

Influence de la température sur la carbonatation des granulats de béton recyclés

CORVEC Gaël^{1,2}, TURCRY Philippe¹, AIT-MOKHTAR Abdelkarim¹, ARTONI Riccardo², RICHARD Patrick²

¹ LaSIE, UMR CNRS 7556, La Rochelle Université, 17000 La Rochelle, France

² Université Gustave Eiffel, MAST-GPEM, 44344 Bouguenais, France

ABSTRACT Les cimenteries rejettent un gaz concentré en CO₂ et à haute température. La capacité des granulats de béton recyclés (GBR) à fixer du CO₂ par carbonatation pourrait permettre de réduire ces émissions de CO₂. De plus, la carbonatation diminue l'absorption d'eau des GBR améliorant ainsi leur recyclabilité. Cette étude a pour objectif de clarifier l'effet de la température entre 20 et 80°C sur la séquestration du CO₂ afin de sélectionner la température optimale pour carbonater les GBR avec des gaz rejetés par les cimenteries. Le modèle « shrinking-core » avec un contrôle diffusif est utilisé pour prédire la vitesse de carbonatation d'un GBR de rayon 10 mm. Les résultats montrent que la température augmente la diffusion gazeuse dans le grain, et par conséquent la carbonatation principalement grâce à la baisse du degré de saturation en eau.

Keywords carbonatation, granulats de béton recyclés (GBR), piégeage de CO₂, diffusion.

I. INTRODUCTION

La fabrication du ciment est responsable de 7 % des émissions du dioxyde de carbone (CO₂) mondiales à cause du rejet d'au moins 600 kg de CO₂ par tonne de ciment produit. Les émissions de ce gaz à effet de serre proviennent de la réaction de décarbonation à haute température du carbonate de calcium en oxyde de calcium et de la combustion de la matière fossile à la température nécessaire à la transformation.

Les matériaux cimentaires ont la capacité de fixer du CO₂ par carbonatation pendant leur utilisation et après la déconstruction des ouvrages. Avec l'augmentation de la construction des ouvrages en béton, de plus en plus de granulats de béton recyclés (GBR) sont produits. Ils sont obtenus par concassage de structures en béton. En France, l'utilisation de GBR en substitution de granulats naturels dans la formulation d'un béton est réglementée par la norme NF EN 206/CN. Seule une fraction réduite des granulats naturels peut être substituée car les GBR ont souvent une porosité et une capacité d'absorption d'eau plus élevée (de Brito and Saikia, 2013). La carbonatation permet l'amélioration de ces propriétés par la formation de carbonate de calcium dans les pores de ces granulats (Sereng et al., 2021). Ainsi, carbonater les GBR permettrait d'améliorer leur recyclabilité en plus de piéger du CO₂.

Le projet national FastCarb s'intéresse au développement d'un procédé de séquestration par les GBR du CO₂ des fumées de cimenteries. La température de ces dernières dans les

démonstrateurs à grande échelle du projet atteint 80°C. D'après (Hassan, 2005), la température peut même dépasser 160°C.

La température a des effets complexes sur les différents processus de carbonatation. D'un côté, l'augmentation de la température réduit la taille du milieu réactionnel en diminuant la quantité d'eau dans les pores (Drouet, 2010). La solubilité des principaux réactifs de la carbonatation, portlandite, silicates de calcium hydratés (C-S-H) et CO₂, diminue aussi avec l'augmentation de la température (De Hemptinne and Behar, 2000; Glasser et al., 2005). De l'autre côté, l'augmentation de température baisse la solubilité de la calcite, produit de la réaction (Coto et al., 2012). Mais elle accélère les transports comme la diffusion gazeuse (Jooss and Reinhardt, 2002) et la diffusion ionique des réactifs dans la solution interstitielle (Omrani et al., 2022; Peycelon et al., 2006). Les études sur la carbonatation dans sa globalité montrent une influence contrastée de la température. L'étude de (Papadakis et al., 1991) a montré une augmentation de 20 % de la profondeur carbonatée entre 22 et 42°C à humidité relative (HR) de 65% sur des bétons initialement secs. On montre une augmentation de 34 % du piégeage du CO₂ par des GBR entre 20 et 40°C pour une même teneur en eau initiale (Sereng et al., 2021). (Liu et al., 2001) a étudié la carbonatation entre 20 et 100°C de déchets de poussière de béton cellulaires autoclavés. On y observe un pic de séquestration du CO₂ à 60°C (jusqu'à 7 fois sa valeur à 20°C) puis une chute de cette séquestration. Il a été montré par (Drouet, 2010) qu'entre 20 et 80°C la température n'a pas le même effet sur la carbonatation de bétons à l'équilibre hydrique avec l'ambiance suivant le type de ciment utilisé. Pour une HR donnée, la profondeur carbonatée est 3,4 fois plus importante à 80°C qu'à 20°C pour une pâte de ciment avec du CEM I et l'on observe un maximum à 50°C pour une pâte avec du CEM V/A. Sur une plage de température de 20 à 300°C, (Wang et al., 2021) observent une augmentation de la quantité de CO₂ fixé par des pâtes de ciment initialement saturées en eau puis placées dans un gaz sec entre 20 et 100°C, atteignant une efficacité 8,5 fois supérieure qu'à température ambiante, puis une diminution jusqu'à 300°C.

