

La modélisation numérique et l'ingénierie de l'environnement

Résumé Afin de montrer l'application de la modélisation et de la simulation des procédés dans le domaine du génie de l'environnement, deux exemples sont proposés. Le premier présente l'adsorption de micropolluants à l'état de traces dans l'eau à potabiliser sur des tissus de carbone activé. Des modèles permettent d'approcher les vitesses d'élimination et les capacités d'adsorption de ces composés sur ces matériaux poreux. Le deuxième exemple relate l'absorption de composés organiques volatils (COV) par des solutions organiques de lavage pour l'élimination de composés hydrophobes. Les modèles de transfert permettent une approche de dimensionnement et de performances des procédés mis en œuvre.

Mots-clés Ingénierie de l'environnement, adsorption, absorption, modélisation, simulation.

Abstract Process modeling and environmental engineering

In order to show the applications of process modeling and simulation in the field of environmental engineering, two examples are proposed. The first one presents the adsorption of trace micropollutants in water to produce drinking water on activated carbon fiber cloth. With these models it is possible to approach the rates of elimination and the adsorption capacities of these compounds on these porous media. The second example relates the absorption of volatile organic compounds (VOCs) by organic solutions scrubbing for the removal of hydrophobic compounds. The mass transfer models allow determining the design and the performance of the processes.

Keywords Environmental engineering, adsorption, absorption, modeling, simulation.

Le génie chimique appliqué aux traitements de l'eau et de l'air

Intelligence artificielle, numérique, modélisation... sont des expressions largement utilisées dans les médias. De nombreux recherches et développements industriels utilisant l'intelligence artificielle sont lancés dans la mécanique, le transport, la communication... Mais qu'en est-il pour l'ingénierie de l'environnement, et en particulier pour les procédés de protection de l'environnement ?

Du fait des activités humaines et dans le but de la préservation de la santé humaine et de l'environnement, le traitement et l'épuration des eaux, la purification de l'air et des émissions gazeuses ainsi que le traitement et la valorisation des déchets sont une nécessité. Afin de mettre à disposition des procédés performants et économiques en énergie, il est nécessaire de faire appel aux grands domaines scientifiques dans une approche multidisciplinaire. Il convient cependant de noter quelques spécificités de l'ingénierie de l'environnement. En effet, les flux volumiques sont généralement d'importance, la nature des mélanges est complexe et fluctuante, et les cibles des traitements peuvent présenter de très faibles concentrations. D'autre part, leurs mises en œuvre résultent le plus souvent de contraintes réglementaires. Ainsi, l'évaluation du retour sur investissement repose sur une analyse « coût de l'action » versus « coût de l'inaction » au niveau d'un territoire ou d'une collectivité qui dépasse largement le périmètre des seules entités émettrices [1].

La recherche et le développement de ces procédés demandent une approche expérimentale d'ampleur en laboratoire et sur les sites industriels [2]. Les procédés de traitement sont ainsi conçus, réalisés et appliqués à différentes échelles sous la forme d'unités pilotes. Les mécanismes sont étudiés, les performances suivant les conditions opératoires sont déterminées et le dimensionnement du procédé est réalisé pour une application industrielle. Ces différentes séquences mobilisent d'importants moyens humains et financiers. Dans le but de

conceptualiser les multiples opérations et afin de minimiser l'effort consenti au développement du procédé de traitement, il est fait appel à la modélisation, la simulation et la prévision numérique.

Pour montrer l'apport de la modélisation numérique dans les procédés de préservation de l'environnement, il aurait été possible de présenter les concepts de la modélisation et un panorama de modèles de systèmes de traitement et d'épuration. Il est apparu plus intéressant d'illustrer le propos par deux exemples dans les domaines des traitements de l'eau et de l'air. Ces travaux ont été conduits en collaboration, depuis une dizaine d'années, avec des sociétés privées comme des producteurs de charbon actif, des sociétés de service dans le domaine de l'ingénierie de l'environnement ou des sites industriels requérant des procédés de traitement spécifiques pour leurs problématiques d'émissions gazeuses ou de rejets aqueux.

