étaient généralement faibles, les concentrations de COVT étant nulles (voir le Tableau D. 17). La Figure B. 17 illustre les concentrations dans la chambre d'essai de 10 composés majeurs de l'essai Cab4. Les concentrations de nombreux COV (59 %) augmentaient avec le temps.

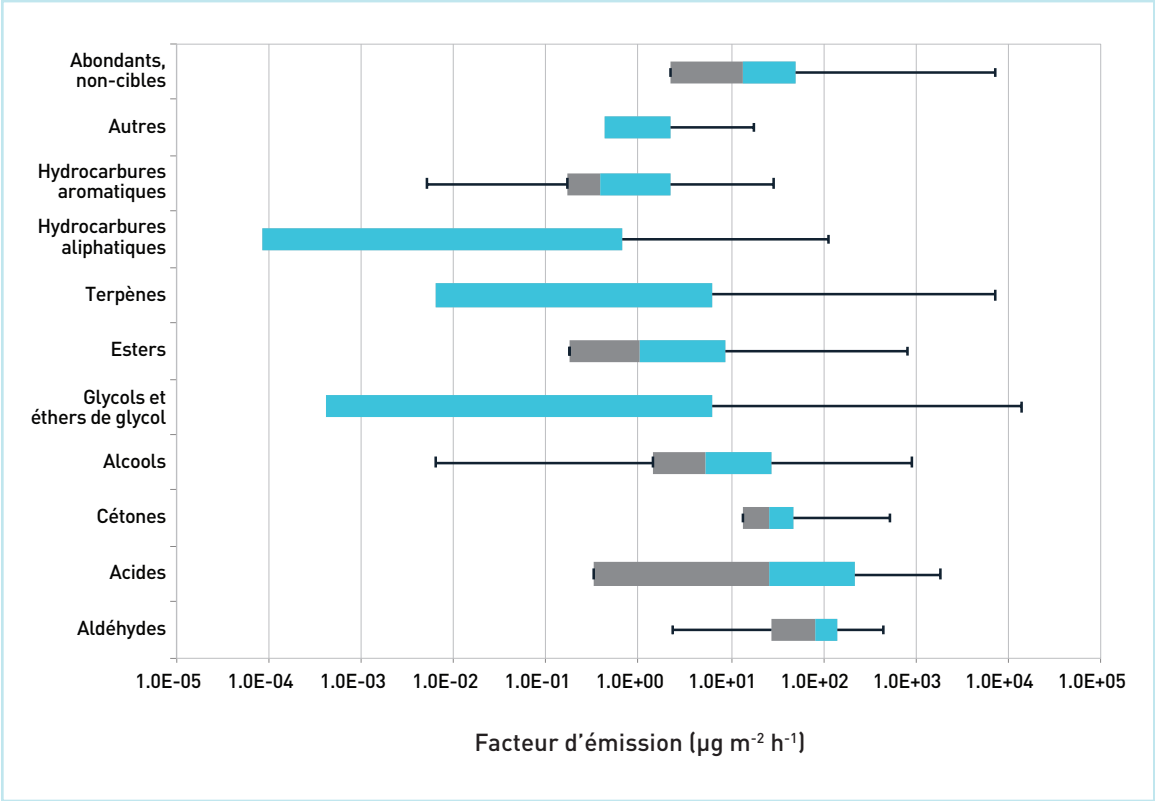
2.2.2 Facteurs d'émission de certains composés organiques volatils

Cette section présente les facteurs d'émission de certains COV. Le Tableau B. 42 présente la fréquence de détection de 120 COV cibles et de nombreux COV non-cibles émis en abondance selon leur facteur d'émission au jour 8. Les aldéhydes, dont l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, le propanal, le benzaldéhyde, le furfural, l'hexanal et le pentanal, étaient les COV les plus fréquemment détectés. Les cétones (l'acétone et le méthyl éthyl cétone), les acides (l'acide acétique) et les alcools (le propanol-2, le butanol-1 et le phénol) ont également été souvent détectés. Le toluène, le styrène et le 1,3(4)-diméthylbenzène étaient les hydrocarbures aromatiques les plus fréquemment détectés. Par contre, certaines substances chimiques se trouvaient plus souvent dans certains groupes de matériaux plutôt que dans d'autres (p. ex., les glycols, les éthers de glycol et les esters dans les éprouvettes de peinture et de calfeutrage).

La Figure 3 illustre les plages de facteurs d'émission des différentes familles chimiques au jour 8. Les hydrocarbures halogénés et les cycloalcanes ont été éliminés, étant rarement détectés. Les aldéhydes – la famille chimique fréquemment détectée et aux facteurs d'émission élevés – présentaient les facteurs d'émission moyens les plus élevés, suivis des acides et des cétones. Les glycols et les éthers de glycol présentaient la plus large plage de facteurs d'émission. Les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques avaient les facteurs d'émission moyens les plus faibles.

De plus amples informations concernant les facteurs d'émission de certains COV fréquemment détectés sont fournies ci-après.

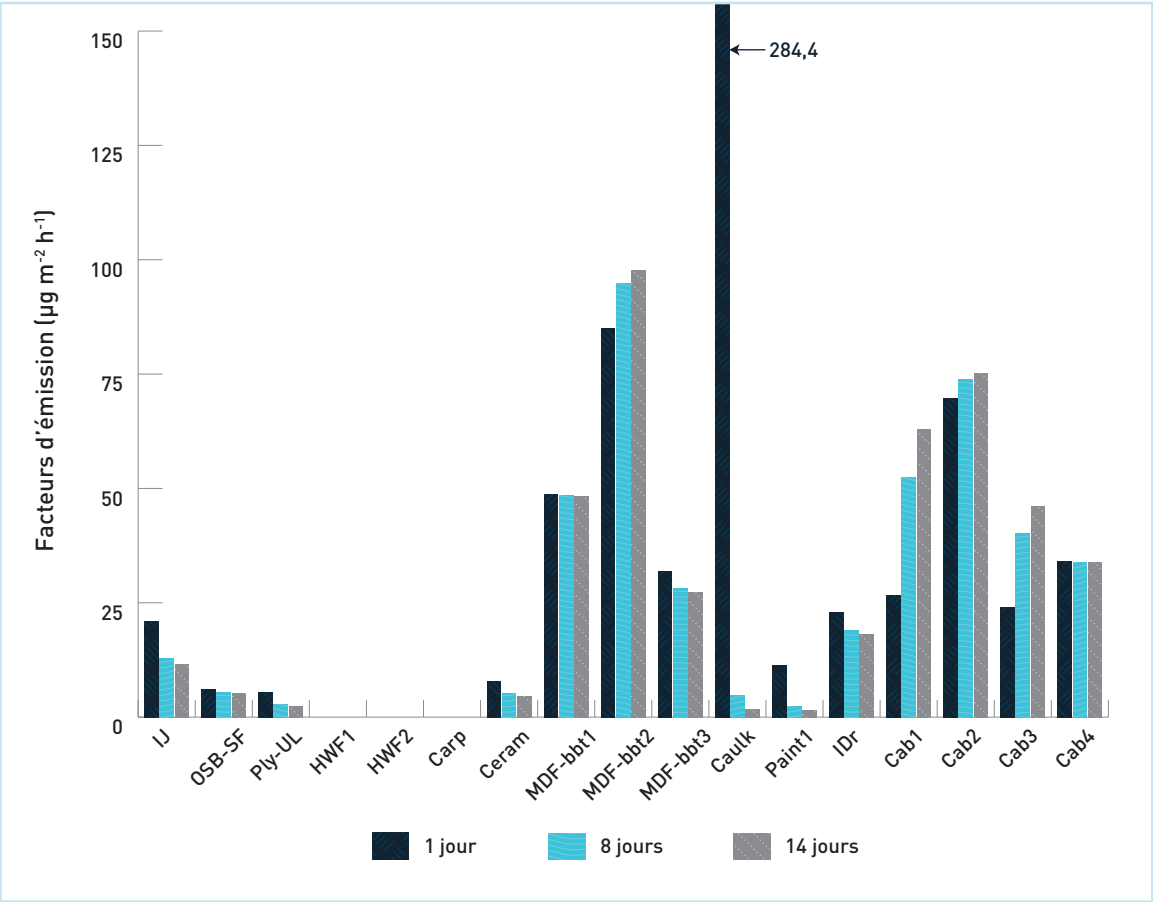
FIGURE 3 Plages de facteurs d'émission de différentes catégories de composés



2.2.2.1 Formaldéhyde

La Figure 4 compare les facteurs d'émission du formaldéhyde de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ce facteur d'émission était le plus élevé au jour 1 pour l'éprouvette de calfeutrage (Caulk), avant de décroître rapidement. Aux jours 8 et 14, l'éprouvette de plinthe en MDF (MDFbbt2) présentait les facteurs d'émission les plus élevés. Les facteurs d'émission du formaldéhyde de la plupart des éprouvettes, à l'exception de celle de l'essai Caulk, n'avaient pas considérablement changé entre les jours 1 et 14. Les facteurs d'émission du formaldéhyde de certains matériaux comme MDF-bbt2, Cab1, Cab2 et Cab3 augmentaient avec le temps.

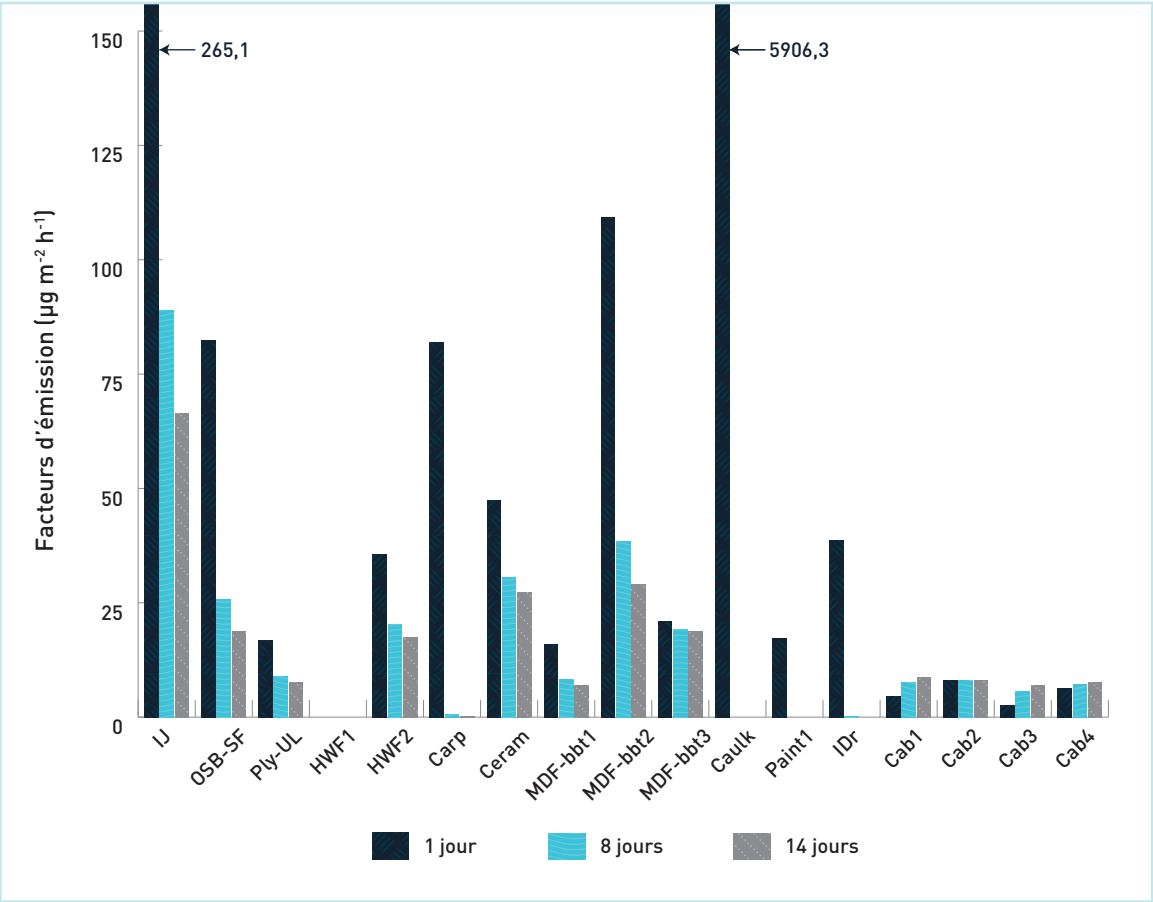
FIGURE 4 Facteurs d'émission du formaldéhyde



2.2.2.2 Acétaldéhyde

La Figure 5 compare les facteurs d'émission de l'acétaldéhyde de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Comme pour le formaldéhyde, ce facteur d'émission était le plus élevé au jour 1 pour l'éprouvette de calfeutrage (Caulk). Aux jours 8 et 14, l'éprouvette de solive en I (IJ) présentait les facteurs d'émission les plus élevés, suivie de l'éprouvette de plinthe en MDF (MDF-bbt2). Les facteurs d'émission de l'acétaldéhyde de la plupart des matériaux avaient considérablement diminué entre les jours 1 et 8, à l'exception de Cab1, Cab3 et Cab4 pour lesquels ils avaient augmenté entre les jours 1 et 14.

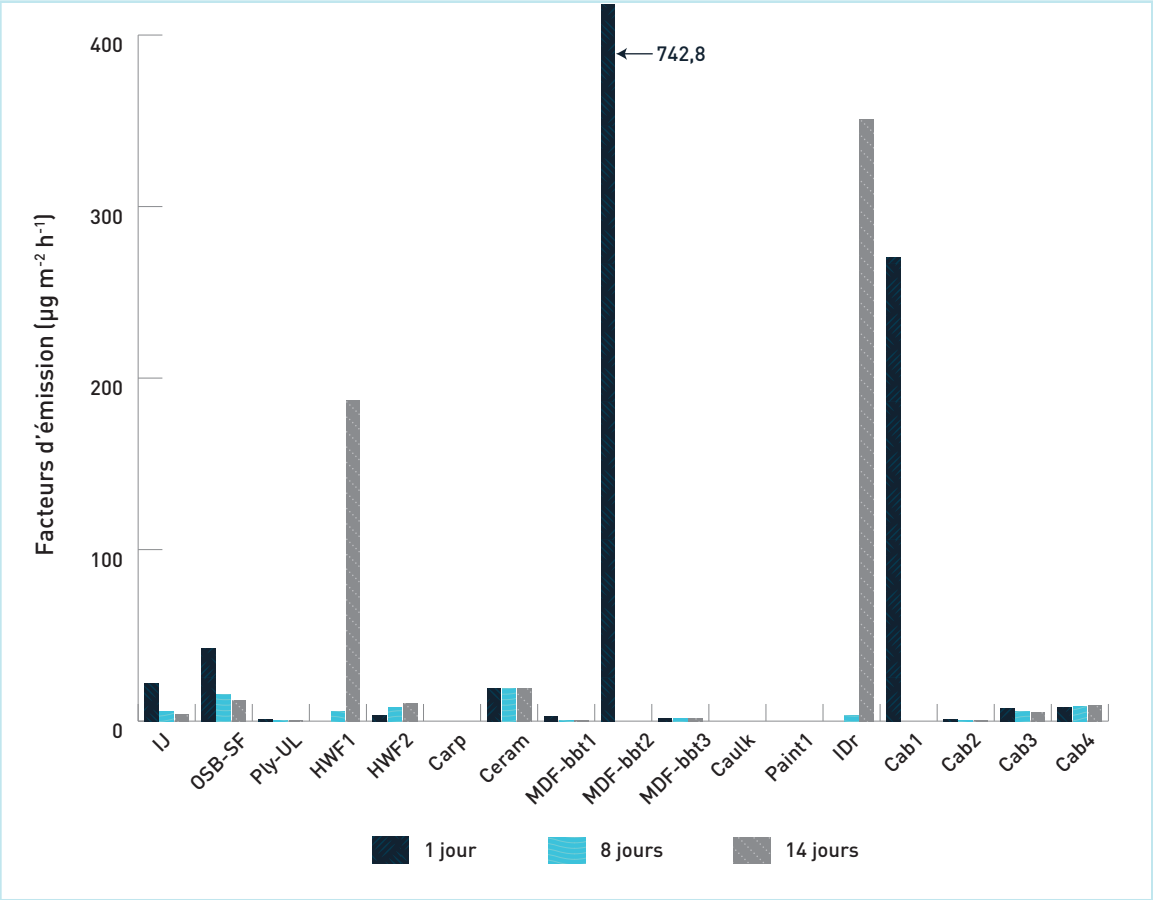
FIGURE 5 Facteurs d'émission de l'acétaldéhyde



2.2.2.3 Propanal

La Figure 6 compare les facteurs d'émission du propanal de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ce facteur d'émission était le plus élevé au jour 1 pour l'éprouvette de plinthe en MDF (MDFbbt2). Les facteurs d'émission du propanal avaient considérablement diminué pour MDFbbt2 et Cab1, mais augmenté de façon notable pour HWF1 et IDr entre les jours 1 et 8. Les facteurs d'émission du propanal ont fluctué en fonction de temps de façon plus importante que ceux du formaldéhyde.

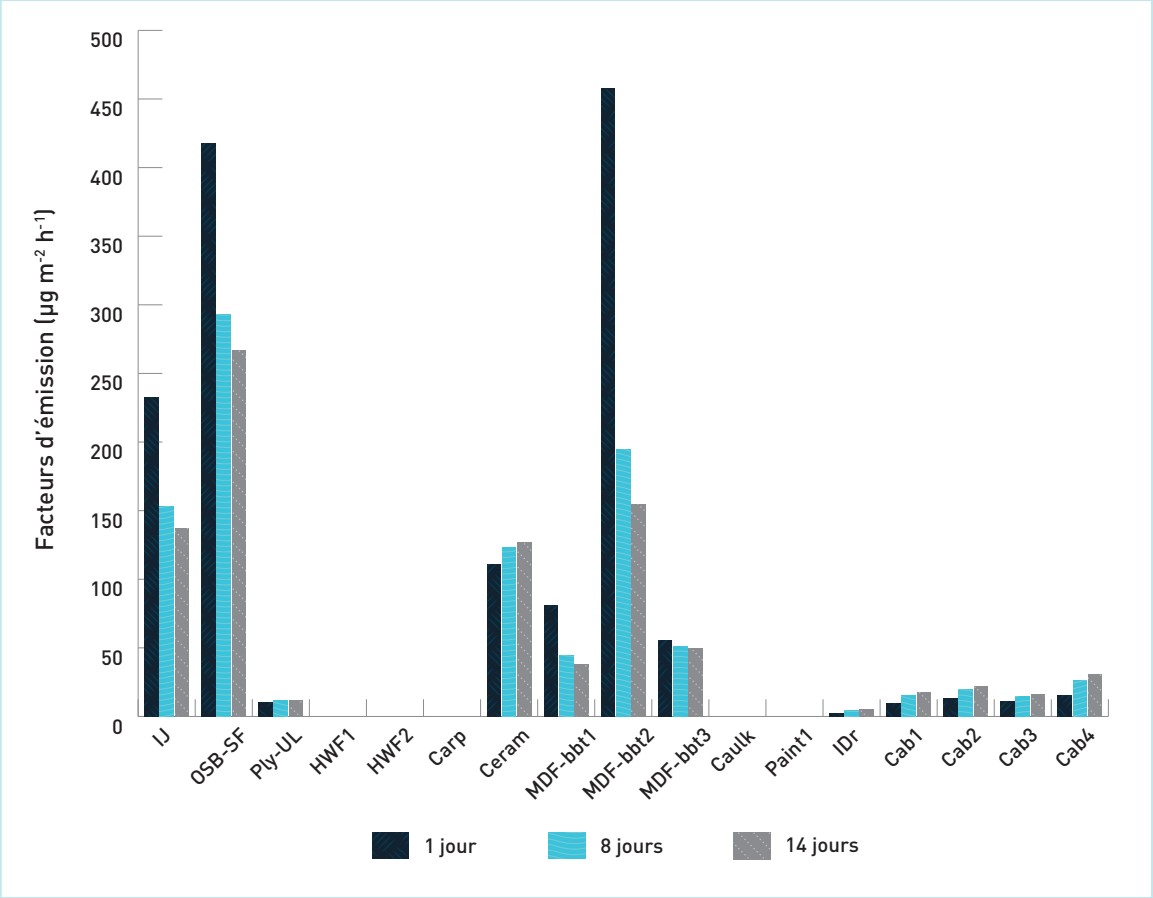
FIGURE 6 Facteurs d'émission du propanal



2.2.2.4 Hexanal

La Figure 7 compare les facteurs d'émission de l'hexanal de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ces facteurs d'émission étaient les plus élevés au jour 1 pour les éprouvettes de support de revêtement de sol en OSB (OSB-SF) et de plinthe en MDF (MDF-bbt2). Comme les émissions d'hexanal de MDF-bbt2 diminuaient plus rapidement que celles d'OSB-SF, OSB-SF en est devenu le plus grand émetteur aux jours 8 et 14.