Le but de cette étude est de clarifier l'influence de la température entre 20 et 80°C sur la carbonatation accélérée des GBR. Elle porte principalement sur l'impact de la température sur la diffusion du CO₂. Pour cela, le modèle « shrinking-core » est utilisé pour prédire la masse de CO₂ piégée dans un grain au cours du temps selon son environnement.

II. Phénomènes étudiés et outils mis en œuvre

A. État de l'art

La carbonatation d'un matériau cimentaire est un processus de transports et réactions. Tout d'abord, le CO₂ diffuse dans la structure poreuse du matériau. Le CO₂ peut se dissoudre dans la solution interstitielle. Il peut ensuite précipiter avec les ions de calcium dissouts dans la solution interstitielle provenant de la portlandite et des hydrates à base d'aluminates ou réagir avec le calcium des C-S-H afin de former de la calcite (CaCO₃).

L'équation de conservation du CO₂ pendant la carbonatation s'écrit pour une réaction du premier ordre (1).

$$\frac{\partial}{\partial t} (\Phi(1 - S + S \cdot K_H)[CO_2]) = \text{div}(D \cdot \overrightarrow{\text{grad}}[CO_2]) - \Phi \cdot S \cdot k \cdot K_H [CO_2] \quad (1)$$

avec : S [-] le degré de saturation, Φ [-] la porosité du matériau, K_H [-] la constante de Henry, $[CO_2]$ [mol/m³] la concentration du gaz en CO₂, D [m²/s] le coefficient de diffusion du CO₂ dans le matériau et k [s⁻¹] la constante de réaction de consommation du CO₂.

La diffusion est l'un des principaux modes de transport d'un gaz. Elle est provoquée par un gradient de concentration et définie par la seconde loi de Fick (2).

$$\frac{\partial [CO_2]_g}{\partial t} = \text{div}(D \cdot \overrightarrow{\text{grad}}[CO_2]) \quad (2)$$

Dans un milieu poreux, plusieurs régimes de diffusion peuvent exister. Quand la taille des pores est bien plus grande que le libre parcours moyen de la molécule de CO₂, le coefficient de diffusion suit le régime libre (3).

$$D_L = \frac{1}{3} \frac{(k_B T)^{3/2}}{P \pi d^2} \sqrt{\frac{4}{\pi m}} \quad (3)$$

avec : D_L [m²/s] le coefficient de diffusion libre, k_B [J/K] la constante de Boltzmann, T [K] la température, d [m] le diamètre des molécules de CO₂ de masse m [kg] et P [Pa] la pression. Le coefficient de diffusion est alors proportionnel à $T^{3/2}$.

Pour des tailles de pores comparables ou inférieures au libre parcours moyen, les collisions entre les molécules de gaz et les parois ne sont plus négligeables. Si ces collisions sont majoritaires devant les collisions entre les molécules, la diffusion passe dans le régime de Knudsen. Le coefficient de diffusion de Knudsen (D_K [m²/s]) pour des pores cylindriques de rayon r_p [m] est donné par l'équation (4).

$$D_K = \frac{2}{3} r_p \sqrt{\frac{8k_B T}{\pi m}} \quad (4)$$

Dans le régime de Knudsen, le coefficient de diffusion est proportionnel à $T^{1/2}$.