Élimination de micropolluants par adsorption sur tissus de carbone activé

La présence de pesticides, insecticides, herbicides, œstrogènes, résidus de médicaments... dans la ressource en eau et dans les eaux usées est détectée à des concentrations de quelques $\mu\text{g L}^{-1}$ aux ng L^{-1} , voire la centaine de pg L^{-1} , par des analyses utilisant la GC/MS ou HPLC/MS [3-5]. La présence de ces micropolluants est due principalement à l'activité humaine. Par exemple, l'utilisation de pesticides en agriculture ou la prise de médicaments par un particulier amènera le relargage via les eaux usées épurées dans les eaux de surface ou la percolation dans les sols jusqu'aux eaux souterraines. Ces eaux pourront être utilisées comme ressource pour la production d'eau potable. On rencontre ainsi des herbicides comme du glyphosate, mais aussi de l'atrazine, des médicaments comme du paracétamol (analgésique) ou le diclofénac et l'ibuprofène (anti-inflammatoires), des plastifiants comme le bisphénol A. On trouve aussi presque systématiquement

Tableau I - Propriétés des micropolluants utilisés en adsorption sur tissus de carbone activé.

Composés	Acétaminophène	Caféine	Diclofénac	Carbamazépine	Ibuprofène	Mécoprop	Bisphénol A	Benzotriazole
N° CAS	103-90-2	58-08-2	15307-86-5	298-46-4	15687-21-1	93-65-2	80-05-7	95-14-7
Structure	C ₈ H ₉ NO ₂	C ₈ H ₉ N ₄ O ₂	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	C ₁₃ H ₁₈ O ₂	C ₁₀ H ₁₁ ClO ₃	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	C ₆ H ₅ N ₃
MM (g mol ⁻¹)	151,16	194,19	296,15	236,27	206,28	214,65	228,29	119,12
pKa ₁ /pKa ₂	9,5	1,2/14	4,2	2,3/14	4,5	3,9	9,6	0,6/8,3
Log Kow	0,46	-0,07	4,51	2,45	3,97	3,13	3,32	1,44
Solubilité (g L ⁻¹)	14,9	21,7	2,4 x 10 ⁻³	17,7 x 10 ⁻³	21,3 x 10 ⁻³	7,3 x 10 ⁻¹	1,2 x 10 ⁻¹	19,8

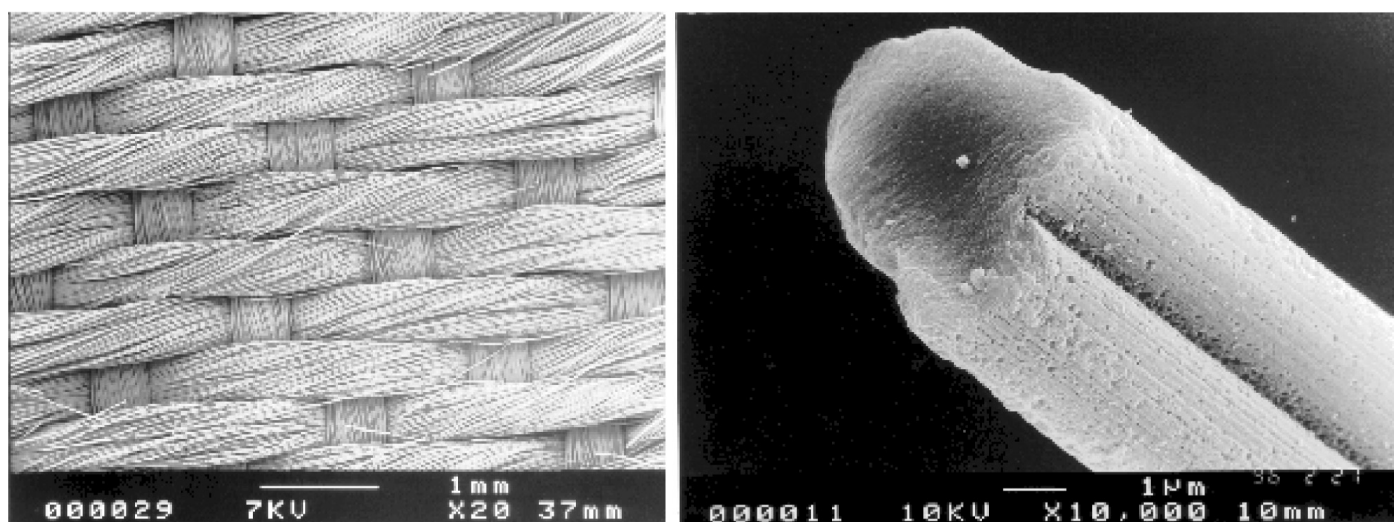


Figure 1 - Photos d'un tissu de carbone activé.