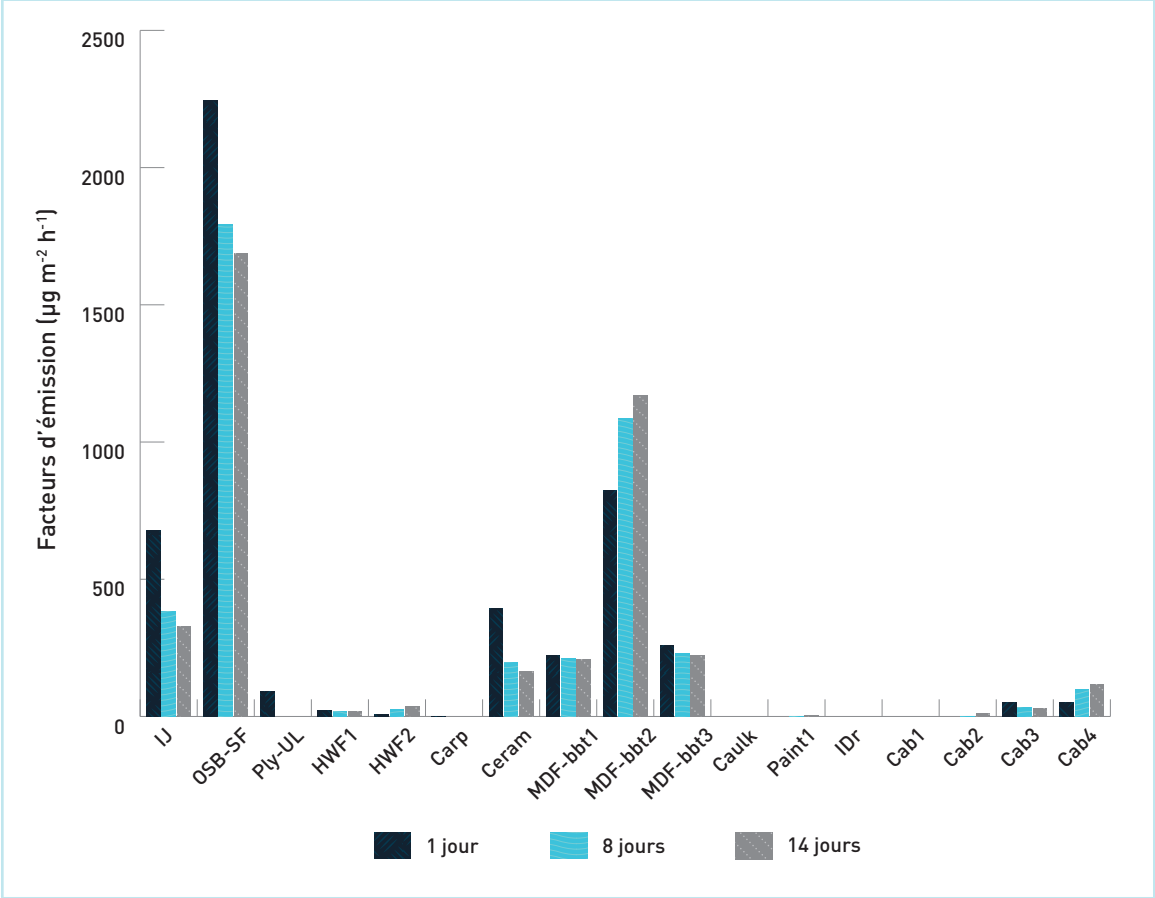
FIGURE 7 Facteurs d'émission de l'hexanal



2.2.2.5 Acide acétique

La Figure 8 compare les facteurs d'émission de l'acide acétique de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ces facteurs d'émission étaient les plus élevés aux jours 1, 8 et 14 pour l'éprouvette de support de revêtement de sol en OSB (OSB-SF), suivie de celle de la plinthe en MDF (MDFbbt2). Les facteurs d'émission de l'acide acétique augmentaient avec le temps pour HWF2, MDF-bbt2 et Cab4.

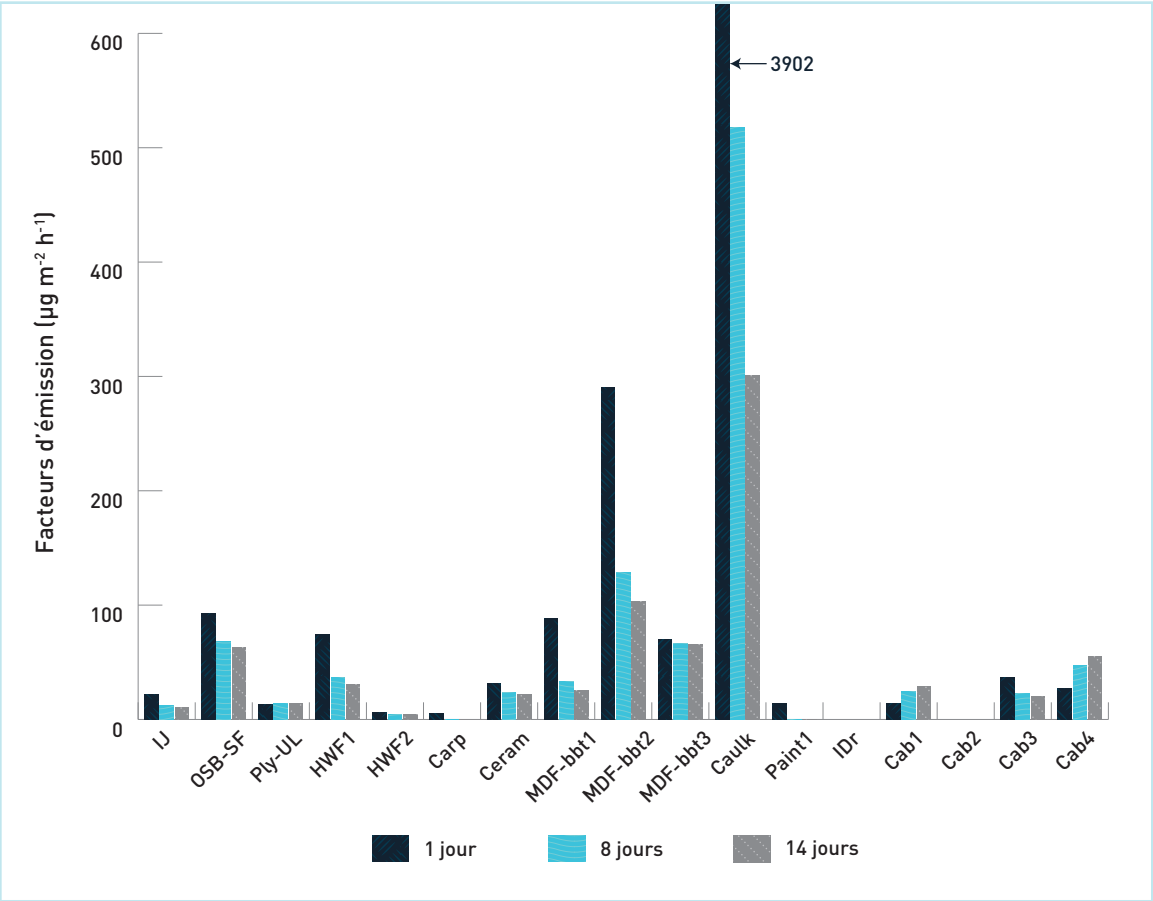
FIGURE 8 Facteurs d'émission de l'acide acétique



2.2.2.6 Acétone

La Figure 9 compare les facteurs d'émission de l'acétone de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ces facteurs d'émission étaient les plus élevés pour l'éprouvette de calfeutrage (Caulk), suivie de celle de la plinthe en MDF (MDF-bbt2). Les facteurs d'émission avaient considérablement baissé entre les jours 1 et 8 pour Caulk, ce qui est courant pour les produits de construction liquides.

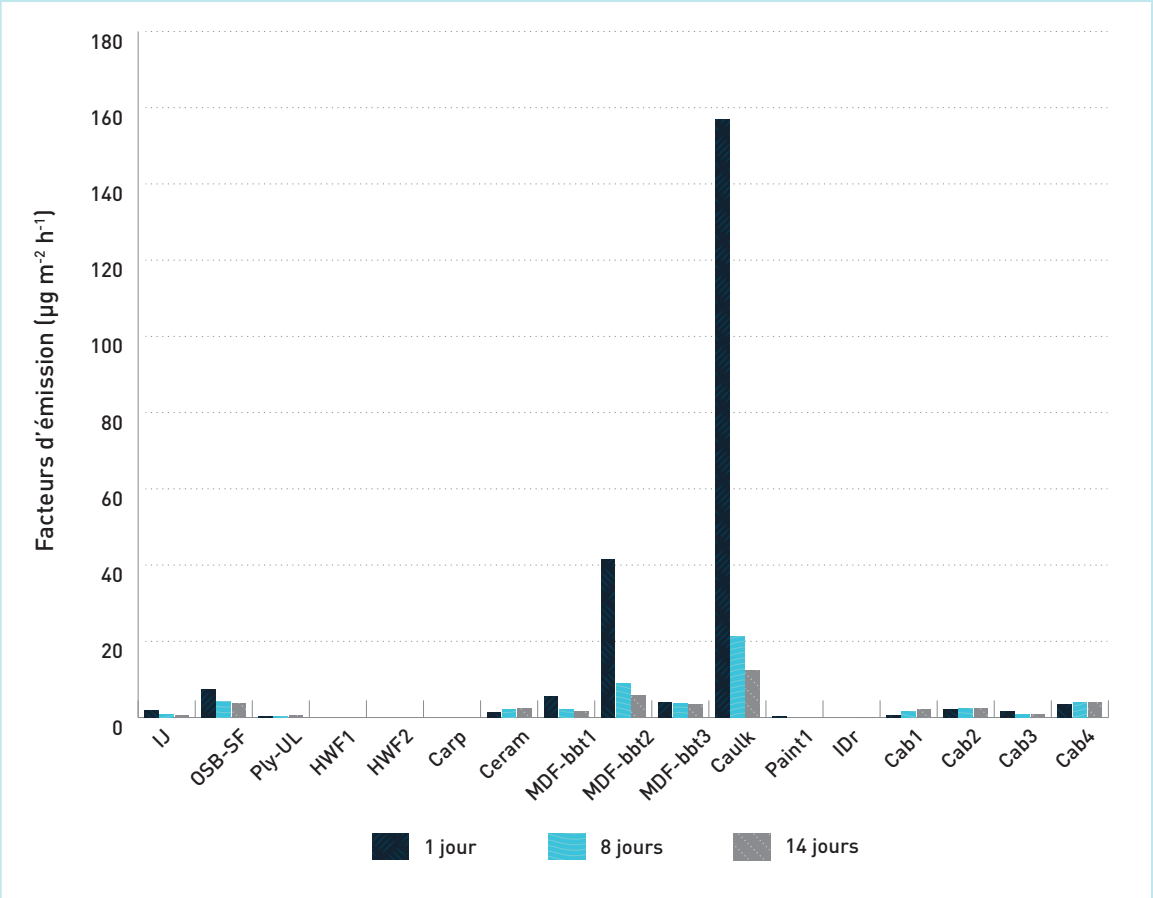
FIGURE 9 Facteurs d'émission de l'acétone



2.2.2.7 Propanol-2

La Figure 10 compare les facteurs d'émission du propanol-2 de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Comme pour l'acétone, ces facteurs d'émission étaient les plus élevés pour l'éprouvette de calfeutrage (Caulk), suivie de celle de la plinthe en MDF (MDF-bbt2), et une forte baisse des facteurs d'émission a été observée entre les jours 1 et 8.

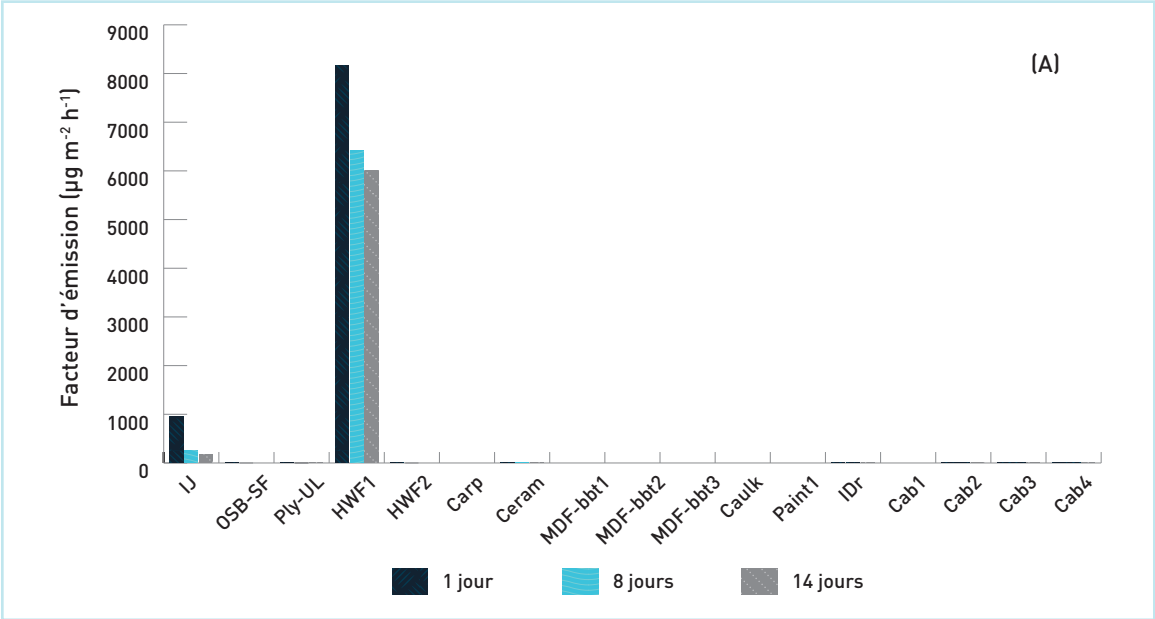
FIGURE 10 Facteurs d'émission du propanol-2

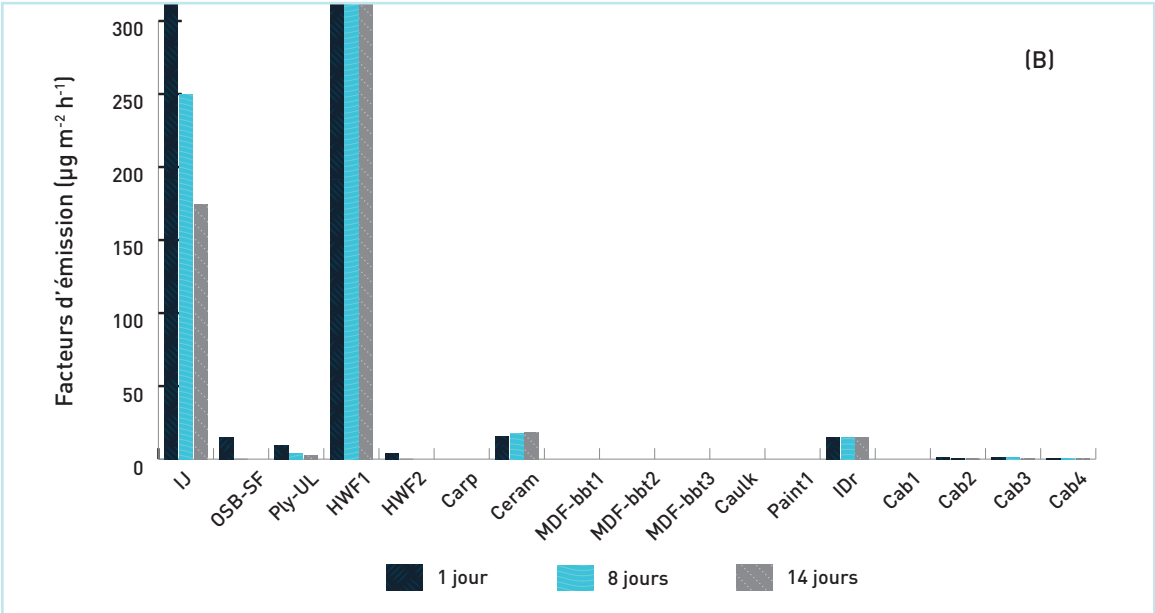


2.2.2.8 α-Pinène

La Figure 11 compare les facteurs d'émission de l'α-pinène de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Les facteurs d'émission de l'éprouvette de parquet en bois dur (HWF1) étaient les plus élevés. Le même constat a été fait pour d'autres terpènes, y compris le β-pinène, le limonène, le carène-3 et le camphène. Comme indiqué plus haut, les forts taux d'émission de terpènes sont attribuables à l'âme en pin de HWF1. La figure a été redessinée en se servant d'une fourchette moins étendue de facteurs d'émission pour mieux représenter les facteurs d'émission des autres éprouvettes (voir la Figure 11 [b]). Les facteurs d'émission de l'éprouvette de solive en I (IJ) étaient les seconds plus élevés (> 10 fois plus faibles que ceux de HWF1).

FIGURE 11 Facteurs d'émission de l'a-pinène

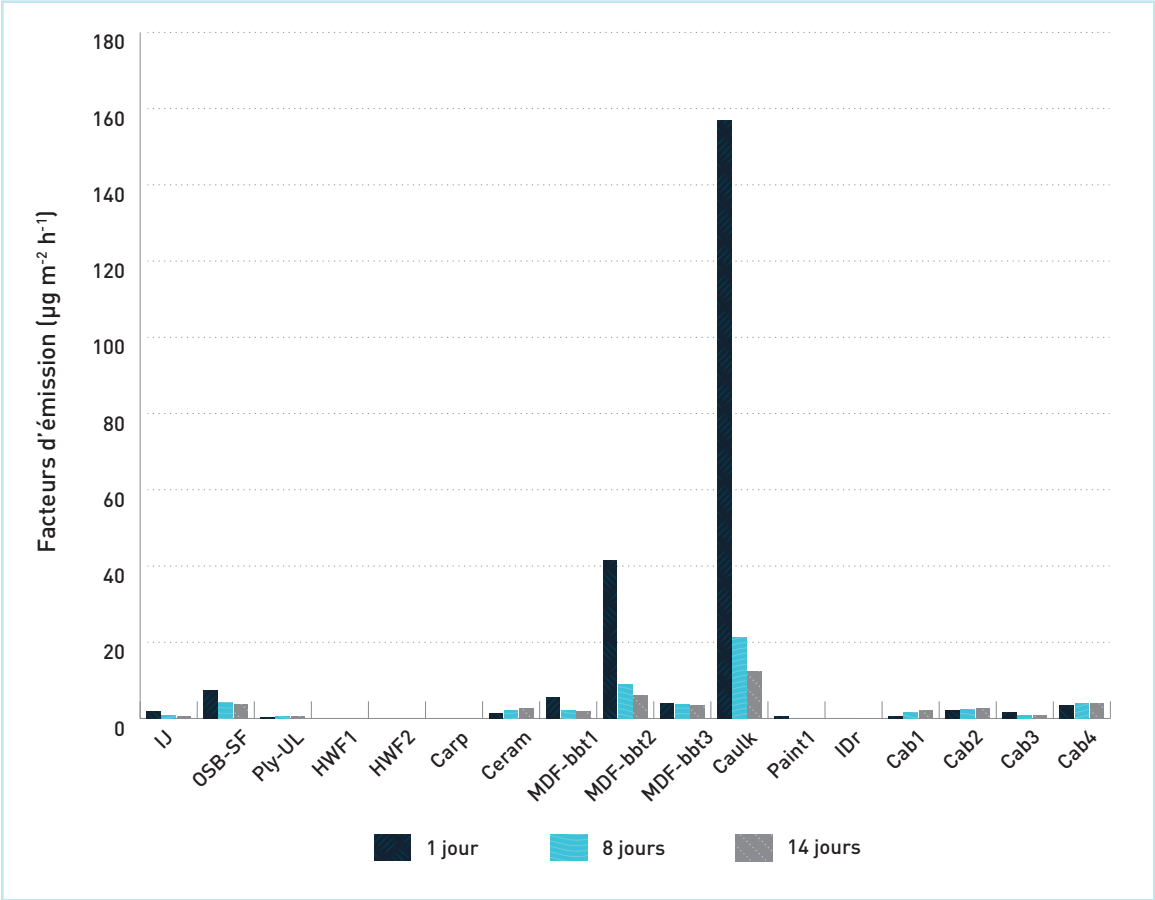




2.2.2.9 Texanol

La Figure 12 compare les facteurs d'émission du Texanol de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Le facteur d'émission de l'éprouvette de cloison sèche apprêtée au latex et recouverte d'une émulsion acrylique (Paint1) était particulièrement élevé au jour 1. Il était le second plus élevé au jour 8 en raison de la décroissance rapide du Texanol. Par contre, la plinthe en MDF apprêté et peint (MDF-bbt3) en est devenue le plus fort émetteur au jour 8. Les facteurs d'émission de Paint1 et de MDF-bbt3 différaient probablement au jour 1 en raison de la quantité d'apprêt et de peinture appliquée (c.-à-d. 7,13 g pour Paint1 vs 4,39 g pour MDF-bbt3). Les facteurs d'émission de MDF-bbt3 augmentaient avec le temps.