Dans les tailles de pores intermédiaires, le régime libre et de Knudsen coexistent. Le coefficient de diffusion mixte (D_m [m²/s]) est alors défini par la relation (5).

$$\frac{1}{D_m} = \frac{1}{D_L} + \frac{1}{D_K} \quad (5)$$

Selon (Jooss and Reinhardt, 2002), le coefficient de diffusion de l'eau dans des bétons suit le régime libre entre 20 et 80°C. Nous considérerons aussi dans notre étude que le coefficient de diffusion du CO₂ dans les pores varie comme le régime libre (3). Le coefficient de diffusion dans l'air à 20°C du CO₂ est de 1,6.10⁻⁵ m²/s, ce qui donne l'expression de D_L (6) utilisée ici.

$$D_L = 1,6 \cdot 10^{-5} \left(\frac{T}{293}\right)^{3/2} \quad (6)$$

Pour prédire le coefficient de diffusion effectif (D_e [m²/s]) en fonction de la porosité et du degré de saturation en eau, la relation empirique de Millington peut être utilisée (Millington, 1959) :

$$D_e = D_L \Phi^a (1 - S)^b \quad (7)$$

Pour la suite, les paramètres de calage a [-] et b [-] sont pris égaux à 3 et 2,2 respectivement d'après (Gendron, 2019).

L'humidité relative (HR [%]) est reliée à la pression de vapeur d'eau (P_v [Pa]) et la pression de vapeur saturante P_{vs} [Pa] par : $HR=100.(P_v/P_{vs})$. Or P_{vs} augmente avec la température.

Pour la cinétique de la réaction, (Thiery, 2005) a montré que l'étape la plus lente est la carbonatation des C-S-H. A 20°C, elle est prise égale à $3,3.10^{-4} \text{ s}^{-1}$. L'impact de la température n'a pas été déterminé pour la carbonatation des C-S-H. Cet impact est considéré dans notre étude qu'il suit la même dépendance à la température que la diffusion des ions Ca^{2+} en solution. Or, (Peycelon et al., 2006) a montré expérimentalement que la diffusion du calcium suit la loi d'Arrhenius avec une énergie d'activation de 44 kJ/mol.

La constante de Henry (K_H [-]) baisse avec l'augmentation de la température, d'après les travaux de (De Hemptinne and Behar, 2000).

B. Modèle « Shrinking-core »

Le modèle « shrinking-core » avec un contrôle diffusif est utilisé pour représenter la réaction hétérogène entre un fluide et un grain solide dont la diffusion du gaz dans le matériau est l'étape la plus limitante du processus. Dans ce modèle, la réaction s'effectue d'abord à la surface du grain de rayon R_g [m] puis progresse vers l'intérieur laissant le bord complètement converti (Figure 1). Le gaz entourant le grain a une concentration constante égale à $[\text{CO}_2]_g$ [mol/m³]. Le grain est composé pendant la réaction d'un cœur non carbonaté de rayon r_c [m] et de teneur en matière carbonatable (Portlandite et C-S-H) n_{c0} [mol/m³] et d'une couche externe totalement carbonatée d'épaisseur ($R_g - r_c$).

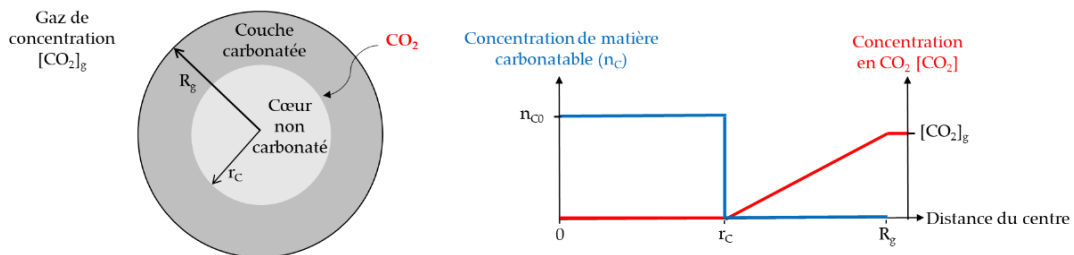


FIGURE 1. Schéma du modèle « shrinking-core » contrôlé par la diffusion (gauche) et profil de concentration en CO_2 et matière carbonatable (droite).