de la caféine. Ces différentes molécules sont retrouvées dans les eaux à l'état de traces, soit de l'ordre de 1 ng L⁻¹.

Il convient d'éliminer ces molécules indésirables avant la consommation des eaux ou leur rejet dans le milieu naturel. Dans les filières de traitement d'eau à potabiliser, et maintenant de plus en plus dans les stations d'épuration d'eaux usées, des étapes d'adsorption de micropolluants sur charbon actif sont présentes. Elles consistent à injecter directement de la poudre dans l'eau, à faire passer l'eau sur des filtres garnis de grains, ou encore à utiliser des lits fluidisés de micrograins de charbon actif. Ces procédés sont par nature en régime transitoire ou au mieux pseudo-permanent (i.e. une superposition de processus transitoires). Afin de définir les conditions opératoires associées aux meilleures performances du procédé et des adsorbants, il convient, dans un premier temps, de réaliser des tests en système discontinu (batch) en déterminant les cinétiques et les équilibres isothermes d'adsorption.

Dans l'exemple présenté ici, des micropolluants organiques en mélange sont éliminés d'une eau naturelle par adsorption sur un tissu de carbone activé [6]. Les données expérimentales des courbes cinétiques et d'isothermes d'adsorption sont simulées en combinant deux modèles : les équations issues de la théorie des solutions idéales adsorbées (IAST), et les équations du modèle de diffusion de surface homogène (HSDM) [7].

Dans une eau naturelle contenant généralement quelques mg L⁻¹ de carbone organique, provenant de la matière organique naturelle (MON), les micropolluants se retrouvent à des concentrations de traces dans un mélange complexe. Dans l'exemple présenté, neuf micropolluants potentiellement rencontrés dans les eaux à potabiliser ont été testés [8-9] (voir *tableau I*). Les conditions d'analyses par UPLC-MS/MS à des concentrations comprises entre 1 ng L⁻¹ et 10 µg L⁻¹ peuvent être trouvées dans la référence [10].

L'adsorbant choisi est un tissu de carbone activé (ACFC) commercial, fourni par la société française Dacarb. La base de viscose est carbonisée et activée pour développer une microporosité interne et donc une large surface spécifique (*figure 1*) [11-12]. Le *tableau II* donne quelques propriétés de cet adsorbant. On remarque une très forte surface spécifique et un volume majoritairement microporeux. Ces deux caractéristiques, liées à une surface externe plus importante que pour les grains ou la poudre de charbon actif, donnent à ces matériaux une cinétique de transfert bien plus importante et une très bonne capacité d'adsorption des molécules.

Les essais d'adsorption sont réalisés avec de l'eau ultrapure (UPW), de l'eau souterraine (GW) contenant des matières organiques d'origine naturelle (MON) de 2,9 ± 0,8 mg C L⁻¹ et de l'eau souterraine diluée au demi (GW/2) pour diminuer, entre autres, la concentration des espèces compétitrices,

Tableau II - Quelques propriétés texturales du tissu de carbone activé.

Surface spécifique ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)	1615
Volume totale de pores ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$)	1,02
Volume microporeux ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$)	0,92
Taille moyenne des pores (nm)	< 0,48

et donc leur impact en termes d'inhibition et/ou de compétition. Les cinétiques d'adsorption et les courbes isothermes d'adsorption ont été tracées expérimentalement.