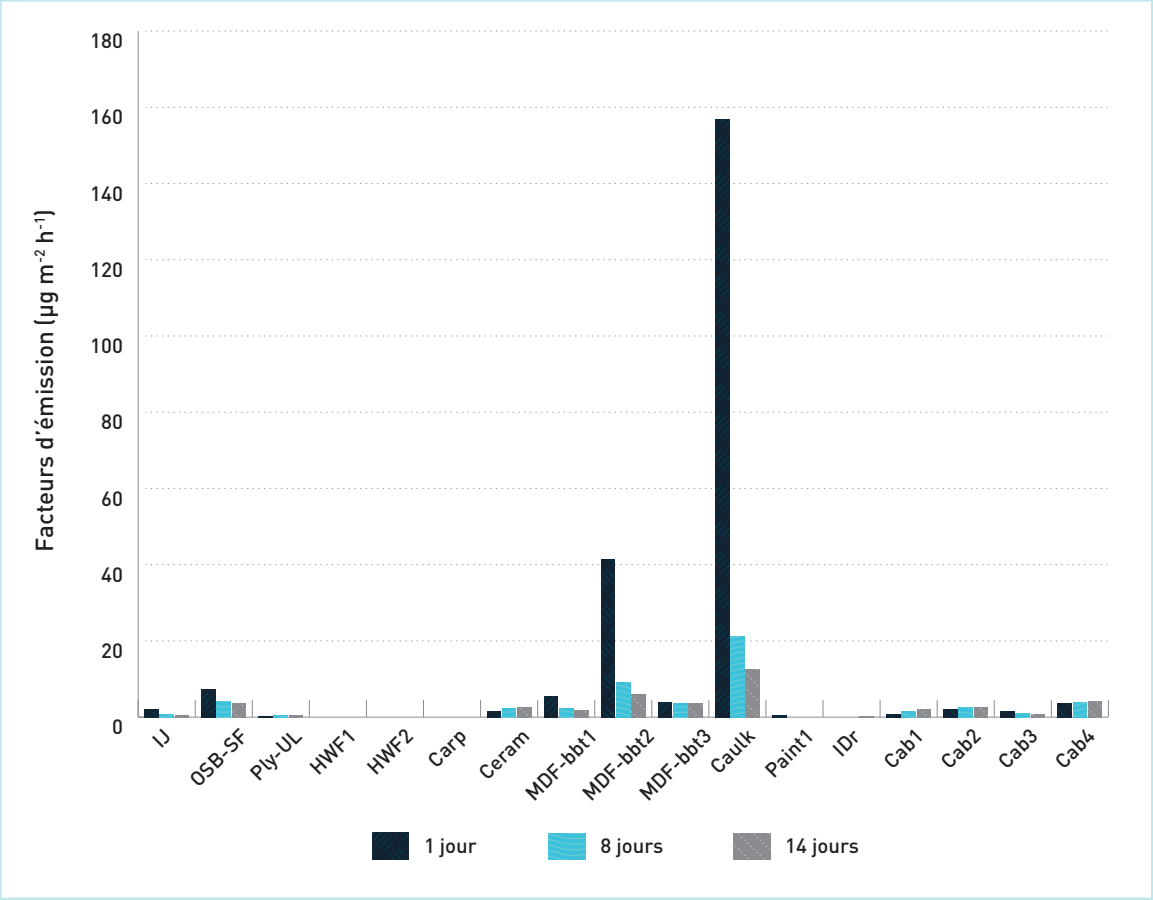
FIGURE 12 Facteurs d'émission du Texanol



2.2.2.10 Éthane-1,2-diol

La Figure 13 compare les facteurs d'émission de l'éthane-1,2-diol de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. L'éprouvette de calfeutrage (Caulk) était la principale source d'éthane1,2-diol (éthylène glycol). Selon la Household Products Database (U.S. Department of Health and Human Services, 2016), il entre dans la composition des produits de calfeutrage. Son facteur d'émission a chuté entre les jours 1 et 8, avant de diminuer plus lentement entre les jours 8 et 14.

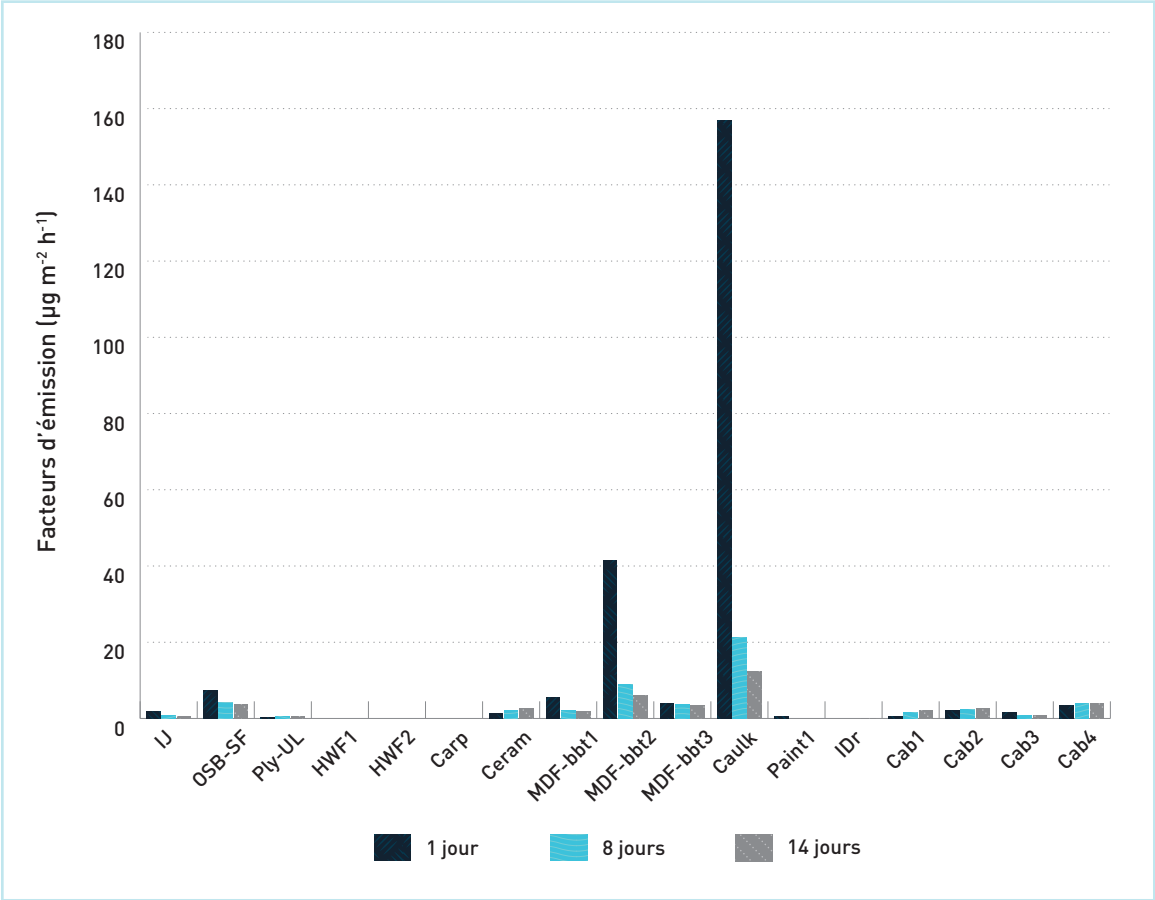
FIGURE 13 Facteurs d'émission de l'éthane-1,2-diol



2.2.2.11 Composés organiques volatils totaux

La Figure 14 compare les facteurs d'émission des COVT de 17 éprouvettes aux jours 1, 8 et 14. Ces facteurs d'émission étaient les plus élevés pour l'éprouvette de calfeutrage (Caulk), ce qui n'est pas surprenant puisque les facteurs d'émission des matériaux de construction liquides ont tendance à être plus élevés que ceux des matériaux de construction secs. Il est toutefois intéressant de noter que les facteurs d'émission du parquet en bois dur avec âme en pin (HWF1) étaient les seconds plus élevés, les terpènes constituant les principaux COVT. Les facteurs d'émission des COVT diminuaient avec le temps pour tous les matériaux sauf l'assemblage de carreau de céramique.

FIGURE 14 Facteurs d'émission des COVT



2.2.2.12 Composés organiques volatils non-cibles

Les concentrations de certaines substances chimiques qui ne faisaient pas partie de cette liste étaient tout de même élevées (> 1 % des COVT). Le Tableau 2 présente la liste de ces COV noncibles abondants. Le Tableau B. 42 présente leurs facteurs d'émission au jour 8. Les siloxanes dont l'hexaméthylcyclotrisiloxane et l'octaméthylcyclotétrasiloxane étaient les COV abondants les plus souvent détectés. De nombreux esters, dont le propionate d'éthyle et le 2méthylpropanoate de 2-éthyl-3-hydroxyhexyle, ont également été fréquemment détectés dans les éprouvettes de peinture et de calfeutrage. Certains esters n'ont pu être identifiés avec certitude. Le *N,N*-diméthylacétamide, qui est toxique pour la reproduction (European Chemicals Agency, 2014), a été détecté dans l'éprouvette de tapis (Carp). L'assemblage de carreau de céramique (Ceram) et le tapis (Carp) constituaient tous deux une importante source d'émission d'hydrocarbures en C11, C12 et C14.

TABLEAU 2 : Liste des composés organiques volatils non-cibles

Famille	COV	Numéro CAS	Matériau
Siloxanes	Hexaméthylcyclotrisiloxane	541-05-9	OSB-SF, Ply-UL, HWF2, Carp, MDF-bbt1, MDF-bbt3, IDr, Cab1-4
	Octaméthylcyclotétrasiloxane	556-67-2	Ply-UL, Carp, MDF-bbt1, IDr, Cab1-4
Esters	Ester méthylique de l'acide acétique	79-20-9	OSB-SF, Ply-UL, Ceram
	Propionate d'éthyle	105-37-3	Caulk
	2-Méthylpropanoate de 2-éthyl-3-hydroxyhexyle	74367-31-0	Caulk
	Acétate de 2-(2-butoxyéthoxy) éthyle	124-17-4	MDF-bbt1
	Esters non identifiés		MDF-bbt1, MDF-bbt2, Caulk, Paint1, IDr
Glycols	Triméthyl-2,2,4 pentanediol-1,3	144-19-4	Paint1
Alcools	Pentanol-1	71-41-0	OSB-SF, Ply-UL, MDF-bbt1 to 3
Amides	*N,N*-diméthylacétamide	127-19-5	Carp
Non identifiés	Hydrocarbures ramifiés en C11		Ceram
	Hydrocarbures ramifiés en C12		Ceram
	Alcènes en C14		Carp

3. MODÉLISATION DANS L'AIR INTÉRIEUR

3.1 MÉTHODES

3.1.1 Surveillance de la qualité de l'air dans deux maisons

Deux maisons neuves ont été visitées le 19 novembre 2016 avant l'occupation des lieux pour y relever des mesures de la qualité de l'air intérieur et du taux de renouvellement d'air.

3.1.1.1 Prélèvement de formaldéhyde et d'autres composés organiques volatils

Un prélèvement actif sur tube d'adsorbant comportant du Tenax TA (¼ po de diamètre extérieur x 3,5 po de longueur de PerkinElmer) pour les COV et sur cartouche de DNPH Sep-Pak (Waters) pour le formaldéhyde a été mis en œuvre au rez-de-chaussée de chaque maison. Des volumes d'environ 4,4 L (~3 mL min^{-1} sur environ 24 h) pour le Tenax TA et 70 L (~50 mL min^{-1} sur environ 24 h) pour le DNPH y ont été prélevés. Les pompes de prélèvement ont été construites par le CNRC à l'aide de pompes disponibles sur le marché et de régulateurs de débit massique (de MKS). Leur débit de prélèvement se situait entre 1 et 20 mL min^{-1} pour l'échantillonneur nº 1 (Tenax TA) et entre 50 et 1000 mL min^{-1} pour l'échantillonneur nº 2 (DNPH). Des débitmètres à film de savon de HORIBA STEC, soit le VP-2 pouvant mesurer des débits variant de 2 à 100 mL min^{-1} et le VP-3 pouvant mesurer des débits variant de 20 à 1000 mL min^{-1}, ont permis de vérifier les débits de prélèvement avant et après la mesure sur le terrain.

Un prélèvement passif a également été réalisé pendant environ 24 heures au second étage et au sous-sol des deux maisons à l'aide de tubes comportant du Tenax TA et des cartouches de DNPH. Un seul côté des tubes de Tenax TA et les deux côtés des cartouches de DNPH étaient ouverts. Des tubes en double ont été implantés pour tous les tubes passifs. Ce prélèvement passif a permis de faire une comparaison avec le prélèvement actif et d'évaluer toute fluctuation de concentrations entre les étages.

Les échantillonneurs actifs étaient montés sur un trépied ou posés sur un comptoir de cuisine, alors que les échantillonneurs passifs étaient installés sur un support en plastique ou en aluminium de 8 cm de hauteur posé sur le plancher ou un comptoir de cuisine.

3.1.1.2 Analyse chimique

3.1.1.2.1 Analyse des composés organiques volatils par CPG/SM

Les échantillons d'air recueillis sur les tubes d'adsorbant (au temps 0 et environ 37 min) ont subi une DT avant d'être analysés par un système de CPG/SM (DT CPG/SM), incluant un désorbeur thermique Markes UNITY série 2 raccordé à un échantillonneur automatique ULTRA multitubes et un chromatographe en phase gazeuse Agilent 6890 couplé à un détecteur de masse 5973N sur lequel était installée une colonne capillaire DB624 (30 m × 0,25 mm de Di × 1,4 µm d'épaisseur). La DT des tubes de prélèvement a été réalisée à 280 °C, le débit

d'hélium (niveau de pureté de 99,999 %) étant maintenu à 50 mL min^{-1} pendant 10 min. Après la désorption, le piège à froid constitué de noir de carbone graphitisé (U-T11GPC-2S) maintenu à -30 °C a été rapidement chauffé à 280 °C, puis maintenu à cette température pendant 6 min avec un débit de division de 20 mL min^{-1}. La température du four de CPG a d'abord été maintenue à 30 °C pendant 6 min, puis augmentée et maintenue à 230 °C pendant 5 min à raison de 6 °C min^{-1}. Le débit du gaz vecteur hélium était de 1,2 mL min^{-1} dans la colonne d'analyse. La SM a été réalisée en mode balayage complet (*m/z* 35 à 300).

Le système de CPG/SM a été étalonné pour 117 différents COV cibles (voir le Tableau A. 1) à l'aide de trois différents mélanges liquides. Il s'agissait d'un mélange-étalon commercial (Japanese Indoor Air Standard Mix, 47537-U; 100 µg mL^{-1} de chaque composé dans le méthanol: eau = 19:1) et de deux mélanges-étalons sur mesure (Mélange A et Mélange B, 500 µg mL^{-1} de chaque composé dans le méthanol) achetés auprès de Supelco. Ces solutions-étalons ont été injectées sur le verre fritté des tubes de Tenax TA tubes pendant que de l'air était pompé dans le tube avec un débit de 50 à 100 mL min^{-1} pendant 2 min. Un étalonnage en cinq points a été réalisé en introduisant des aliquotes de 1 µL des solutions-étalons à cinq niveaux de concentration dans les tubes. Les valeurs de R^2 des courbes d'étalonnage linéaires se situaient entre 0,96 et 0,99, les acides, les esters et les éthers de glycol présentant les valeurs les plus faibles.

3.1.1.2.2 Analyse des composés carbonylés de faible poids moléculaire par HPLC

Des cartouches Sep-Pak XPoSure de Waters pour prélèvement des aldéhydes, qui contenaient de la silice enrobée de 2,4-DNPH acidifiée, ont permis de prélever les composés carbonylés de faible poids moléculaire. L'analyse des composés carbonylés a été effectuée selon les méthodes ASTM D5197 et EPA TO11. L'extraction à l'acétonitrile des cartouches exposées a permis d'obtenir un volume final de 10 mL. Un éluat de 20 µL a ensuite été analysé par HPLC en phase inverse couplée à la détection UV à 360 nm. Le système de HPLC était composé d'un système de distribution de solvant quaternaire série 1260, d'un détecteur à longueur d'onde variable VL série 1260 et d'un échantillonneur automatique standard 1260 Infinity d'Agilent Technologies avec deux colonnes SUPELCOSIL LC-18 (25 cm x 4,6 mm, 5 µm) montées en série à 30 °C. La séparation des composés carbonylés a été effectuée avec un gradient d'acétonitrile dans l'eau allant de 60 à 100 %. Un étalonnage en six points du système a été réalisé à partir d'un mélange commercial de dérivés de DNPH (un matériau de référence certifié TO11/IP-6A Aldehyde/Ketone-DNPH Mix de Supelco). Les valeurs de R^2 des courbes d'étalonnage linéaires se situaient entre 0,999 7 et 0,999 9.

3.1.2 Mesures du taux de renouvellement d'air

3.1.2.1 Sources émettrices de traceurs de la famille des perfluorocarbones préparées par le CNRC

Le taux de renouvellement d'air a été mesuré par la méthode des gaz traceurs de la famille des perfluorocarbones (PFT) élaborée par le CNRC. Les sources émettrices étaient constituées de flacons en verre (2, 7 et 15 mL de Supelco) munis de septums en caoutchouc de silicone (Canada Rubber Group). Trois PFT, soit un par étage (rez-de-chaussée, deuxième étage et sous-sol), ont été utilisés pour déterminer les flux de circulation d'air : l'hexafluorobenzène

(HFB), l'octafluorotoluène (OFT) et le perfluorodiméthylcyclobutane (PDCB). Le Tableau C. 1 indique le composé perfluoré utilisé pour chaque étage, la taille et le nombre de flacons, et le taux d'émission mesuré. Les flacons ont été placés à trois ou quatre différents endroits sur chaque étage. Le taux d'émission de chaque flacon a été déterminé en fonction de son poids mesuré au CNRC avant et après son installation sur le terrain à l'aide d'une balance d'analyse DualRange (à deux plages) XS 205 de METTLER TOLEDO (max de 81 g avec précision d'affichage de 0,01 mg). Les faibles valeurs du coefficient de variation apparaissant dans la dernière colonne du Tableau C. 1 indiquent l'existence de faibles écarts pour chaque source émettrice de PFT.