A l'aide de l'intégration du bilan de matière local dans la couche carbonatée du grain, (Levenspiel, 1999) a déterminé une relation d'avancement (8) du rayon de carbonatation (r_c [m]).

$$\frac{t}{t_{\text{tot}}} = 1 - 3\left(\frac{r_c}{R_g}\right)^2 + 2\left(\frac{r_c}{R_g}\right)^3 \quad (8)$$

avec : t [s] le temps et t_{tot} [s] le temps nécessaire pour que tout le grain soit carbonaté, déterminé par l'expression (9).

$$t_{\text{tot}} = \frac{n_{c0} R_g^2}{6D[\text{CO}_2]_g} \quad (9)$$

On détermine $\Delta m/m$ [g/kg] comme la masse de CO_2 fixé rapportée à la masse du grain initial avec la relation (10), où : M_{CO_2} [g/mol] est la masse molaire du CO_2 et ρ [kg/m] la masse volumique du matériau.

$$\Delta m/m = \frac{M_{\text{CO}_2} n_{c0}}{\rho} \left(1 - \left(\frac{r_c}{R_g}\right)^3\right) \quad (10)$$

C. Matériaux

Les GBR ont des compositions minérales très diverses. Le ciment CEM I est le ciment le plus couramment utilisé dans les grands ouvrages, donc c'est le ciment qui devrait être trouvé en plus grande quantité dans les GBR. Le matériau sélectionné pour la modélisation de cette étude est un béton à base CEM I de rapport E/C=0,4 dont les propriétés ont été publiées par (Drouet, 2010). Sa porosité est de 12,6 %, sa masse volumique à l'état saturé de 2,47 kg/m³. Il est composé de 1,5 mol/L de C-S-H et 1,6 mol/L de portlandite donnant n_{c0} égale à 3,1 mol/L. L'étude portera sur des sphères de rayon 1 à 20 mm modélisant des grains de béton concassé d'une composition homogène.

L'augmentation de la température diminue la rétention d'eau du matériau (Drouet, 2010). L'équation de Van Genuchten (11) permet de décrire le degré de saturation en eau en fonction de P_v . Avec : P_0 [Pa] et m [-] des paramètres de calage qui varient suivant la température.

$$S = \left[1 + \left(\frac{P_v}{P_0}\right)^{\frac{1}{1-m}}\right]^{-m} \quad (11)$$

TABLEAU 1. Paramètres de l'équation de Van Genuchten calés à partir des données de (Drouet, 2010).

Température (°C)	20	50	80
P_0 (MPa)	51,4	18,9	8,1
m	0,465	0,457	0,458

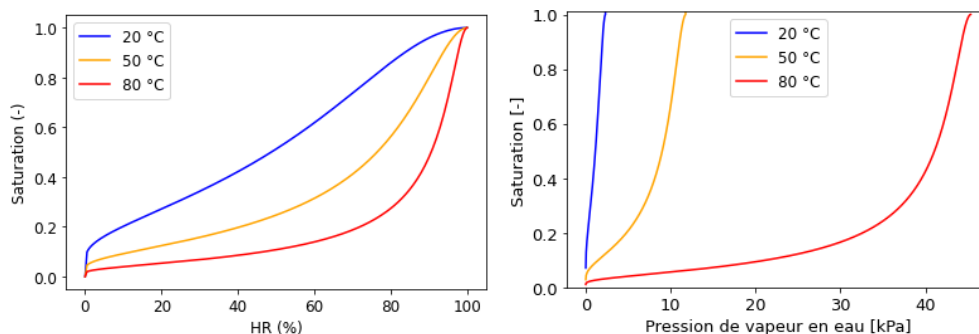


FIGURE 2. Isothermes de désorption déterminées par l'équation de Van Genuchten et les paramètres de (Drouet, 2010) en fonction de HR à gauche et de P_v à droite.