Modèles utilisés et discussions induites : transfert-adsorption

De nombreux modèles existent dans la littérature pour simuler les données expérimentales de l'adsorption en réacteur discontinu. Toutefois, ces modèles n'intègrent que rarement la compétition entre un ou plusieurs composés identifiés et une matrice complexe largement majoritaire. L'association de deux modèles a donc été choisie. Les équations sont issues de la théorie de la solution adsorbée idéale (IAST) pour simuler les équilibres isothermes et les équations du modèle de diffusion de surface homogène (HSDM) pour décrire les courbes cinétiques (pour un panorama complet des équations utilisées, voir [2]).

Il convient de noter que le comportement de chaque micro-polluant est décrit par les équations du modèle, tout comme la matière organique naturelle qui est considérée comme un seul composé fictif (« Equivalent Background Compound », EBC), dont la concentration, exprimée en milligrammes de carbone organique par litre (mg C L^{-1}), fait partie des grandeurs à identifier. Les paramètres des modèles pour les micropolluants sont déterminés en eau ultrapure, tandis que ceux de l'EBC, qui ne peut être mesuré directement, sont obtenus en observant son influence sur l'adsorption du micropolluant dans l'eau naturelle, la dilution au demi de cette eau fournissant une information spécifiquement liée à la concentration de l'EBC. Leurs valeurs sont déterminées par identification paramétrique grâce à l'application du modèle IAST.

Les modèles [2] sont appliqués aux valeurs des courbes expérimentales de cinétiques et d'isotherme d'adsorption. La figure 2 présente des exemples pour le diclofénac et l'ibuprofène, des anti-inflammatoires non stéroïdiens, médicaments largement utilisés dans le monde, pour le bisphénol A, une molécule plastifiante rentrant dans la composition des plastiques et des résines, et pour la caféine, omniprésente dans les eaux. Du fait d'une utilisation importante de ces molécules, elles sont rencontrées dans les eaux de surface et par percolation dans les sols dans les eaux souterraines.