3.1.2.2 Prélèvement et analyse des traceurs de la famille des perfluorocarbones par le CNRC

Les prélèvements actif et passif des gaz perfluorocarbonés ont été réalisés sur tubes d'adsorbant comportant du Carbopack B (PerkinElmer) au lieu de Tenax A qui a été jugé inadéquat pour le piégeage des PFT volatils comme le PDCB. Les taux de prélèvement actif étaient similaires à ceux employés pour les tubes de Tenax A servant à prélever les autres COV. Les taux d'adsorption passive des PFT ont été mesurés dans une chambre d'essai à grande échelle de 31 m^3 du CNRC. Des tubes en double ont été implantés pour tous les tubes passifs.

Les PFT prélevés sur tubes comportant du Carbopack B ont été analysés à l'aide d'une méthode de DT CPG/SM similaire à celle utilisée pour les COV, la seule différence importante étant la température maximale de la DT et du piège à froid, soit 300 °C au lieu de 280 °C. D'autres paramètres de l'analyse étaient identiques à ceux de la section 3.1.1.2.1.

3.1.2.3 Mesures de ventilation à l'aide d'autres méthodes

Les taux de renouvellement d'air ont été mesurés à l'aide de deux autres méthodes dont celle à l'hexafluorure de soufre (SF_6) et celle au PFT élaborée par le Brookhaven National Laboratory (BNL). Il s'agissait de déterminer la variabilité des mesures de ventilation relevées par différentes méthodes.

En ce qui a trait à la méthode au SF_6, une injection intermittente de SF_6 pur a été effectuée à partir d'une bouteille de démonstration. La concentration cible maximale était de 2 ppm. Les concentrations de SF_6 ont été surveillées avec un appareil à lecture directe (un détecteur photoacoustique INNOVA 1312). En ce qui concerne la méthode au PFT, trois sources émettrices de PFT et des capteurs passifs ont été installés par le personnel de Santé Canada. Cette méthode n'est pas abordée plus en détail dans ce rapport. Le Tableau C. 2 présente le mode d'injection des gaz traceurs et la méthode de prélèvement employée par chacune des trois méthodes de mesure de la ventilation.

3.1.3 Modélisation des taux d'émission

Il a été signalé que le taux d'émission des COV peut varier avec le temps et que sa décroissance suit généralement une loi exponentielle (Ye, Won et Zhang, 2016). Comme indiqué à la section 2.1.4, le facteur d'émission peut être exprimé sous forme de l'équation 2 ci-dessus.

Un modèle de loi exponentielle peut produire une concentration exagérément élevée en début d'émissions, généralement causée par la modélisation empirique de sources au nombre limité de points de données et présentant une décroissance rapide de leurs émissions. Ainsi au départ, soit lorsque le temps de simulation précède le moment de la première valeur mesurée, le facteur d'émission est présumé constant comme le montre l'équation 3 ci-dessous. Comme l'ont déjà mentionné Won et al. (2013), l'utilisation d'un facteur d'émission constant en début d'émissions n'influera pas sur les estimations des concentrations dans l'air intérieur pour les périodes d'émission plus longue.

$$E = b\, t_1^{\,m} \qquad (3)$$

Où t_1 est le moment où a été relevée la première mesure (p. ex., 24 h).

Étant donné que les émissions tendent à diminuer avec le temps, la valeur de b est généralement négative. Une valeur positive est également possible dans certains cas, ce qui signifie que le taux d'émission a augmenté au cours des essais. Bien qu'il puisse augmenter sur une courte période, ce taux d'émission devrait diminuer sur une plus longue période en raison de l'appauvrissement de la source. C'est ainsi que le facteur d'émission a été présumé constant s'il augmentait avec le temps comme le montre l'équation 4 :

$$E = b \qquad (4)$$

3.1.4 Modélisation des concentrations dans l'air intérieur

Deux processus principaux, soit les sources et les pièges, influent généralement sur la concentration de toute espèce dans l'air intérieur. Le terme *source* peut être répartie entre les sources extérieures – pénétration des polluants extérieurs dans le milieu intérieur par la ventilation – et les sources intérieures – émissions des matériaux de construction, des biens de consommation et des activités des occupants. Le terme *piège* fait référence aux processus d'élimination des polluants par la ventilation, l'assainissement de l'air et d'autres mécanismes naturels comme l'adsorption sur des surfaces intérieures solides, l'absorption en phase aqueuse (p. ex., l'humidité) et la composition chimique de l'air intérieur (p. ex., une réaction avec l'ozone) (Plaisance et al., 2013).

Dans la présente étude, les émissions des matériaux de construction ont été considérées comme étant la principale source de COV et la ventilation le principal piège. La pénétration des polluants sous forme de COV a été supposée négligeable, les concentrations de COV dans l'air extérieur étant généralement faibles en hiver. L'élimination des polluants par l'assainissement délibéré de l'air n'a pas été prise en compte puisqu'aucun dispositif de filtration de l'air n'a été utilisé dans les maisons.

En supposant que seule la ventilation élimine les COV émis par les matériaux de construction et que les concentrations de COV dans l'air extérieur sont faibles, la concentration des COV dans la maison peut être représentée par l'équation suivante :

$$V\frac{dC}{dt} = -Q\,C + \sum_{i=1}^{n} A_i\,E_i \qquad (5)$$

où : V est le volume de la maison (m^3),
Q est le débit d'air frais entrant dans la maison ($m^3\ h^{-1}$),
C est la concentration d'un polluant dans la maison ($\mu g\ m^{-3}$),
A_i est l'aire de la i^e^ source dans la maison (m^2),
E_i est le facteur d'émission de la i^e source dans la maison ($\mu g\ m^{-2}\ h^{-1}$),
n est le nombre de sources dans la maison.

L'équation 5 peut être résolue à l'aide de la méthode d'Euler explicite.

$$C^t = C^{t-1} + \left(-N\,C^{t-1} + \sum_{i=1}^{n} E_i\,L_i\right)\Delta t \qquad (6)$$

Où : C^t est la concentration dans l'air intérieur au temps *t* ($\mu g\ m^{-3}$),
C^{t-1} est la concentration dans l'air intérieur au temps *t-1* ($\mu g\ m^{-3}$),
N est le taux de renouvellement d'air (Q/V, h^{-1}),
L_i est le facteur de charge du matériau (A_i/V, $m^2\ m^{-3}$),
Δt est l'intervalle de temps (p. ex., 10 min).

La concentration à l'état d'équilibre peut être simplifiée comme suit :

$$C_{ss} = \frac{\sum_{i=1}^{n} L_i\,E_i}{N} \qquad (7)$$

où C_{ss} est la concentration dans l'air intérieur à l'état d'équilibre ($\mu g\ m^{-3}$).

La concentration provenant de chaque matériau peut être estimée comme suit :

$$C_{ss,i} = \frac{L_i\,E_i}{N_i} \qquad (8)$$

où $C_{ss,i}$ est la concentration provenant de la i^e^ source ($\mu g\ m^{-3}$).

La contribution en pourcentage de chaque source peut être estimée comme suit :

$$\frac{C_{ss,i}}{C_{ss}} = \frac{A_i\, E_i}{\sum_{i=1}^{n} A_i\, E_i} \qquad (9)$$

3.1.4.1 Aire et calendrier d'installation des matériaux

Le Tableau C. 3 indique les surfaces intérieures à modéliser, leur aire approximative, l'ID de l'essai ainsi que leur date d'installation dans H1. Le Tableau C. 4 donne les mêmes informations pour H2. Les matériaux utilisés dans les deux maisons étaient identiques, à l'exception de ceux des parquets en bois dur et des armoires de cuisine et de salle de bains. Des informations détaillées sur le calcul des aires figurent à l'annexe E. Les volumes de H1 et de H2 ont été respectivement évalués à 1353 m^3 et 1326 m^3, incluant les sous-sols, à partir des plans d'étage de l'annexe E. Le calendrier d'installation des matériaux et le temps écoulé entre la pose et l'échantillonnage ont été évalués à partir du plan d'exécution du projet fourni par le constructeur à l'annexe F. La fin du remblayage constituait le temps zéro pour l'installation. Le temps écoulé entre l'installation des matériaux et l'échantillonnage de l'air variait entre 384 h (~16 j) et 4416 h (~180 j).

3.1.4.2 Programme de ventilation

Il était nécessaire d'obtenir les taux de renouvellement d'air durant les travaux de construction pour simuler les concentrations dans l'air intérieur. Puisqu'une seule mesure du taux de renouvellement d'air a été effectuée au moment de l'échantillonnage, les travaux de construction ont été divisés en trois phases et des taux de renouvellement d'air arbitraires attribués à ces phases. Le taux de renouvellement d'air a été fixé à 5 h^{-1} entre le remblayage et l'installation des fenêtres (phase 1) et à 1 h^{1} entre l'installation des fenêtres et le peinturage (phase 2). Des taux de renouvellement d'air mesurés (0,059 h^{-1} dans H1 et 0,15 h^{-1} dans H2) ont été utilisés entre le peinturage et l'échantillonnage de l'air (phase 3). Les taux arbitraires des phases 1 et 2 n'ont eu aucun impact important sur l'estimation des concentrations le jour de l'échantillonnage qui était surtout influencée par le taux de renouvellement d'air de la phase 3. Par exemple, l'utilisation d'un taux de renouvellement d'air de 10 h^{-1} au lieu de 5 h^{-1} a produit une concentration estimée dans l'air similaire le jour de l'échantillonnage. Le Tableau C. 5 et le Tableau C. 6 présentent les programmes de ventilation.

3.2 RÉSULTATS

3.2.1 Qualité de l'air intérieur dans H1 et H2

3.2.1.1 Qualité de l'air intérieur établie par prélèvement passif

Le Tableau C. 7 présente les concentrations de COV et d'aldéhydes (le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le propanal) prélevés de façon passive respectivement sur des tubes de Tenax A et des cartouches de DNPH dans H1. Le Tableau C. 8 donne les mêmes informations

pour H2. En règle générale, les mesures obtenues à partir des échantillons répétés étaient cohérentes, la différence relative étant en moyenne de 9 % dans H1 et de 15 % dans H2. L'écart le plus important a été observé pour le formaldéhyde, la différence relative maximale étant de 101 % dans H1 et de 229 % dans H2. Ceci est probablement dû à la faible quantité d'aldéhydes de faible poids moléculaire (le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le propanal) prélevés de façon passive sur les cartouches de DNPH. La masse de formaldéhyde était inférieure à la limite inférieure de la plage d'étalonnage de 145 ng dans deux échantillons passifs de H1 et quatre de H2.

Il y avait également une bonne concordance entre les concentrations des différents étages, plus particulièrement entre le rez-de-chaussée et le deuxième étage, la différence relative étant en moyenne de 7 % pour H1 et de 11 % pour H2. Ici encore, l'écart le plus important a été observé pour le formaldéhyde. Comme l'air ambiant dans les deux maisons semble généralement bien mélangé, ces maisons peuvent être considérées comme une seule zone aux fins de modélisation.

3.2.1.2 Qualité de l'air intérieur établie par prélèvement actif

Le Tableau C. 9 compare les concentrations des composés obtenus par prélèvement actif et passif dans les deux maisons. La différence entre les échantillons actifs et passifs était en moyenne de 109 % dans H1 et de 59 % dans H2. En ce qui a trait au rapport de la concentration active sur la concentration passive, la valeur médiane était de 1,3 pour les deux maisons. Les variations étaient plus importantes au niveau des espèces chimiques. La concordance étai bonne dans les deux maisons où les concentrations obtenues par prélèvement passif étaient supérieures à celles obtenues par prélèvement actif, soit d'un facteur de 2 pour les hydrocarbures aliphatiques, les hydrocarbures aromatiques, les esters et les terpènes, à l'exception du toluène dans H1, de l'αpinène dans H2 et du TXIB dans les deux maisons. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les échantillons obtenus sur tubes par prélèvement actif étaient saturés, les concentrations de ces substances chimiques étant élevées. Un examen plus approfondi des chromatogrammes obtenus en CPG/SM ont confirmé que les pics de toluène dans H1 et d'αpinène dans les deux maisons ont mené à une saturation. Quant à lui, le manque de concordance lié au TXIB semble être causé par les difficultés inhérentes à l'analyse des glycols qui pourraient être exacerbées par une faible concentration.

Cet écart entre les échantillons obtenus par prélèvement actif et passif était plus marqué pour les composés oxygénés comme les alcools et les cétones. Par exemple, la concentration d'acétone obtenue dans H1 par prélèvement passif était 14,5 fois plus importante que celle obtenue par prélèvement actif. Le volume de perçage d'un tube d'adsorbant pourrait expliquer cette différence. Le Tenax TA a un faible volume de perçage pour les alcools et les cétones de faible poids moléculaire. Les volumes de perçage de l'acétone et du propanol-2 sont respectivement évalués à 1,08 L et 0,9 L en présence de 180 mg de sorbant dans un tube (SIS Inc., 2004). Le volume de prélèvement étant d'environ 4,4 L, certaines substances chimiques aux faibles volumes de perçage pourraient ne pas avoir été piégées en totalité par prélèvement actif, menant ainsi à une sous-estimation.

Il y avait une bonne concordance entre les échantillons d'aldéhydes, dont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'hexanal, obtenus par prélèvement passif et actif. Les concentrations de propanal et de butanal obtenues par prélèvement actif étaient moins élevées, mais l'écart était modéré (p. ex., un facteur de 2,3 dans H1). Ceci pourrait être attribuable aux incertitudes associées aux taux d'absorption passive, les taux utilisés dans ces travaux de recherche provenant d'études dans lesquelles les échantillonneurs ont été déployés pendant 4 à 7 jours et non un seul jour comme ici.

En dépit de certaines limitations, les concentrations obtenues à partir de prélèvements actifs ont été comparées aux concentrations estimées dans la prochaine section, les informations relatives aux taux d'absorption passive n'étant disponibles que pour certains COV. Le Tableau C. 10 présente les concentrations de COV et d'aldéhydes (le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et le propanal) obtenues à partir de prélèvements actifs respectivement sur tubes de Tenax TA et cartouches de DNPH.

3.2.2 Mesures de ventilation dans H1 et H2

3.2.2.1 Concentrations des traceurs de la famille des perfluorocarbones

Le Tableau C. 11 et le Tableau C. 12 présentent les concentrations de PFT obtenues à partir de prélèvements passifs sur tubes de Carbopack B. L'écart maximal entre les échantillons répétés était de 12 % dans H1 et de 14 % dans H2. L'écart maximal entre les étages était de 9 % dans H1 et de 36 % dans H2, ce qui signifie que l'air ambiant dans les deux maisons était généralement bien mélangé. La même observation a été faite pour les COV dans la section précédente. La moyenne des concentrations sur les trois étages a donc servi à déterminer les taux de renouvellement d'air.

Quant à lui, le Tableau C. 13 compare les concentrations de PFT obtenues à partir de prélèvements actifs et passifs. L'écart était inférieur à 10 % pour le HFB et l'OFT, mais plus important pour le PDCB (~40 %). Le PDCB étant plus volatil que le HFB et l'OFT, il existe une plus grande incertitude relative à son taux d'absorption passive.

3.2.2.2 Taux de renouvellement d'air

Le Tableau C. 14 et le Tableau C. 15 présentent les taux de renouvellement d'air mesurés respectivement dans H1 et H2. Le taux de renouvellement d'air mesuré par la méthode au PFT élaborée par le CNRC a été établi au moyen des taux d'émission des PFT du Tableau C. 1, des concentrations de PFT du Tableau C. 13 et de l'estimation du volume total des maisons. Le taux de renouvellement d'air mesuré par la méthode au PFT élaborée par le BNL a été fourni par Santé Canada. Le taux de renouvellement d'air mesuré par la méthode au SF_6 provient de l'ajustement de courbe aux données de décroissance du SF_6 illustré à la Figure C. 1. Bien que cette décroissance ait été relativement constante dans H1, elle s'est faite en trois phases dans H2. Le taux de renouvellement d'air dans H2 était donc la moyenne de ces trois courbes de décroissance (0,13, 0,168 et 0,133 h^{-1}).

Ces trois méthodes (au PFT et au SF_6 du CNRC, et au PFT du BNL) ont produit des résultats similaires dont la concordance est significative (échantillonnage passif). Cela signifie que la méthode élaborée par le CNRC (administration constante et prélèvement passif) peut produire des résultats équivalents à ceux provenant de la méthode au SF_6 (administration intermittente et prélèvement actif). Les taux de renouvellement d'air mesurés au moyen de la méthode au PFT ont donc servi à estimer les concentrations ci-dessous.

3.2.3 Modélisation de la qualité de l'air intérieur

3.2.3.1 Estimation à l'état d'équilibre

Le Tableau C. 16 compare les concentrations estimées et mesurées dans H1 et H2. Les concentrations estimées ont été calculées à partir de l'équation 7, en prenant pour hypothèse que les concentrations étaient à l'équilibre au moment du prélèvement de l'air. Les calculs sont abordés plus en détail à l'annexe G. Les concentrations estimées (C_e) sont jugées satisfaisantes si elles représentent moins du double des concentrations mesurées (C_m), en tenant compte de toutes les incertitudes associées aux estimations des aires et aux modèles d'émissions provenant des essais en chambre.

3.2.3.2 Aldéhydes

L'estimation des aldéhydes, dont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le propanal, l'hexanal et le pentanal, était satisfaisante, le rapport de C_e sur C_m se situant entre 0,5 et 2. Ceci est probablement dû au fait que, dans cette étude, les matériaux soumis à essai étaient généralement des produits de bois composites qui sont des sources d'aldéhydes. Le butanal constituait une exception, sa concentration ayant été sous-estimée.

La Figure 15, le Tableau G. 1 et le Tableau G. 2 indiquent que les principales sources de formaldéhyde étaient l'armoire et le comptoir de cuisine ainsi que les boiseries des fenêtres et des portes dans H1, et la solive en I et les boiseries des fenêtres et des portes dans H2. H2 ayant un sous-sol non aménagé, la surface des solives en I exposée est supérieure à celle de H1, ce qui pourrait expliquer pourquoi la solive en I y est le principal contributeur.

La Figure 16, le Tableau G. 3 et le Tableau G. 4 indiquent que la solive en I et l'assemblage de carreau de céramique étaient des sources importantes d'acétaldéhyde dans les deux maisons. Le parquet en bois dur en était la principale source dans H1, alors que c'était la solive en I (70 %) dans H2 probablement encore à cause de son importante surface. Comme le carreau de céramique a été soumis à essai sous forme d'assemblage constitué d'un carreau de céramique, d'adhésif, d'un contreplaqué et d'un panneau OSB, il est difficile de savoir quel élément est responsable des émissions d'acétaldéhyde. Selon des essais antérieurs (Won et al., 2014), le panneau OSB est probablement la source d'émissions d'acétaldéhyde. Des difficultés expérimentales au niveau des essais d'émissions de l'éprouvette HWF1, soit des concentrations de fond en aldéhydes élevées dans la chambre d'essai, expliqueraient l'absence de contribution du parquet en bois dur dans H2.

La Figure 17 indique que le carreau de céramique avec support de revêtement de sol en OSB exposé à l'air était la principale source de propanal dans H1 (78 %) et H2 (68 %). Une étude antérieure a d'ailleurs indiqué que le panneau OSB est une importante source d'émissions de propanal (Won et al., 2014).

Bien que la concentration de butanal ait été sous-estimée dans les deux maisons (voir le Tableau C. 16), la Figure 18 indique que la solive en I et le support de revêtement de sol en OSB pourraient également en constituer les principales sources. La solive en I était la principale source d'hexanal dans les deux maisons (voir la Figure 19), alors que la solive en I et le support de revêtement de sol en OSB y étaient la principale source de pentanal (voir la Figure 20). Ces observations indiquent que les produits de bois composites sans barrière (p. ex., la solive en I et le support de revêtement de sol en OSB) peuvent être les principales sources d'aldéhydes.

3.2.3.3 Alcools et cétones

La plupart des concentrations d'alcools et de cétones ont été sous-estimées, le rapport de C_e sur C_m étant inférieur à 0,5 (voir le Tableau C. 16), à l'exception du cyclohexanone pour lequel il y avait une bonne concordance entre les concentrations estimées et mesurées. Le parquet en bois dur était la principale source de cyclohexanone (voir la Figure 21).