Les paramètres de l'équation de Van Genuchten utilisés donnés dans le (Tableau 1) sont ceux déterminés pour la pâte de ciment CEM I dans (Drouet, 2010). Les auteurs expliquent que les isothermes sont proches en changeant d'échelle entre les pâtes et bétons de même nature. Les isothermes de désorption ainsi obtenues pour 3 températures sont représentées sur la Figure 2. Les matériaux sont considérés initialement et pendant la carbonatation en équilibre hydrique et thermique avec leur environnement.

La carbonatation est étudiée dans ce travail dans l'optique de piéger du CO_2 en sortie de cimenterie. La concentration du gaz carbonique rejeté par les cimenteries est entre 14 et 33% (Wang et al., 2022). À la suite des mesures faites dans les démonstrateurs du PN Fastcarb, elle est prise ici égale à 15 %, c'est-à-dire une pression partielle de CO_2 (p_{CO_2} [Pa]) de 15 kPa. La concentration molaire $[\text{CO}_2]_g$ varie selon la loi des gaz parfaits (12) avec R [J/mol/K] la constante des gaz parfaits.

$$[\text{CO}_2]_g = \frac{p_{\text{CO}_2}}{RT} \quad (12)$$

On observe que $[\text{CO}_2]_g$ est inversement proportionnellement à la température.

III. Résultats

A. Validation du régime contrôlé par la diffusion

L'utilisation du modèle « shrinking-core » gouverné par la diffusion suppose que celle-ci est beaucoup plus lente que la cinétique de consommation du CO_2 par la réaction de carbonatation. On considère que la carbonatation ne s'effectue qu'au front de carbonatation. Seule la diffusion du CO_2 dans le grain contrôle la progression du front raide au cours de la réaction. Si, au contraire, la réaction est lente comparée à la diffusion du CO_2 dans le matériau, la réaction aura lieu sur un front de carbonatation plus diffus.

Afin de vérifier que la diffusion est plus lente que la réaction, le module de Thiele (M_T) correspondant au rapport d'un temps caractéristique de la diffusion et d'un temps caractéristique de la réaction (τ_D/τ_R) est introduit. Nous considérerons que la carbonatation suit le modèle

« shrinking-core » contrôlé par la diffusion si $M_T > 4$ et que la réaction est limitante si $M_T < 0,4$ d'après (Levenspiel, 1999).

Les temps caractéristiques peuvent être déterminés à partir de l'équation de conservation du CO_2 (1). Le temps caractéristique de la diffusion s'écrit comme la relation (13), avec L [m] une longueur caractéristique.

$$\tau_D = \frac{\Phi(1 - S + S.K_H)L^2}{D} \quad (13)$$

Le temps caractéristique de la cinétique chimique peut se définir par la relation (14).

$$\tau_R = \frac{(1 - S + S.K_H)L^2}{S.K_H.k} \quad (14)$$

Le module de Thiele peut alors être exprimé par (15).

$$M_T = \Phi.S.K_H.k \frac{L^2}{D} \quad (15)$$

L est pris égal à R_g le rayon du grain. M_T a été calculé en fonction de R , S et T (Figure 3). Le modèle n'est valable qu'aux forts degrés de saturation. De plus, la plage de validité du modèle s'agrandit par l'augmentation de la température et la diminution du rayon. Un grain de rayon inférieur ou égal à 1mm se carbonate principalement suivant la cinétique chimique ou par la diffusion s'il est très saturé ($>0,9$ à 80°C).

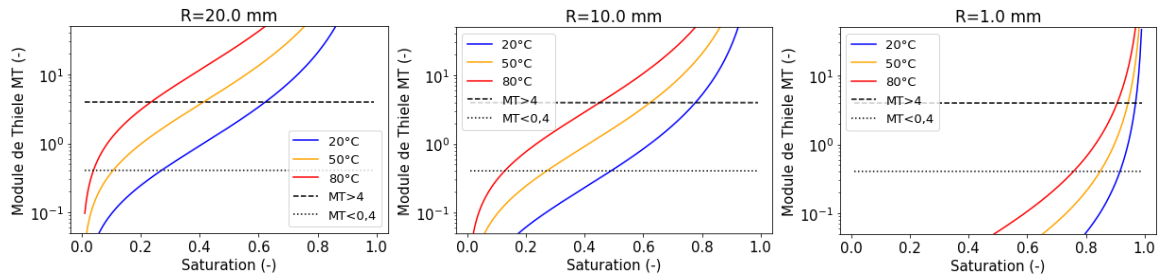


FIGURE 3. Domaine de validité du modèle « shrinking-core » contrôlé par la diffusion au-dessus de la droite en pointillés gras ($M_T > 4$) et contrôlé par la réaction en dessous de la droite en pointillés fins ($M_T < 0,4$) sur des grains de rayon 20 mm, 10 mm et 1 mm.