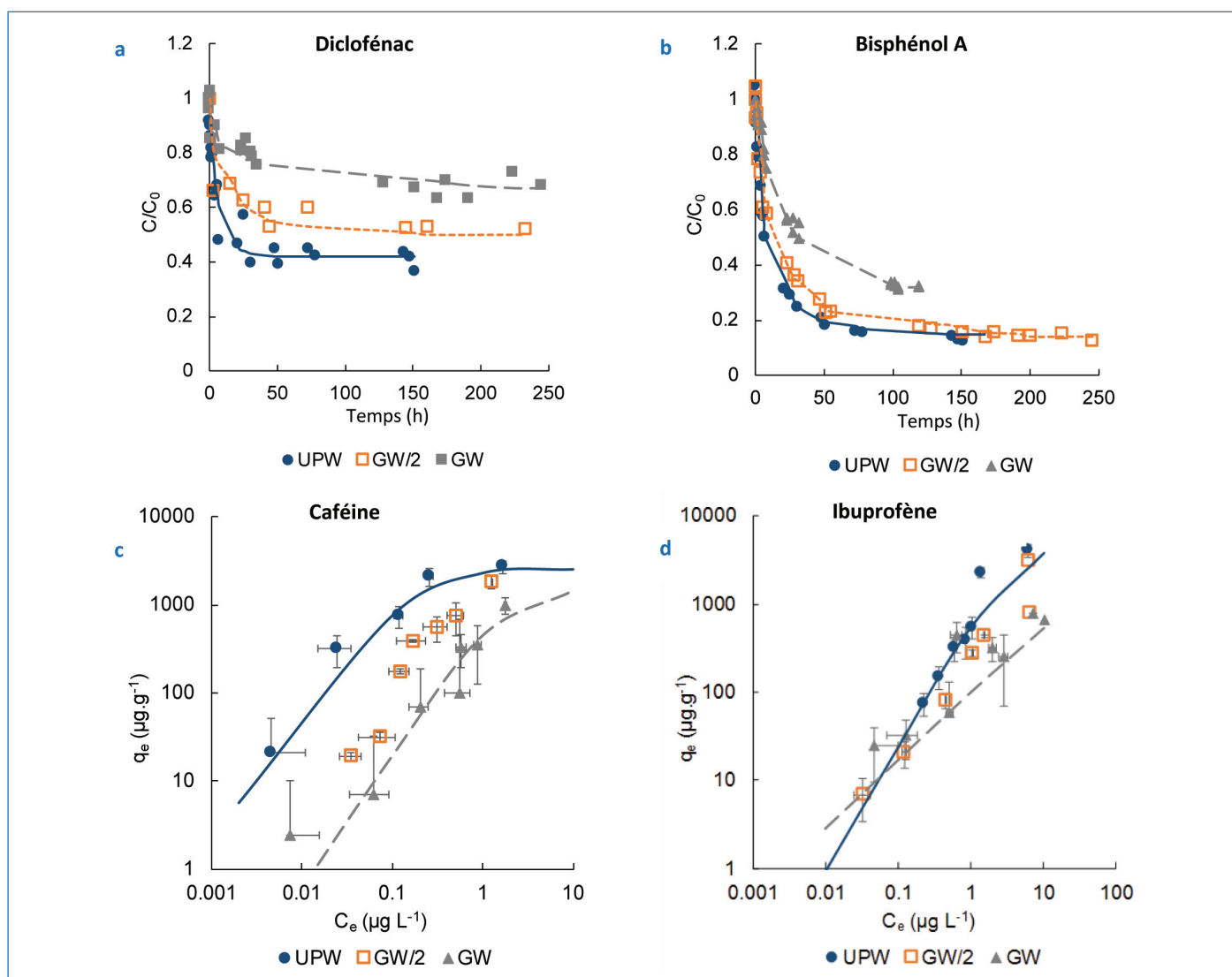


Figure 2 - Cinétiques d'adsorption du diclofénac (a) et du bisphénol A (b) et courbes isothermes ($T = 20^\circ\text{C}$) d'adsorption de la caféine (c) et de l'ibuprofène (d) ($C_0 = 10 \mu\text{g L}^{-1}$) dans de l'eau ultrapure (UPW), souterraine diluée au demi (GW/2) et souterraine (GW). Les traits pleins correspondent aux simulations et les symboles aux points expérimentaux.

C'est pourquoi les tests sont réalisés avec de l'eau ultrapure, prise comme référence, et des eaux à différentes concentrations en matières organiques.

À partir des courbes cinétiques, on peut souligner un rapide transfert de la phase aqueuse vers la surface externe du matériau poreux, bien plus rapide que pour des présentations classiques de charbon actif (poudre ou grain). Les capacités d'adsorption de ces molécules, même à de très faibles concentrations, sont conséquentes et doivent permettre une élimination des micropolluants des eaux à potabiliser.

On obtient une bonne concordance entre les valeurs expérimentales et les données calculées, même aux faibles concentrations proches de quelques ng L^{-1} (figure 2c-d), niveau généralement trouvé dans les ressources en eau.

La modélisation donne aussi quelques informations quant aux mécanismes gouvernant le transfert liquide-solide. Le modèle HSDM considère a priori deux processus : le transfert de masse vers la surface externe des fibres et la diffusion au cœur des fibres en phase adsorbée, également dénommée diffusion de surface ou superficielle. Les coefficients de transfert k_f et de diffusion D_s ainsi que les nombres de Biot sont donnés dans le *tableau III*. En considérant les nombres de Biot (rapport sans dimension du taux de transfert externe à la diffusion de surface), deux situations se sont produites. Pour un nombre de Biot supérieur à 500 (par exemple pour la carbamazépine ou l'ibuprofène dans de l'eau ultrapure), la diffusion superficielle est le seul mécanisme cinétiquement limitant. Pour ces cas, le coefficient k_f n'a pas de signification statistique : la résistance au transfert de masse dans la couche limite autour des fils est négligeable. Il n'y a donc pas de résistance au transfert externe ; les molécules seront rapidement adsorbées sur la surface externe du charbon actif, puis diffuseront dans le volume poreux. On aura ici une diffusion lente dans les pores permettant, si la concentration de micropolluants à l'état de traces est constante, une saturation lente du matériau et un temps de vie relativement long.