3.2.3.4 Esters et glycols

La plupart des concentrations d'esters et de glycols ont été sous-estimées (voir le Tableau C. 16), à l'exception du Texanol et de l'alcool butylique tertiaire dont le rapport de C_e sur C_m était inférieur à 2. La principale source de Texanol était la plinthe (voir la Figure 22, le Tableau G. 29 et le Tableau G. 30) dont une partie a été peinte sur place contrairement aux autres boiseries préfinies, suivie du mur et du plafond peints. Les caractéristiques des émissions de Texanol de ces sources n'étaient pas semblables. Alors que les émissions de Texanol des plinthes étaient plus faibles que celles du mur et du plafond peints au moment de la pose (c.àd. b = 467 pour la plinthe vs b = 1,08E+6 pour le mur et le plafond peints), celles du mur et du plafond peints ont diminué beaucoup plus rapidement (c.àd. m = 0,11 pour la plinthe vs m = -1,77 pour le mur et le plafond peints). Ceci explique comment la plinthe est devenue la principale source de Texanol au moment du prélèvement.

La Figure 23 indique que le mur et le plafond peints, le calfeutrage et les carreaux de céramique étaient les principales sources d'alcool butylique tertiaire, l'alcool butylique tertiaire étant un solvant employé dans ces matériaux.

3.2.3.5 Terpènes

Les concentrations de terpènes ont été sous-estimées dans H1 et légèrement surestimées dans H2. Dans H2, l'α-pinène présentait le rapport de C_e sur C_m le plus élevé avec 4,6, alors qu'il était d'environ 2 pour les autres terpènes (voir le Tableau C. 16). Les figures 24 à 28 indiquent que le parquet en bois dur était la principale source d'α-pinène, de β-pinène, de carène-3, de camphène et de limonène dans H2 et non dans H1 où sa contribution était négligeable. Ces différences de concentrations de terpènes entre H1 et H2 seraient

attribuables au bois dur utilisé. Le parquet en bois dur avait une âme en pin dans H2 (HWF1), ce qui a provoqué de fortes émissions de terpènes dans les essais en chambre, alors qu'il avait une âme en chêne dans H1 (HWF2). Les émissions de terpènes étaient généralement environ trois fois plus élevées dans H2 que dans H1.

3.2.3.6 Hydrocarbures

Les concentrations de tous les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques ont été sous-estimées, le rapport de C_e sur C_m étant proche de zéro (voir le Tableau C. 16). Ceci n'est pas surprenant puisque les produits de bois composites ne constituent pas une source importante d'hydrocarbures. Les hydrocarbures proviennent généralement de matériaux et de produits à base de pétrole; il est probable que des activités comme le nettoyage ou l'application de retouches avec des produits de finition ou des solvants à base d'huile soient survenues avant l'échantillonnage. Cette hypothèse a été vérifiée dans la section suivante en supposant qu'un produit de finition à base d'huile a été appliqué sur une petite surface (1 m^2) le jour précédant l'échantillonnage.

3.2.3.7 Autres

Il y avait une bonne concordance entre les concentrations estimées et mesurées de trois autres substances chimiques classées comme « autres ». Le rapport de C_e sur C_m de l'acide acétique et de l'éther dibutylique était inférieur à 2 dans H1. La concordance était également bonne pour le 2-pentyl furane dans H2. Le support de revêtement de sol en OSB était la principale source d'acide acétique et de 2-pentyl furane dans les deux maisons (voir la Figure 29 et la Figure 30), suivi de la solive en I. Le mur et le plafond peints étaient les principales sources d'éther dibutylique dans les deux maisons (voir la Figure 31).