Nous prendrons dans la suite de l'étude un grain de rayon de 10 mm. Pour valider que la carbonatation est contrôlée par la diffusion, il faut donc que la saturation S soit : $> 0,77$ à 20°C ; $> 0,62$ à 50°C et $> 0,45$ à 80°C . Nous étudions le cas d'un grain de degré de saturation de $0,8$ à 20°C .

B. Carbonatation à degré de saturation donné

Pour un degré de saturation donné, t_{tot} ne varie suivant la température que par le biais de $D \sim T^{3/2}$ (6) et $[\text{CO}_2]_g \sim 1/T$ (12). Cela donne $t_{\text{tot}} \sim T^{-1/2}$. Entre 20 et 80°C , le temps de carbonatation total est réduit de 9%. Un très faible impact de la température sur la vitesse de carbonatation est donc observable pour un degré de saturation donné (Figure 4).

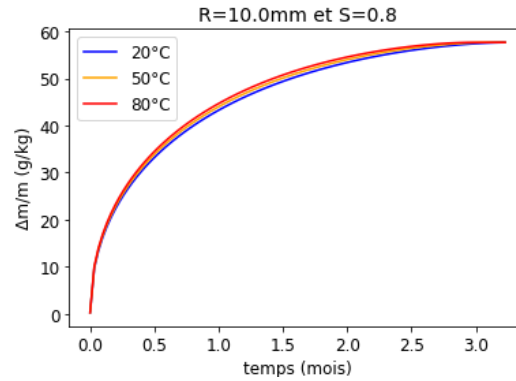


FIGURE 4. Influence de la température sur la carbonatation d'un grain de rayon $R=10$ mm pour $S=0.8$.

Afin de vérifier qu'on observe aussi expérimentalement une faible influence de la température sur la vitesse de carbonatation à saturation donnée, on exploite les résultats obtenus par (Drouet, 2010). L'auteure observe que la profondeur de carbonatation dans des cylindres préalablement mis à l'équilibre hydrique soumis à une carbonatation accélérée augmente avec la température à HR donnée (Figure 5 – gauche). En utilisant l'équation de Van Genuchten (11) et les paramètres du Tableau 1, on estime la saturation des échantillons pendant les expériences. Cela nous permet de tracer sur la Figure 5 (droite) les profondeurs de carbonatation aux 3 températures en fonction du degré de saturation. Sur cette représentation, la profondeur de carbonatation aux forts degrés de saturations ne semble pas dépendre de la température mais uniquement du degré de saturation. Cela confirme les observations faites à l'aide du modèle : pour une saturation donnée, le grain doit se carbonater à la même vitesse quelle que soit la température entre 20 et 80°C.

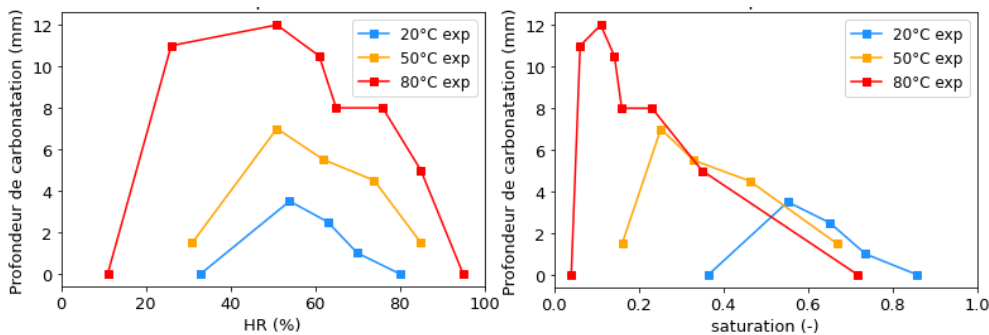


FIGURE 5. Profondeurs de carbonatation mesurées sur des pâtes de ciment à plusieurs températures (Drouet, 2010) en fonction de HR (à gauche) et en fonction de la saturation (à droite).

C. Carbonatation pour une humidité relative donnée

On décide d'observer l'impact de la température sur la quantité relative de CO_2 piégée pour une HR donnée. Afin d'avoir le même test de référence à 20°C que précédemment, on choisit une HR

de 75 % correspondant à un degré de saturation de 0,8 à cette température. On observe sur la Figure 6 (gauche), un fort impact de la température sur l'efficacité du piégeage du CO₂. Au bout de 1 jour, 9,6 g de CO₂ ont été fixés par kg de béton à 20°C, alors qu'à 50°C c'est 2,7 fois plus et à 80°C 3,9 fois plus. La baisse du degré de saturation dans le matériau due à l'augmentation de la température favorise la diffusion dans le matériau et accélère la carbonatation.

Les gaz rejetés par les cimenteries ont une pression de vapeur d'eau fixe, difficilement modifiable pour un dispositif de carbonatation accéléré. Il est donc essentiel de comprendre l'influence de la température sur la carbonatation à cette pression de vapeur. Dans l'objectif de toujours avoir un degré de saturation de 0,8 à 20°C, la pression de vapeur d'eau est choisie égale à 1,75 kPa. La Figure 6 (droite) donne la quantité relative de CO₂ piégé au cours du temps à cette pression de vapeur. A 20°C, on piège 9,6 g/kg le premier jour, 4,3 fois plus à 50°C et 4,8 fois plus à 80°C. On observe un impact plus important de la température à P_v donnée qu'à HR fixe car le degré de saturation est plus impacté dans le premier cas, comme le montre la Figure 2.

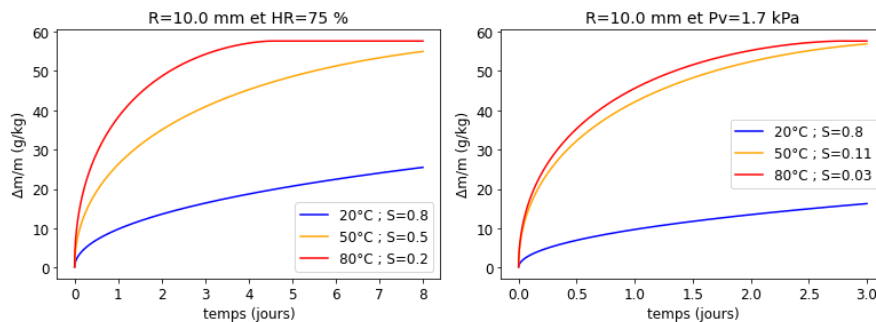


FIGURE 6. Piégeage de CO₂ Δm/m en g de CO₂ par kg de béton à HR constante à gauche et à P_v constante à droite.

Il est à noter toutefois que pour les matériaux à 50°C et 80°C les degrés de saturation en eau ne sont pas supérieurs à 0,62 et 0,45 respectivement. Ainsi, la validité du modèle trouve sa limite. La condition $M_T > 4$ n'est donc pas vérifiée et la cinétique de la réaction devrait donc être prise en compte pour estimer la vitesse de carbonatation. Cela étant, le modèle « shrinking-core » nous permet d'observer que l'augmentation de la température augmente le coefficient de diffusion par la simple diminution du degré de saturation en eau du grain.

Dans les cimenteries, la pression de vapeur d'eau du gaz rejeté est aux alentours de 7,1 kPa d'après (Wang et al., 2022). Cette pression de vapeur d'eau est égale à la pression de vapeur saturante de l'eau à 40°C. On peut donc s'attendre à la condensation de l'eau et la saturation totale du GBR pour les températures inférieures à 40°C. Il est donc essentiel que la température des gaz rejetés par les cimenteries soit au-dessus de 40°C pour fixer efficacement du CO₂.