FIGURE 15 Contribution de chaque source au formaldéhyde

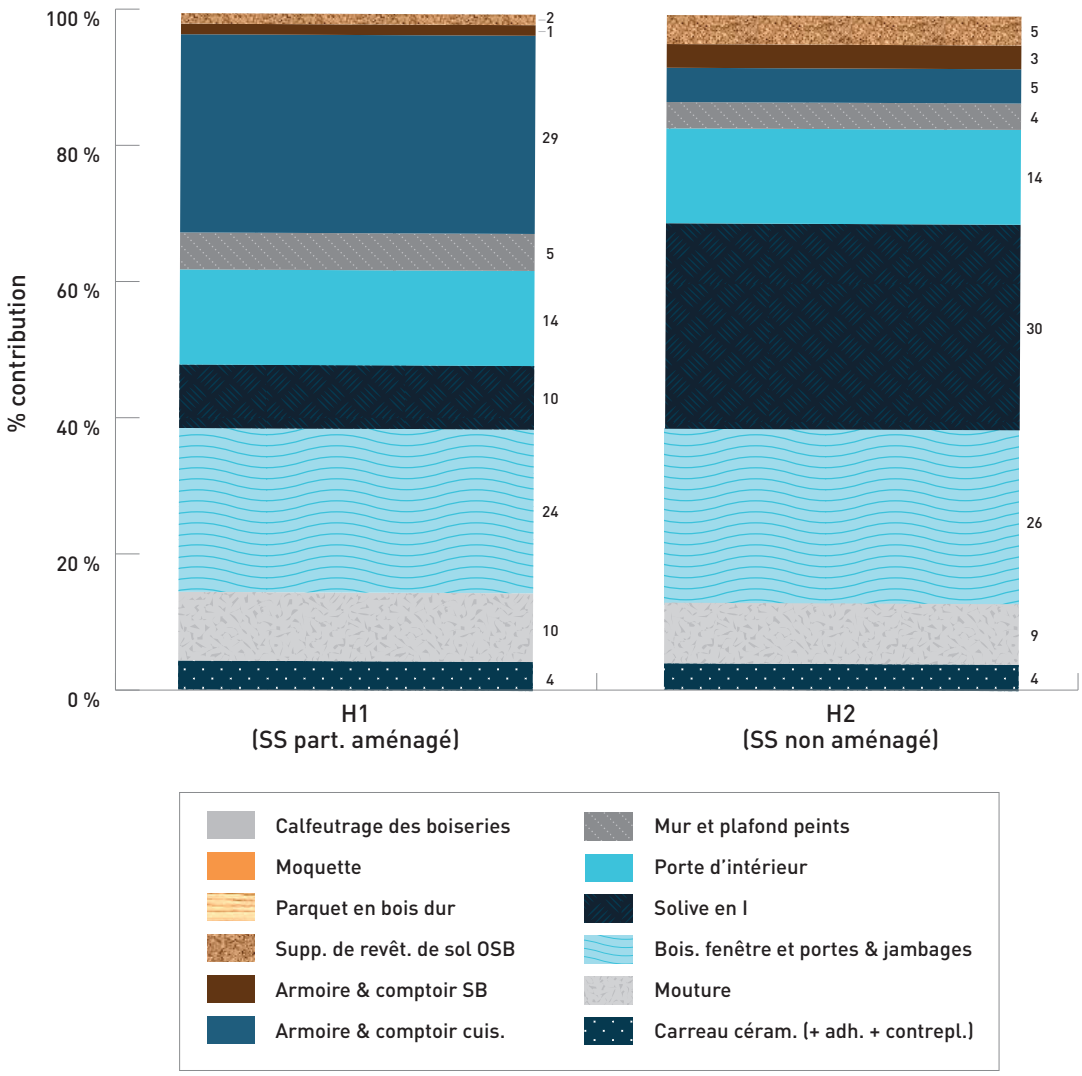


FIGURE 16 Contribution de chaque source à l'acétaldéhyde

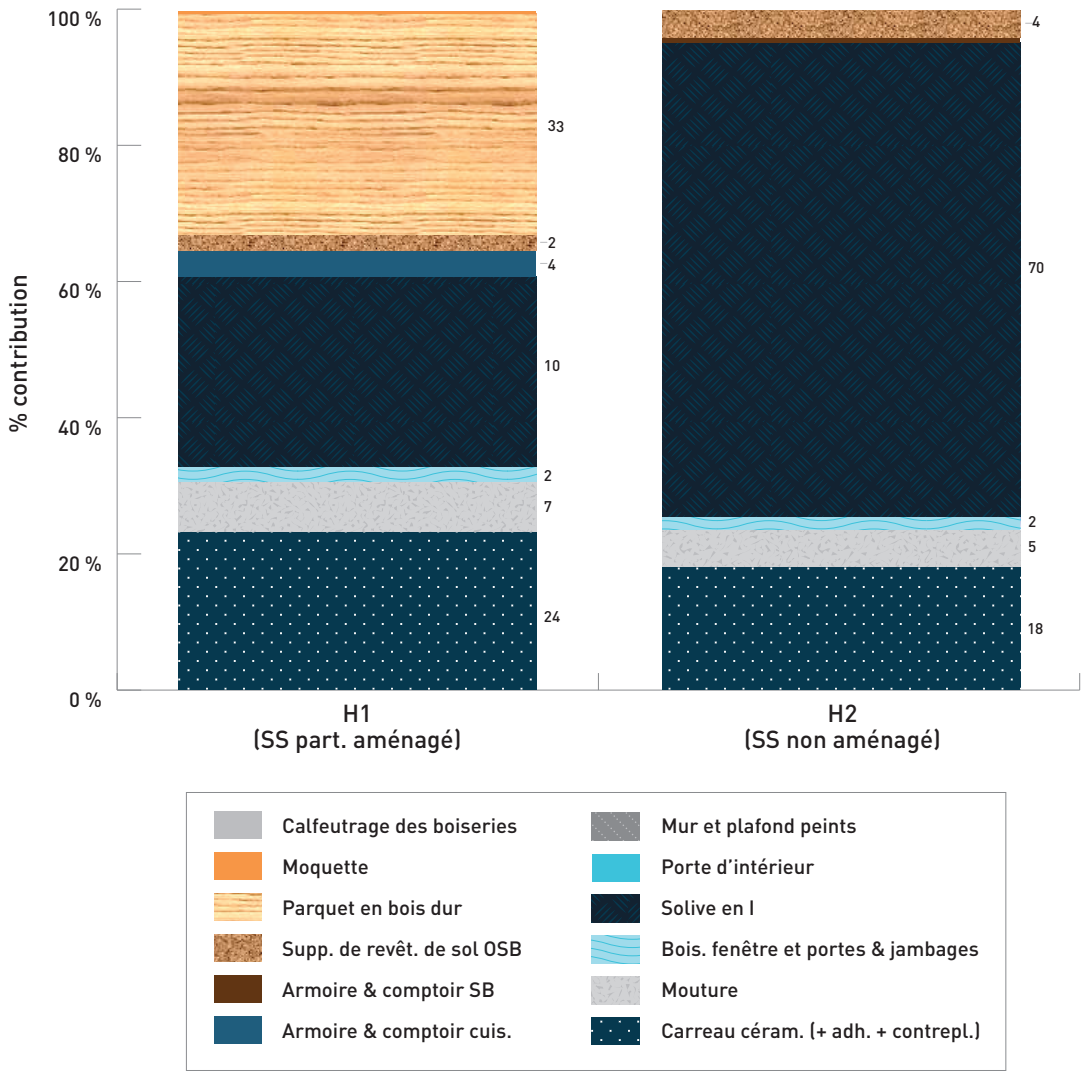


FIGURE 17 Contribution de chaque source au propanal

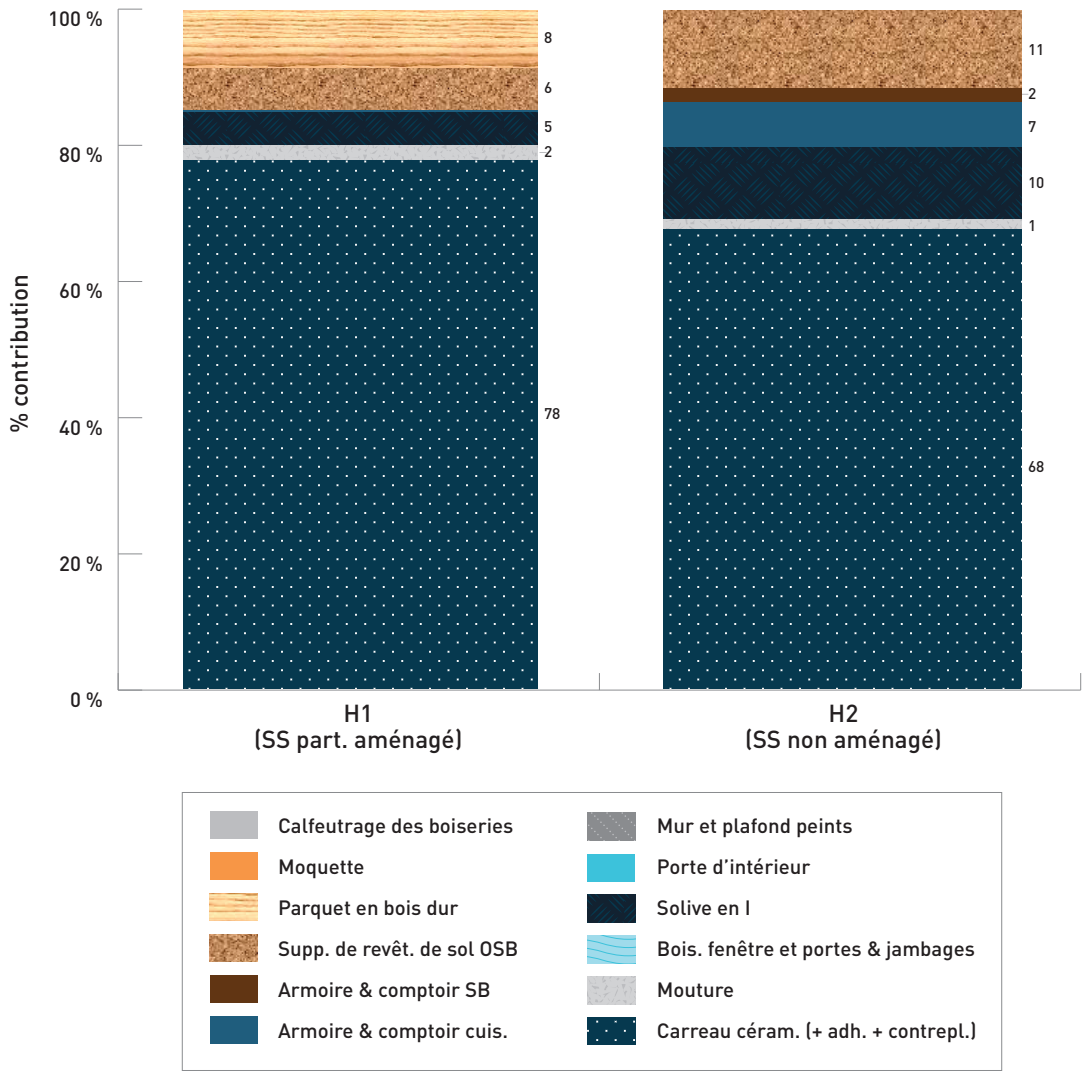


FIGURE 18 Contribution de chaque source au butanal

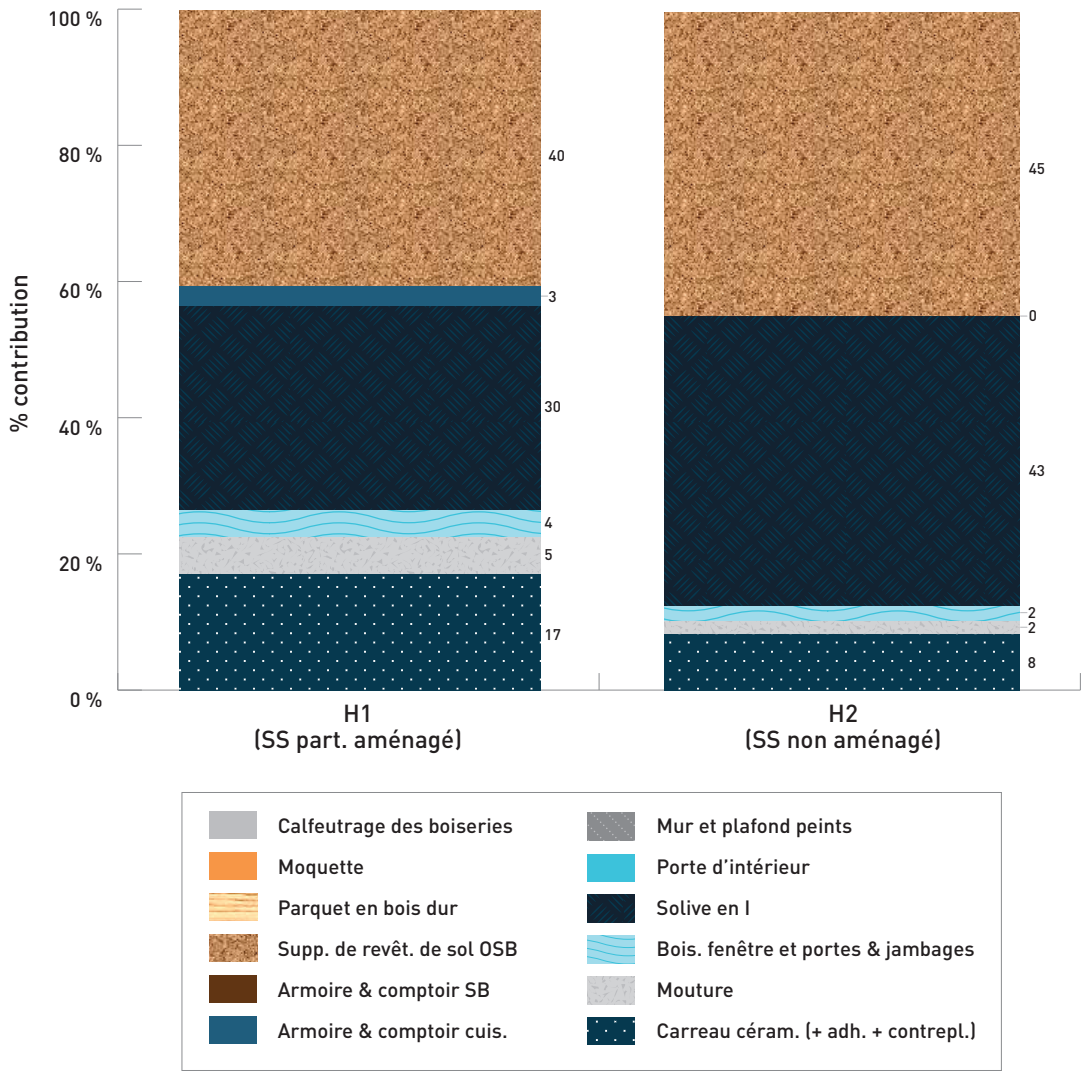


FIGURE 19 Contribution de chaque source à l'hexanal

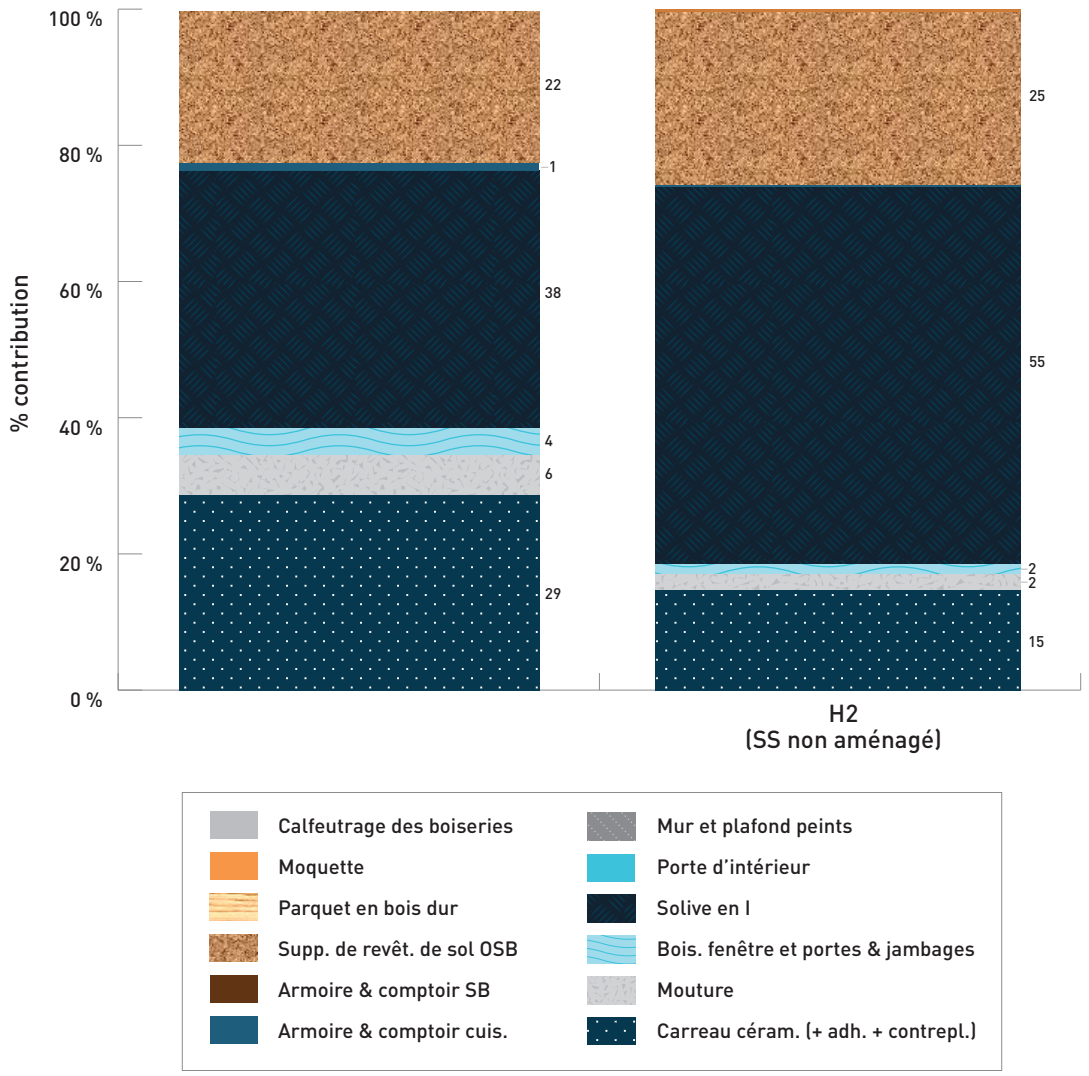


FIGURE 20 Contribution de chaque source au pentanal

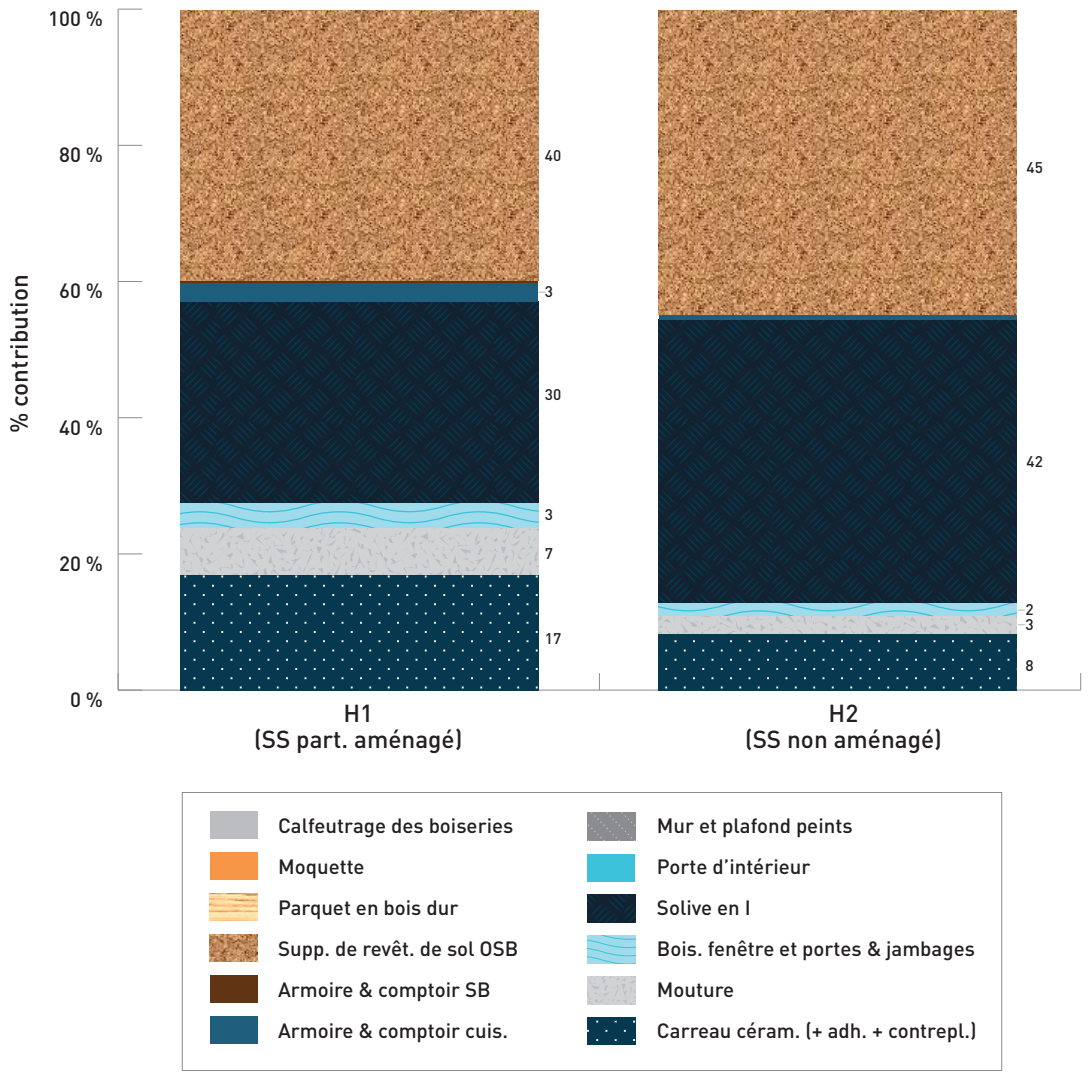


FIGURE 21 Contribution de chaque source au cyclohexanone

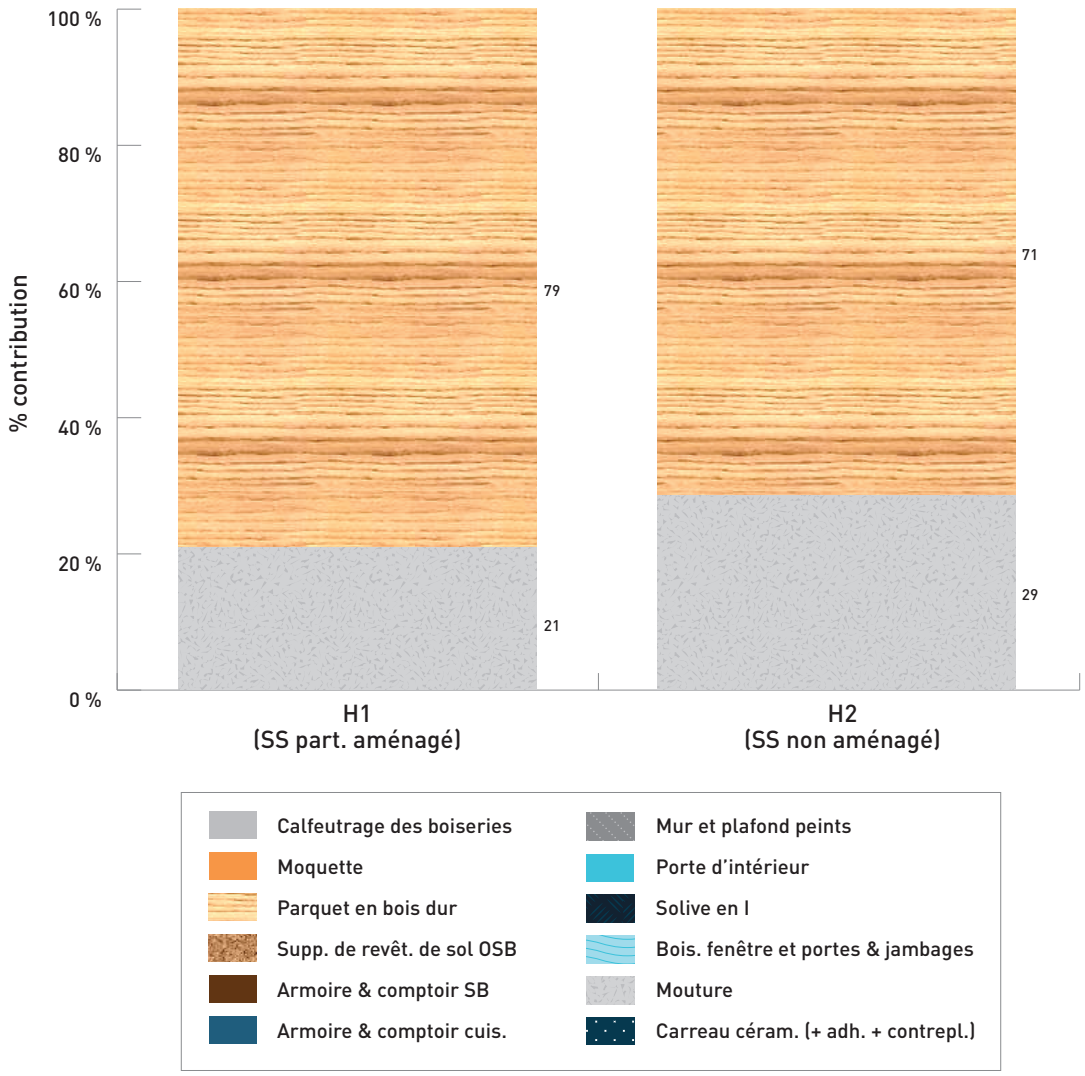


FIGURE 22 Contribution de chaque source au Texanol

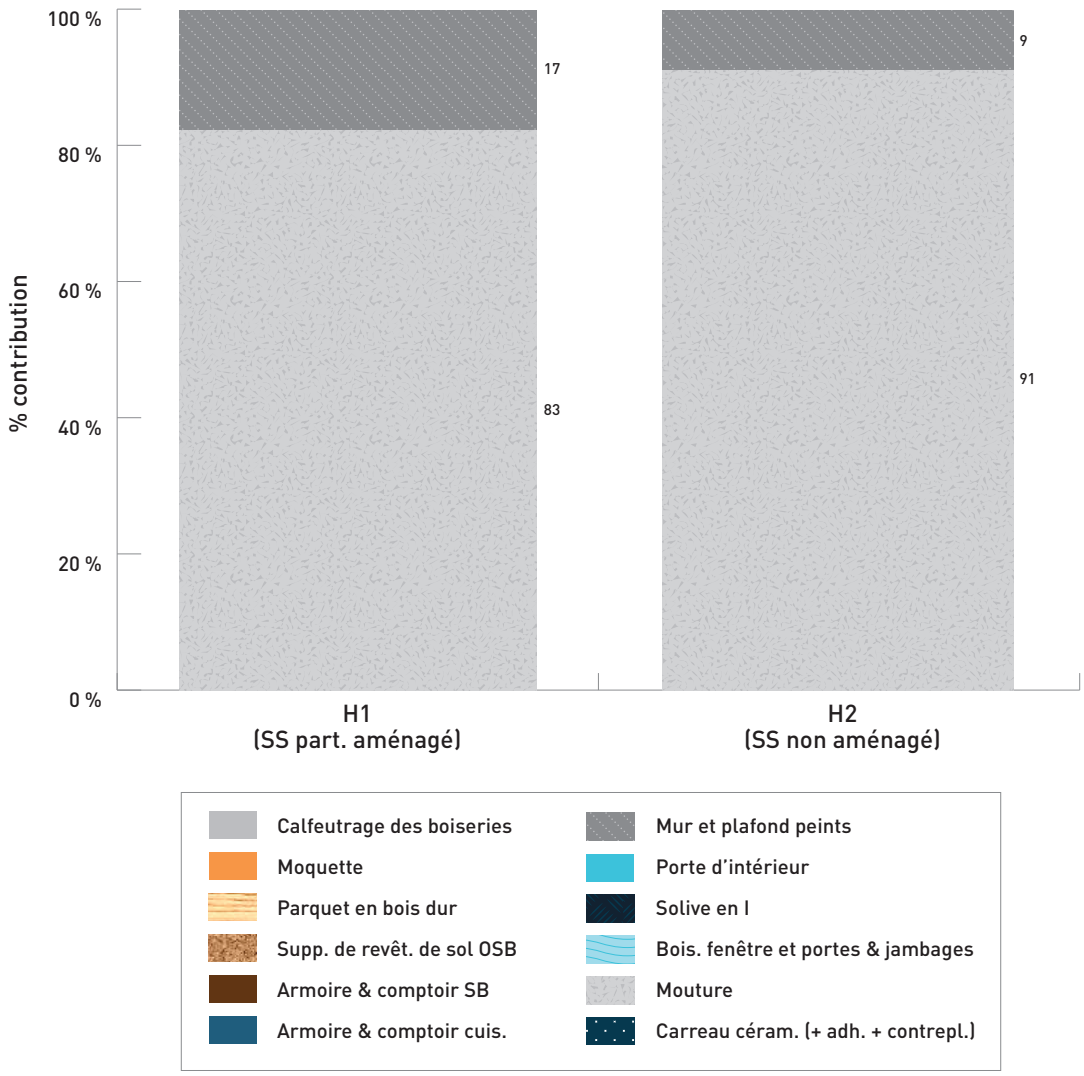


FIGURE 23 Contribution de chaque source à l'alcool butylique tertiaire

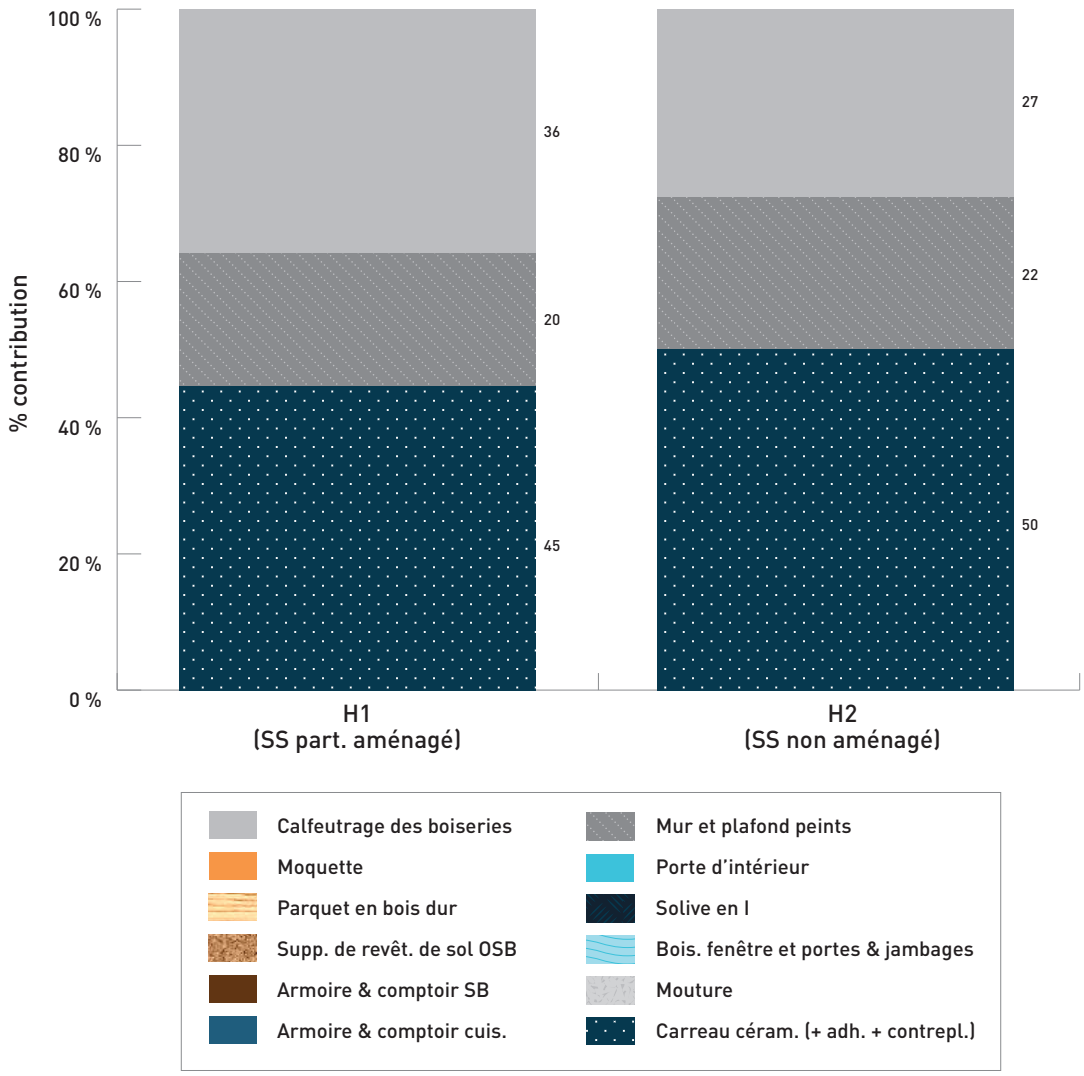


FIGURE 24 Contribution de chaque source à l'a-pinène

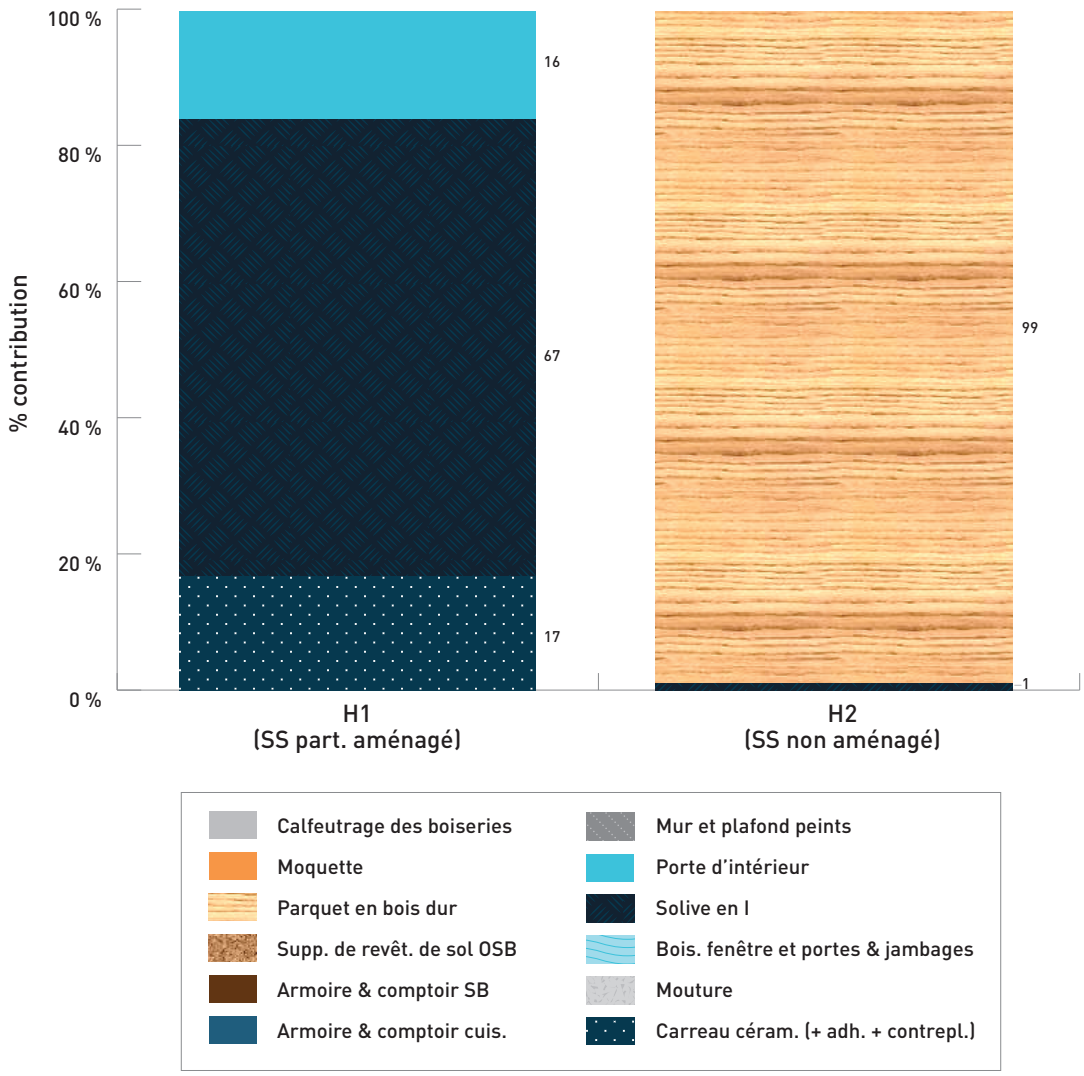


FIGURE 25 Contribution de chaque source au b-pinène

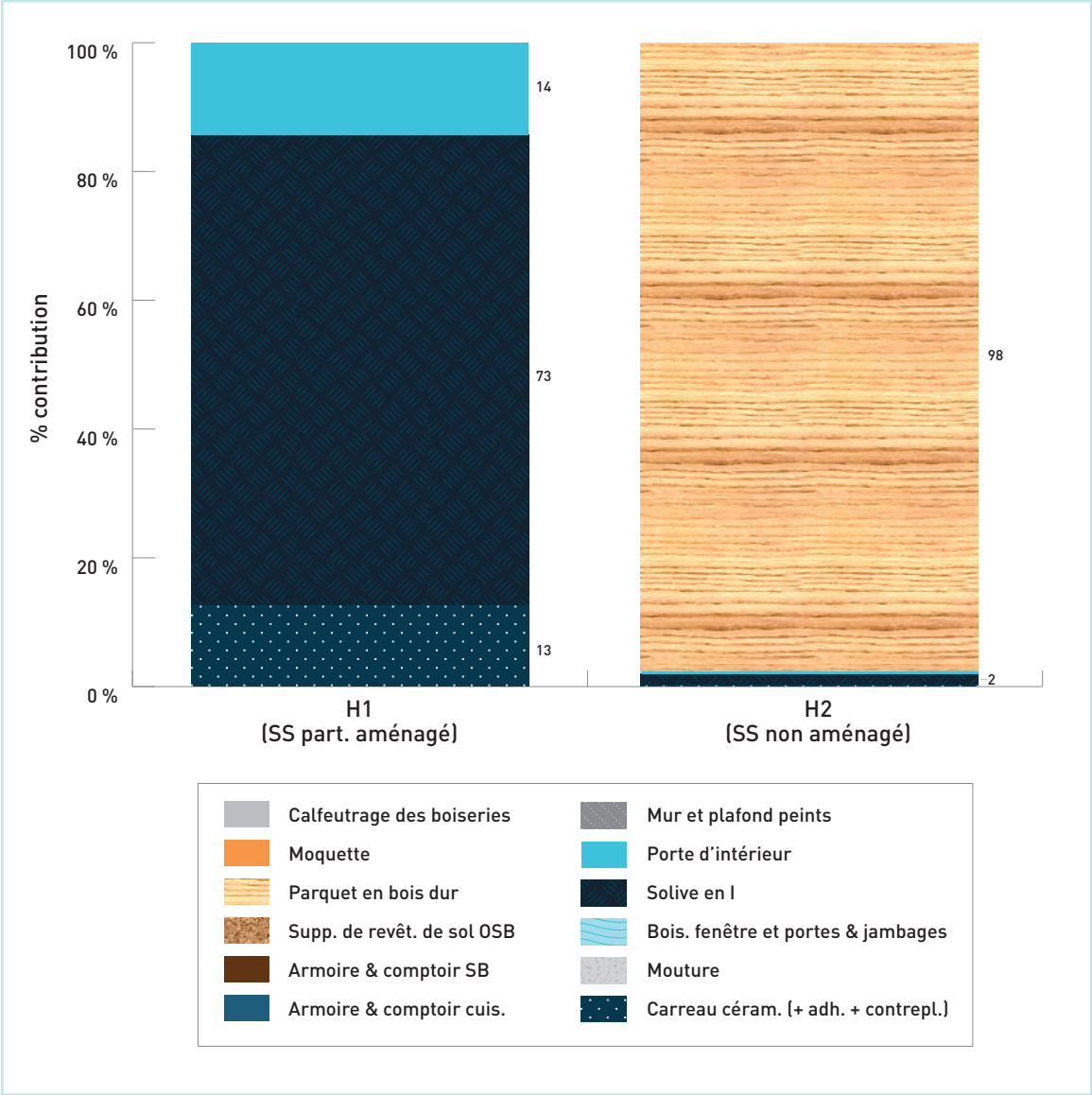


FIGURE 26 Contribution de chaque source au carène-3

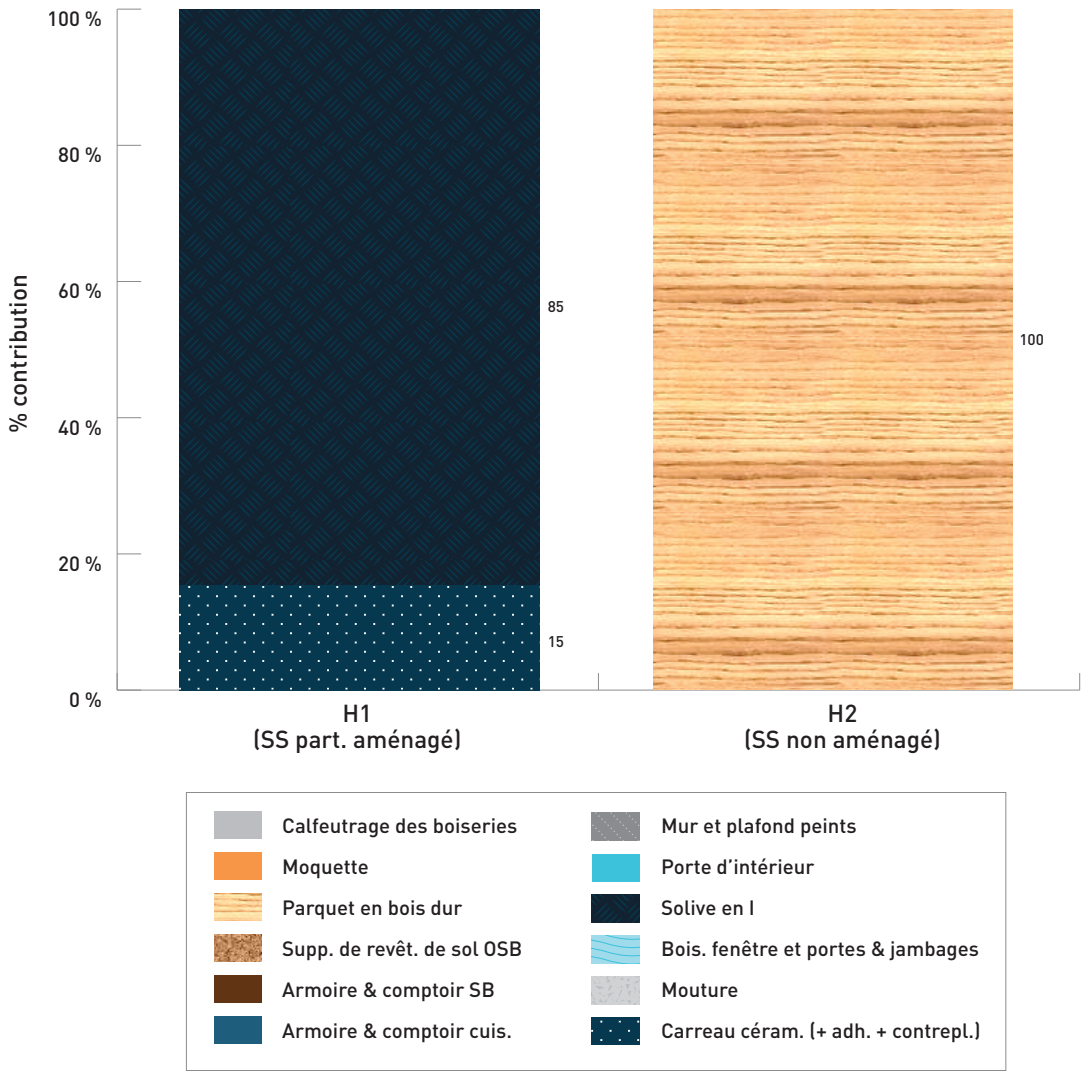


FIGURE 27 Contribution de chaque source au camphène

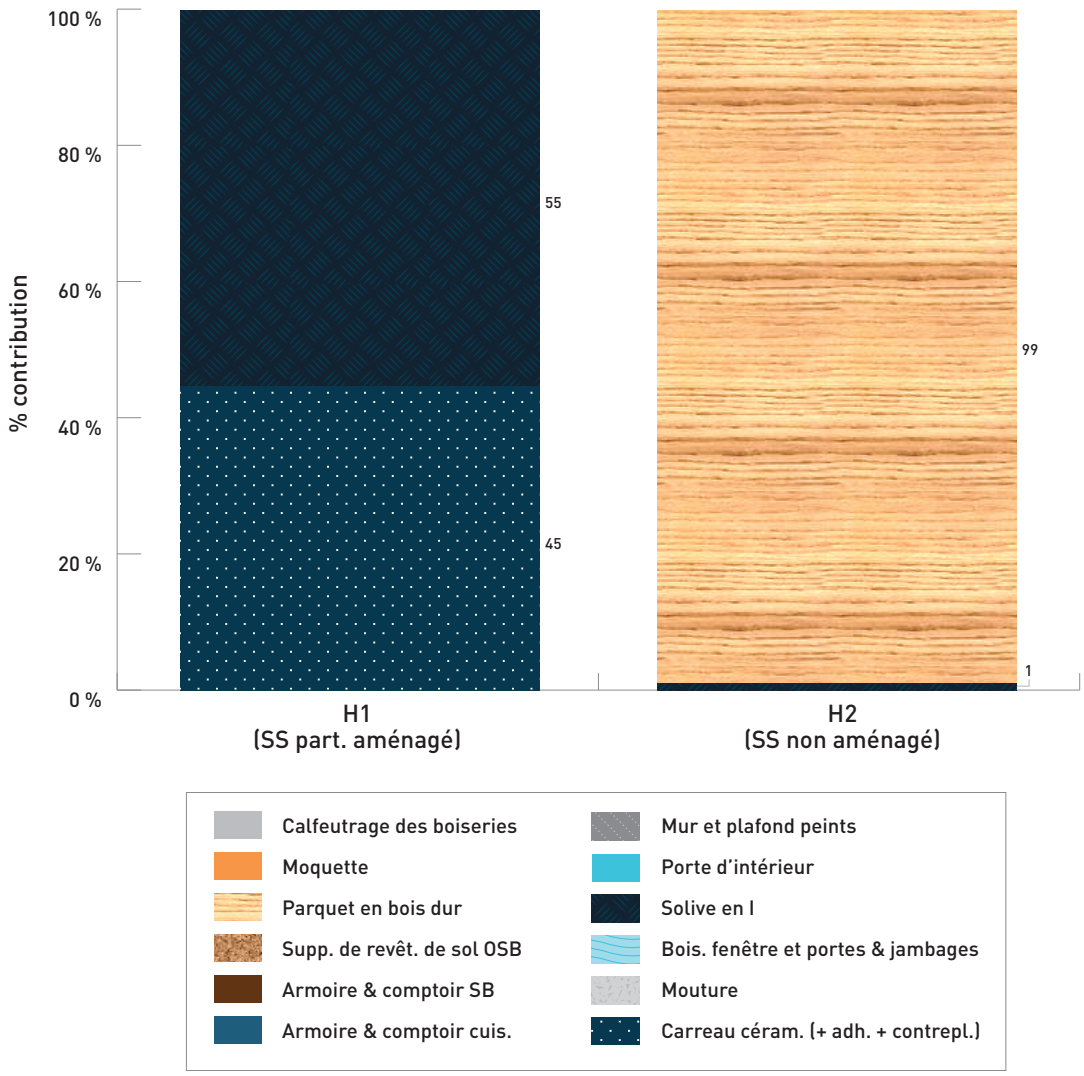


FIGURE 28 Contribution de chaque source au limonène

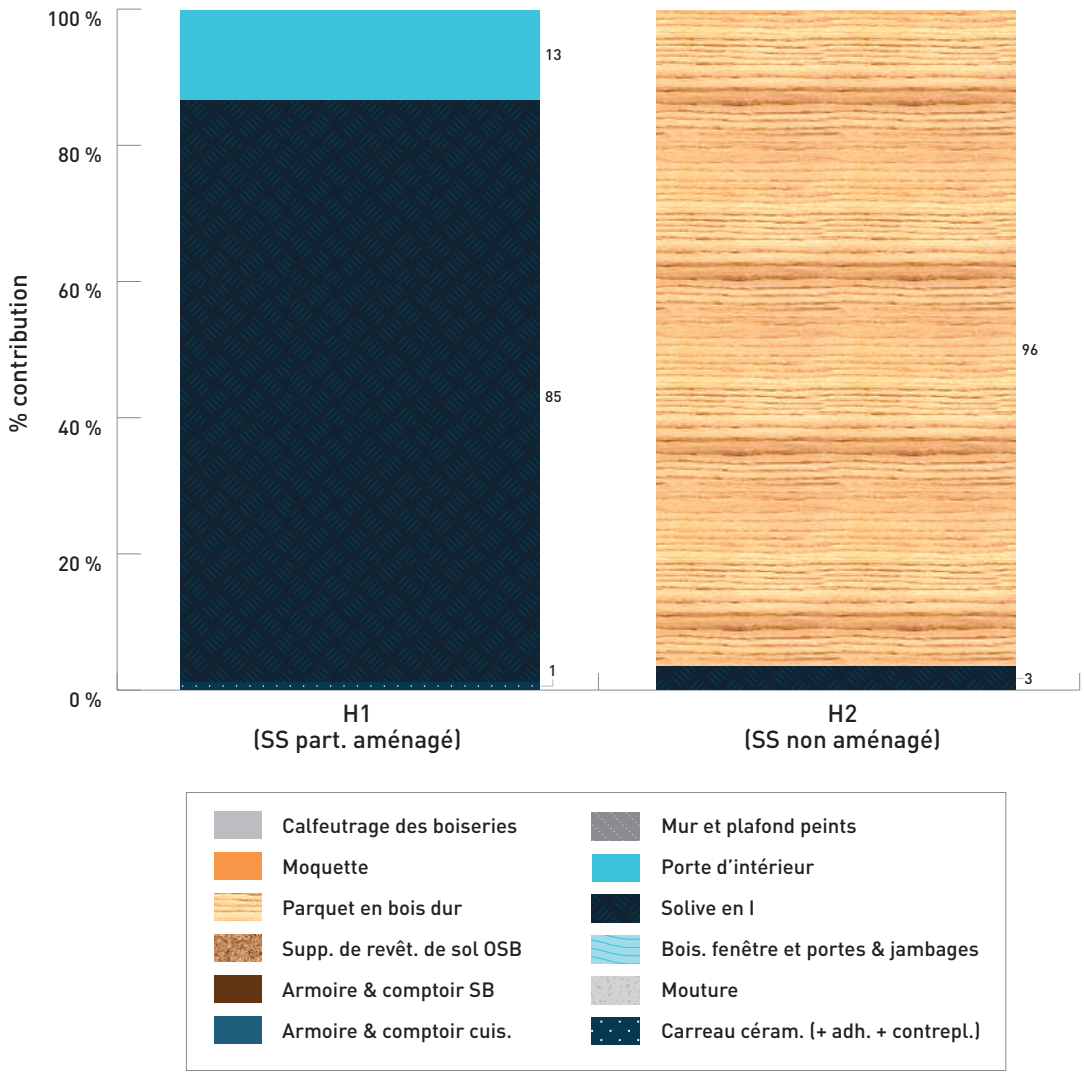


FIGURE 29 Contribution de chaque source à l'acide acétique

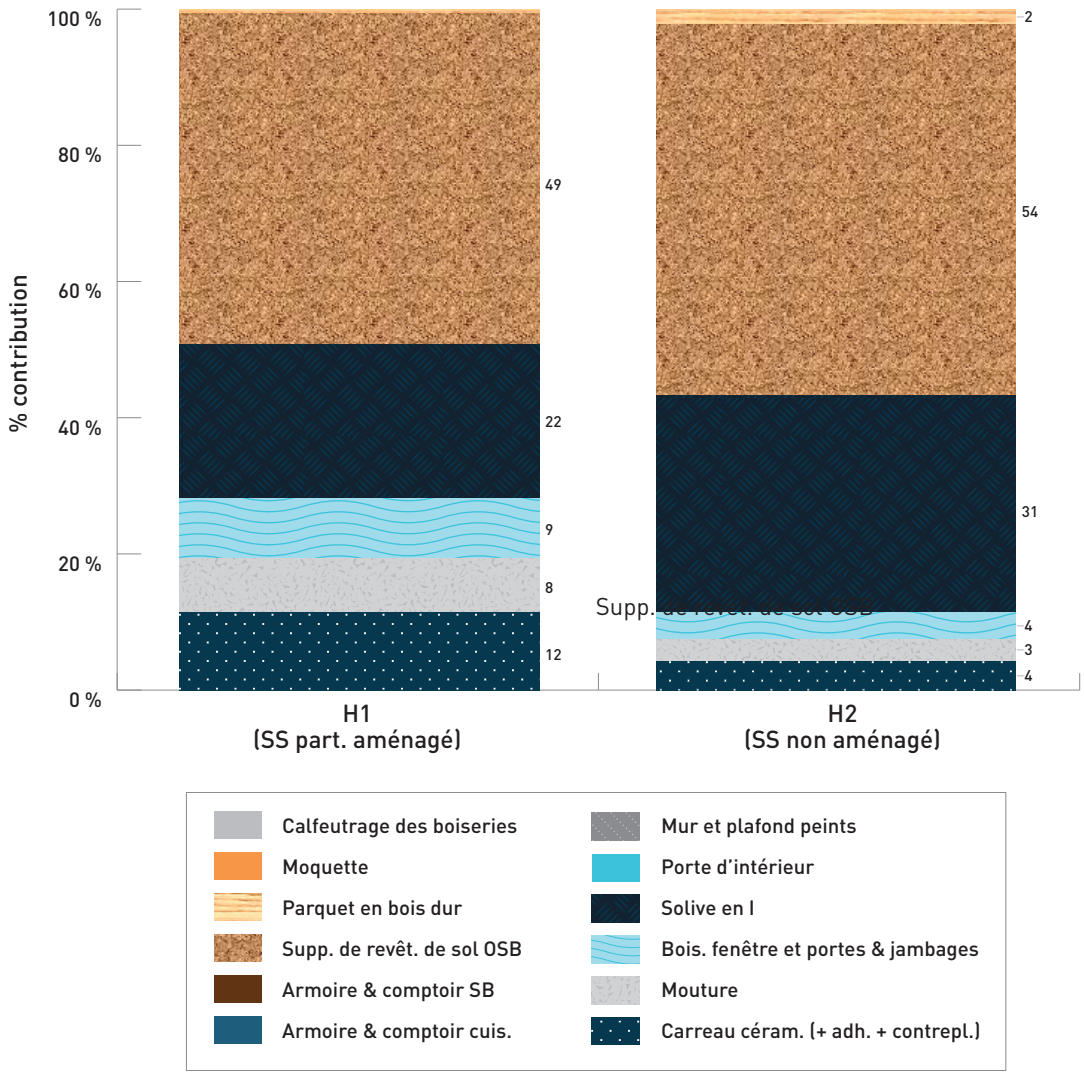


FIGURE 30 Contribution de chaque source au 2-pentyl furane

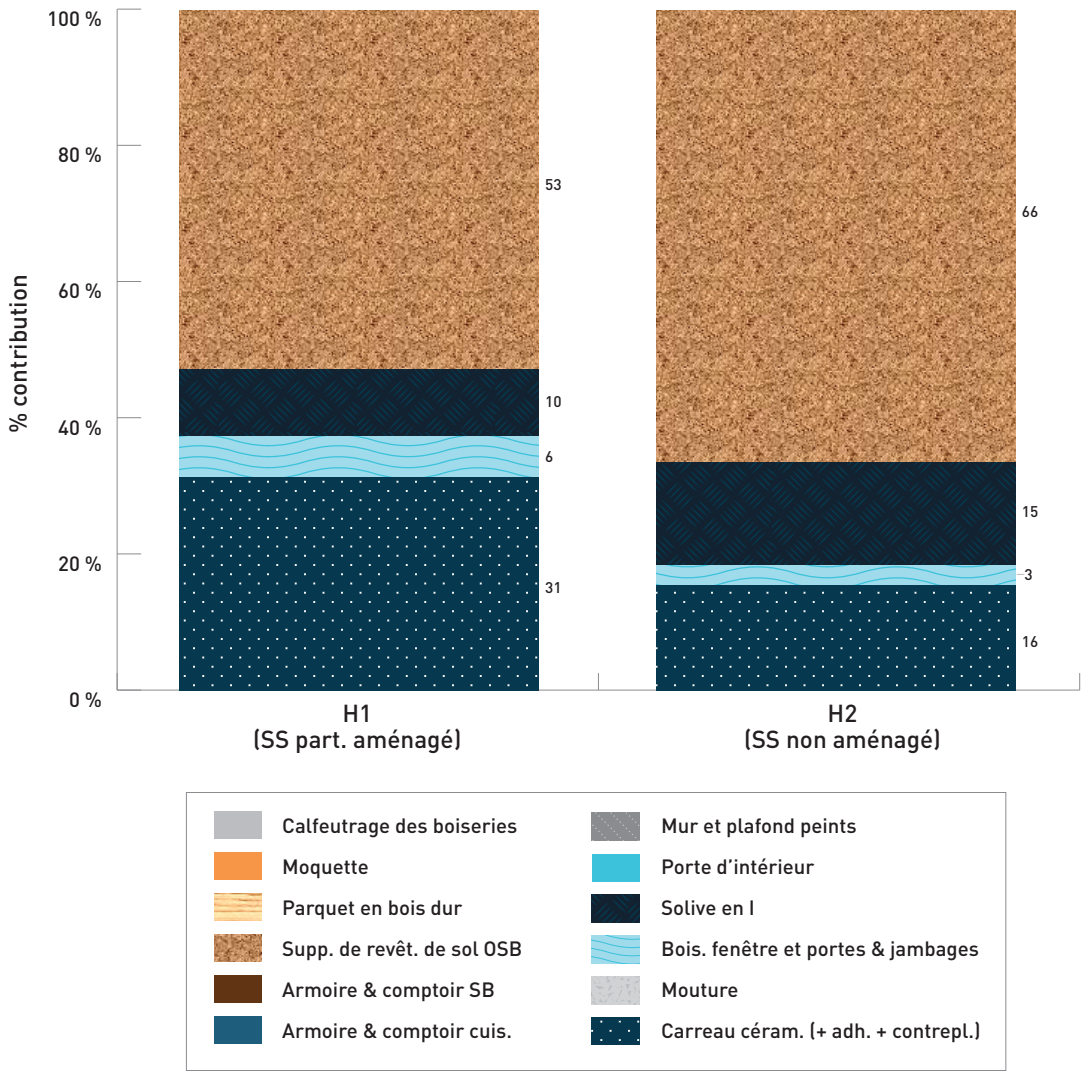
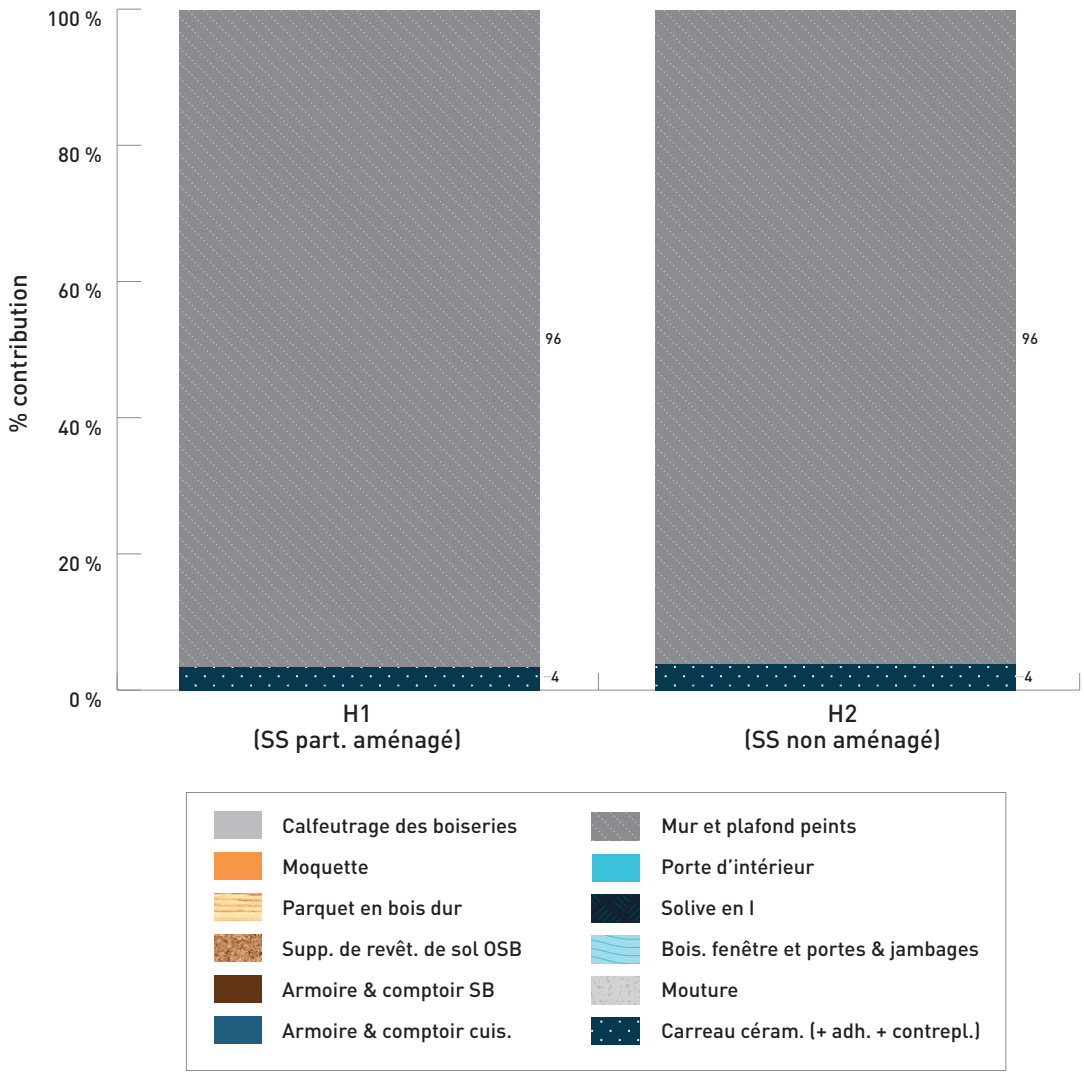


FIGURE 31 Contribution de chaque source à l'éther dibutylique



3.2.4 Estimation à l'état d'équilibre avec une source additionnelle

Pour vérifier la validité de l'hypothèse voulant que certaines activités aient entraîné de fortes concentrations d'hydrocarbures, il a été considéré qu'un produit pour retouches à base d'huile a été appliqué sur une surface de 1 m^2. Aucun produit à base d'huile n'ayant été soumis à essai dans cette étude, les données concernant les émissions de produits à base d'huile ont été tirées d'une étude antérieure (Won et al., 2013). Le matériau choisi était l'UR9 avec COV < 350 g L^{-1}. Les sections G.8 et G.9 abordent en détail les entrées de modélisation des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques.

Le Tableau C. 17 résume les résultats de la modélisation. Les estimations des concentrations d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques ont été considérablement améliorées par rapport à celles du Tableau C. 16. Cela signifie que les matériaux soumis à essai doivent être sélectionnés en fonction de la substance chimique d'intérêt, quelle que soit sa quantité.

4. RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

Cette étude visait à fournir des données sur les émissions de COV provenant principalement de matériaux de bois composites employés en construction et en finition résidentielles et à valider le modèle de qualité de l'air intérieur servant à estimer les concentrations de COV provenant des matériaux de construction.

En tout, 17 essais ont été menés sur des matériaux considérés comme représentant les principales surfaces intérieures de deux maisons neuves, y compris des matériaux structuraux et non structuraux. Les matériaux soumis à essai comprenaient des produits structuraux (solive en I, support de revêtement de sol en OSB et sous-couche en contreplaqué), des revêtements de sol (deux parquets en bois dur, un tapis et un assemblage de carreau de céramique), une porte d'intérieur, de la boiserie intérieure (trois éprouvettes de plinthes en MDF), un calfeutrage au latex, de la peinture intérieure (sur cloison sèche) et des ensembles d'armoires (deux armoires de cuisine et deux armoires de salle de bains, incluant les comptoirs).

Cinq assemblages de matériaux (quatre armoires et une porte) ont été soumis à essai dans la chambre d'essai de 31 m^3 avec un taux de renouvellement d'air de 0,49 ou 1 h^{-1}. Les autres matériaux ont été soumis à essai dans des chambres d'essai de 50 L avec un taux de renouvellement d'air de 1 h^1. Tous les essais ont été effectués à une température de 23 °C et une HR de 50 %. Le facteur de charge des matériaux se situait entre 0,03 (le calfeutrage) et 2,18 m^2 m^{-3} (la solive en I). Les matériaux soumis à essai dans la chambre d'essai de 31 m^3 avaient tous de faibles facteurs de charge (entre 0,08 et 0,16 m^2 m^{-3}), à l'exception du calfeutrage. Les essais se sont déroulés sur 14 jours pour répondre aux exigences d'essais de la norme CSAO160 et de la méthode normalisée v1.1 du California Department of Public Health largement adoptée en Amérique du Nord.

Les données relatives aux émissions de 120 COV cibles (117 COV obtenus par analyse par CPG/SM et 3 aldéhydes de faible poids moléculaire obtenus par analyse par HPLC) et de nombreux composés non-cibles abondants ont été analysées. La liste des COV cibles a été élaborée par le CNRC, mais de légères modifications y ont été apportées au fil du temps pour y inclure des substances chimiques souvent présentes dans l'air intérieur ou émises par des matériaux de construction (Won, Lusztyk et Shaw, 2005). Les données relatives aux émissions ont servi à déterminer les coefficients des facteurs d'émission à partir d'équations exponentielles ajustées.