IV. Conclusion

Dans cette étude, l'impact de la température (20-80°C) sur la vitesse de piégeage du CO₂ par les GBR a été estimé à l'aide du modèle « shrinking-core » avec un contrôle diffusif. L'estimation des

temps caractéristiques des régimes de diffusion et de réaction chimique a permis de montrer que ce modèle est valide sur la plage de degré de saturation élevé. L'utilisation du modèle montre que, pour un degré de saturation donné, la carbonatation est peu affectée par la température entre 20 et 80°C. L'influence de la température sur la carbonatation est le résultat de l'augmentation du coefficient de diffusion, provenant plus de la diminution du degré de saturation en eau que de l'augmentation de la diffusivité en température.

V. Remerciements

Les auteurs remercient l'ANR pour le financement du projet CO2ncrete.

REFERENCES

- de Brito, J., Saikia, N., 2013. Use of Construction and Demolition Waste as Aggregate: Properties of Concrete, in: *Recycled Aggregate in Concrete, Green Energy and Technology*. Springer London, London, pp. 229–337. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-4540-0_5
- De Hemptinne, J.C., Behar, E., 2000. Propriétés thermodynamiques de systèmes contenant des gaz acides. Étude bibliographique. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP* 55, 617–637. <https://doi.org/10.2516/ogst:2000047>
- Drouet, E., 2010. Impact de la température sur la carbonatation des matériaux cimentaires: prise en compte des transferts hydriques.
- Gendron, F., 2019. Carbonatation des matériaux cimentaires : étude de la diffusion du CO₂.
- Glasser, F.P., Pedersen, J., Goldthorpe, K., Atkins, M., 2005. Solubility reactions of cement components with NaCl solutions: I. Ca(OH)₂ and C-S-H. *Advances in Cement Research* 17, 57–64. <https://doi.org/10.1680/adcr.2005.17.2.57>
- Hassan, S.M.N., 2005. Techno-Economic Study of CO₂ Capture Process for Cement Plants.
- Jooss, M., Reinhardt, H.W., 2002. Permeability and diffusivity of concrete as function of temperature. *Cement and Concrete Research* 32, 1497–1504. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(02\)00812-8](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(02)00812-8)
- Levenspiel, O., 1999. *Chemical reaction engineering*. Hauptbd., 3. ed. ed. Wiley, New York Weinheim.
- Liu, L., Ha, J., Hashida, T., Teramura, S., 2001. Development of a CO₂ solidification method for recycling autoclaved lightweight concrete waste. *JOURNAL OF MATERIALS SCIENCE LETTERS* 4. <https://doi.org/10.1023/A:1012591318077>
- Millington, R.J., 1959. Gas Diffusion in Porous Media. *Science* 130, 100–102. <https://doi.org/10.1126/science.130.3367.100-a>
- Omrani, S., Ghasemi, M., Mahmoodpour, S., Shafiei, A., Rostami, B., 2022. Insights from molecular dynamics on CO₂ diffusion coefficient in saline water over a wide range of temperatures, pressures, and salinity: CO₂ geological storage implications. *Journal of Molecular Liquids* 345, 117868. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2021.117868>
- Papadakis, V.G., Vayenas, C.G., Fardis, M.N., 1991. Fundamental Modeling and Experimental Investigation of Concrete Carbonation. *MJ* 88. <https://doi.org/10.14359/1863>
- Peycelon, H., Blanc, C., Mazoin, C., 2006. Long-term behaviour of concrete: Influence of temperature and cement binders on the degradation (decalcification/hydrolysis) in saturated conditions. *Revue Européenne de Génie Civil* 10, 1107–1125. <https://doi.org/10.1080/17747120.2006.9692907>

- Sereng, M., Djerbi, A., Metalssi, O.O., Dangla, P., Torrenti, J.-M., 2021. Improvement of Recycled Aggregates Properties by Means of CO₂ Uptake. *Applied Sciences* 11, 6571. <https://doi.org/10.3390/app11146571>
- Thiery, M., 2005. Modelling of atmospheric carbonation of cement based materials considering the kinetic effects and modifications of the microstructure and the hydric state.
- Wang, D., Noguchi, T., Nozaki, T., Higo, Y., 2021. Investigation of the carbonation performance of cement-based materials under high temperatures. *Construction and Building Materials* 272, 121634. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121634>
- Wang, D., Xiao, J., Duan, Z., 2022. Strategies to accelerate CO₂ sequestration of cement-based materials and their application prospects. *Construction and Building Materials* 314, 125646. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.125646>