Les observations suivantes ont été formulées à partir des facteurs d'émission découlant des essais en chambre :

- Les aldéhydes, dont le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, étaient les COV les plus fréquemment détectés dans les 17 matériaux soumis à essai, en plus de présenter les facteurs d'émission moyens les plus élevés.
- Les acides et les cétones étaient détectés moins souvent que les aldéhydes, mais plus souvent que tous les autres composés.
- De fortes concentrations de glycols, d'éthers de glycol et d'esters étaient présentes dans un certain groupe de matériaux (p. ex., la peinture et le calfeutrage).
- Le parquet en bois dur avec âme en pin était la principale source de terpènes.

- Les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques étaient associés à de faibles facteurs d'émission et fréquences de détection.
- Les hydrocarbures halogénés et les cycloalcanes étaient rarement détectés dans les 17 matériaux.

Les données relatives aux émissions ont permis de valider le modèle de qualité de l'air intérieur abordé à la section 3, qui a été conçu à partir des données relatives aux émissions des matériaux soumis à essai en chambre pour estimer les concentrations de nombreux COV dans l'air intérieur. Il s'agit d'un modèle de bilan massique se servant des données relatives aux émissions des matériaux soumis à essai en chambre, de l'aire des matériaux et des taux de renouvellement d'air pour estimer les concentrations dans l'air intérieur en fonction du temps. Les données relatives aux émissions des matériaux provenaient d'essais en chambre de 14 jours menés sur 17 matériaux considérés comme représentant les principales surfaces intérieures des deux maisons. Étant donné que cette étude se concentrait sur les aldéhydes comme le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, les essais d'émissions ont porté sur les produits de bois composites qui sont des sources connues de ces substances chimiques.

Il a été présumé que les émissions des matériaux étaient représentées par une équation exponentielle. Les coefficients du modèle ont été établis à partir des données relatives aux essais en chambre. L'air ambiant des deux maisons a été considéré comme bien mélangé, ce qui a été confirmé par la concordance des concentrations des gaz traceurs observées sur les trois étages. La modélisation a tenu compte de différentes durées pour différents matériaux établies à partir du calendrier des travaux fourni par le constructeur. Le temps écoulé entre l'installation des matériaux et l'échantillonnage de l'air variait entre 16 et 180 jours. L'aire de chaque matériau a été évaluée à partir des dimensions relevées dans chaque maison (p. ex., la superficie du mobilier de cuisine et de salle de bains) ou du plan d'étage (p. ex., la superficie des murs).

Les concentrations estimées des aldéhydes présents en abondance dans l'air intérieur, dont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le propanal, l'hexanal et le pentanal, représentaient moins du double des concentrations mesurées. Les concentrations estimées et mesurées du Texanol, qui entre dans la composition des enduits comme les peintures à l'eau (Corsi et Lin, 2009), étaient également cohérentes. Par contre, les concentrations des hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, qui sont généralement associées aux produits à base de pétrole, ont été grandement sous-estimées. Ceci pourrait s'expliquer par le fait qu'aucun produit à base de pétrole n'a été repéré ni soumis à essai dans cette étude.

Parmi les matériaux soumis à essai dans cette étude, les produits composites de bois (p. ex., les boiseries, les armoires, les portes, les parquets en bois dur, les solives en I et le support de revêtement de sol en OSB) se sont révélés la principale source d'aldéhydes dans les deux maisons, la contribution de ceux sans apprêt (p. ex., la solive en I et le support de revêtement de sol en OSB) étant plus importante que celle de ceux avec apprêt (p. ex., les armoires, les parquets en bois dur et les boiseries), comme cela a été observé dans H2 où le sous-sol n'est pas aménagé. Cela confirme donc que les produits de bois composites structuraux peuvent être une importante source d'aldéhydes.

La principale conclusion de cette étude est que la concentration dans l'air intérieur peut être estimée de façon suffisamment fiable (soit d'un facteur de 2) lorsque les sources, le programme de ventilation et le calendrier des travaux sont bien caractérisés. Bien que cette étude se limite à deux maisons, ses résultats confirment qu'il est possible d'utiliser des essais d'émissions de 14 jours pour estimer des émissions à long terme (p. ex., entre 16 et 180 jours). L'utilisation d'un plan d'étage détaillé et de mesures sur le terrain permet d'obtenir des données sur les aires intérieures. Les informations détaillées figurant sur le calendrier des travaux ont permis d'établir le temps écoulé après la pose des matériaux. Il a également été démontré que les mesures des taux de renouvellement d'air obtenues par la méthode au PFT sont comparables à celles obtenues par la méthode au SF_6.

L'une des limites de cette étude est que les matériaux soumis à essai étaient principalement des produits de bois composites étant donné que les COV d'intérêt étaient les aldéhydes. Les sources potentielles devront être plus soigneusement répertoriées, y compris les produits de retouches et de nettoyage généralement appliqués avant l'emménagement des occupants, si d'autres COV présentent un intérêt. De plus, des mesures de QAI n'ont été relevées qu'au cours d'une seule journée en raison des délais serrés entre les travaux de construction et l'occupation des lieux. Il faudrait relever des mesures de QAI sur une plus longue période, y compris celles précédant et suivant l'occupation des lieux, pour mieux comprendre l'évolution des concentrations de COV en fonction du temps dans les maisons neuves et valider le modèle de QAI sur une plus longue période. Aussi, la participation de deux maisons seulement reflète le peu d'intérêt accordé par les constructeurs à cette étude. Compte tenu des limites de cette étude, les résultats devraient être interprétés avec prudence et d'autres données recueillies pour valider la méthode de modélisation adoptée par la norme CAN/CSA0160.

Les prochains travaux de recherche devront davantage se pencher sur la période d'essais. Bien que le taux d'émission des COV tende à diminuer avec le temps, le contraire a été observé pour de nombreux produits de bois composites. Par exemple, les facteurs d'émission de plus de la moitié des COV provenant des armoires et de la porte d'intérieur soumis à essai dans la chambre d'essai de 31 m^3 affichaient une tendance à la hausse au cours de la période d'essais de 14 jours. Les caractéristiques des émissions des produits de bois composites (soit des taux d'émission relativement constants sur une longue durée) en seraient probablement la cause. Pour mieux observer les tendances à la baisse des taux d'émission, il pourrait être nécessaire de prolonger la période d'essais de 14 jours (p. ex., à 28 jours) malgré une augmentation des coûts et du temps requis. Le CEN, soit le Comité Européen de Normalisation (2013), recommande d'ailleurs un essai de 3 jours pour les émissions à court terme et de 28 jours pour celles à long terme.

De nouveaux travaux de recherche devraient être entrepris au cours de l'exercice 2019–2020 pour mieux comprendre les concentrations de formaldéhyde, de COV et de composés organiques semi-volatils dans les maisons neuves au cours de la première année suivant l'occupation des lieux.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agence européenne des produits chimiques. 2014. Opinion on N,N-Dimethylacetamide (DMAC), **https://echa.europa.eu/documents/10162/13626/clh_rac_opinion_dmac_en.pdf**.

California Department of Public Health. 2017. Standard method for the testing and evaluation of volatile organic chemical emissions from indoor sources using environmental chambers - Version 2.1 (Emission testing method for California Specification 01350).

CAN/CSA-O160-16. 2016. Norme sur les émissions de formaldéhyde provenant des produits de bois composites. Norme nationale du Canada. Conseil canadien des normes. Groupe CSA.

CEN. 2013. CEN/TS 16516:2013, Construction products - Assessment of release of dangerous substances - Determination of emissions into indoor air, Comité Européen de Normalisation.

Corsi, R.L., et C.C. Lin. 2009. "Emissions of 2,2,4-Trimethyl-1,3-Pentanediol Monoisobutyrate (TMPD-MIB) from latex paint: A critical review," Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 39, 1052–1080.

ECA. 2013. European Collaborative Action. Report No. 29. Harmonisation Framework for Health Based Evaluation of Indoor Emissions from Construction Products in the Union Using the EU-LCI Concept. EUR 26168/EN. Luxembourg : Office des publications de l'Union européenne.

Kampa, M., et E. Castanas. 2008. Human health effects of air pollution. Environmental Pollution 151 (2), 362–367.

Liu, X., M.A. Mason, Z. Guo, K.A. Krebs, et N.F. Roache. 2015. "Source emission and model evaluation of formaldehyde from composite and solid wood furniture in a full-scale chamber," Atmospheric Environment, 122, 561–568.

Plaisance, H., A. Blondel, V. Desauziers, et P. Mocho. 2013. "Field investigation on the removal of formaldehyde in indoor air," Building and Environment, 70, 277–283.

Salthammer, T., et S. Mentese. 2008. "Comparison of analytical techniques for the determination of aldehydes in test chambers," Chemosphere, 73, 1351–1356.

SIS Inc. 2004. Tenax® TA Breakthrough Volume Data, May 26, 2017, **www.sisweb.com/index/referenc/tenaxtam.htm**.

U.S. Department of Health and Human Services. 2016. Household products database, May 30, 2017, **http://householdproducts.nlm.nih.gov/**.

US EPA. 2011. Definition and Procedure for the Determination of the Method Detection Limit - Revision 1.11, 4/11/2016, **www.gpo.gov/fdsys/pkg/CFR-2011-title40-vol23/xml/CFR-2011-title40-vol23-part136-appB.xml**.

Weschler, C.J. 2009. Changes in indoor pollutants since the 1950s. Atmos Environ 43(1):153–169.

Won, D., E. Lusztyk, et C.Y. Shaw. 2005. Client Report: Target VOC List, Report 1.1 of CMEIAQ-II (Consortium for Material Emission and IAQ Modelling II), IRC-CNRC.

Won, D., G. Nong, W. Yang, et P. Collins. 2014. Client report: Material Emissions Data - VOCs from Wood, Paint, and Insulation Materials, A1-000342, CNRC Construction.

Won, D., G. Nong, W. Yang, et H. Schleibinger. 2013. Client report: Material Emissions Data - 52 Building Materials Tested for 124 Compounds, A1-000342, CNRC Construction.

Ye, W., D. Won, et X. Zhang. 2016. "Examining the applicability of empirical models using short-term VOC emissions data from building materials to predict long-term emissions", Building Simulation, 9, 701–715.