Pour les nombres de Biot compris entre 1 et 100, les deux mécanismes (diffusion externe et diffusion interne) coexistent comme étapes limitantes du transfert de masse [2]. Si la diffusion lente dans les pores est un mécanisme identique au précédent, la diffusion externe peut être une étape limitante. Dans ce cas, la cinétique d'adsorption est lente et demandera,

pour une élimination de ces molécules, une dimension plus importante de l'adsorbéur.

Absorption de molécules hydrophobes pour le traitement de l'air

Un grand nombre d'activités industrielles, agroalimentaires ou de traitement de déchets émettent dans l'atmosphère des rejets gazeux chargés de composés organiques volatils (COV). On trouve ainsi dans ces émissions des solvants organiques aromatiques, des solvants chlorés, des alcools, des cétones et des familles de composés odorants... La protection de la santé humaine et de l'environnement a amené le législateur à préconiser des normes drastiques en termes de flux gazeux et de concentrations rejetées. Il faut donc mettre en œuvre des procédés de traitement afin de limiter l'impact des émissions et respecter la législation en vigueur. Des procédés thermiques, thermiques catalytiques et biologiques, la condensation, l'adsorption et l'absorption, sont généralement utilisés suivant les situations rencontrées [13].

Parmi ces procédés, l'absorption gaz-liquide est largement mise en œuvre du fait de sa simplicité de fonctionnement et de ses bonnes performances [14]. On la rencontre en particulier dans le traitement des nuisances olfactives issues de l'épuration des eaux usées domestiques ou industrielles, et dans celui des déchets solides comme les équarrissages, le compostage ou les élevages. L'eau est souvent utilisée comme liquide de lavage de gaz. Cependant, les mélanges gazeux complexes comprennent très souvent un mélange de molécules hydrophiles et hydrophobes. Si les premières sont relativement facilement éliminées en utilisant de l'eau comme solution de lavage, il n'en est pas de même des composés hydrophobes. Depuis quelques années, des recherches et développements sont menés sur l'utilisation de solvants lourds comme des glycols ou des huiles de silicone [15-16] pour absorber les molécules hydrophobes.

Cependant, il est actuellement nécessaire, pour un changement d'échelle et un dimensionnement optimal (passage du stade pilote de laboratoire à l'installation industrielle), de modéliser et simuler ces systèmes innovants d'absorption tant au niveau hydrodynamique que du transfert de matière. En outre, ces modélisations doivent permettre de réaliser

Tableau III - Paramètres issus de la modélisation de l'adsorption de micropolluants traces dans de l'eau ultrapure et dans de l'eau souterraine.

	Eau ultrapure			Eau souterraine		
	D_s ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)	k_f (m s^{-1})	Nombre de Biot	D_s ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)	k_f (m s^{-1})	Nombre de Biot
Caféine	$4,4 \times 10^{-10}$	$1,0 \times 10^2$	32 609	$6,1 \times 10^{-9}$	$4,2 \times 10^{-2}$	3
Acétaminophène	$1,1 \times 10^{-9}$	$4,1 \times 10^{-2}$	2	$2,5 \times 10^{-10}$	$9,6 \times 10^{-3}$	3
Diclofénac	$1,3 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-1}$	867	$4,2 \times 10^{-12}$	$6,5 \times 10^{-2}$	76 521
Carbamazépine	$1,4 \times 10^{-9}$	$7,4 \times 10^{-2}$	7	$2,1 \times 10^{-10}$	$1,1 \times 10^{-1}$	867
Ibuprofène	$4,4 \times 10^{-10}$	$1,4 \times 10^2$	177 170	$8,5 \times 10^{-10}$	$7,4 \times 10^{-2}$	56
Mécoprop	$1,2 \times 10^{-10}$	$2,9 \times 10^{-2}$	7	$9,9 \times 10^{-10}$	$8,5 \times 10^{-2}$	12
Benzotriazole	$4,4 \times 10^{-10}$	$3,9 \times 10^{-2}$	3	$9,6 \times 10^{-10}$	$1,6 \times 10^{-2}$	10
Bisphénol A	$1,2 \times 10^{-11}$	$1,4 \times 10^{-2}$	238	$9,8 \times 10^{-12}$	$8,9 \times 10^{-2}$	857

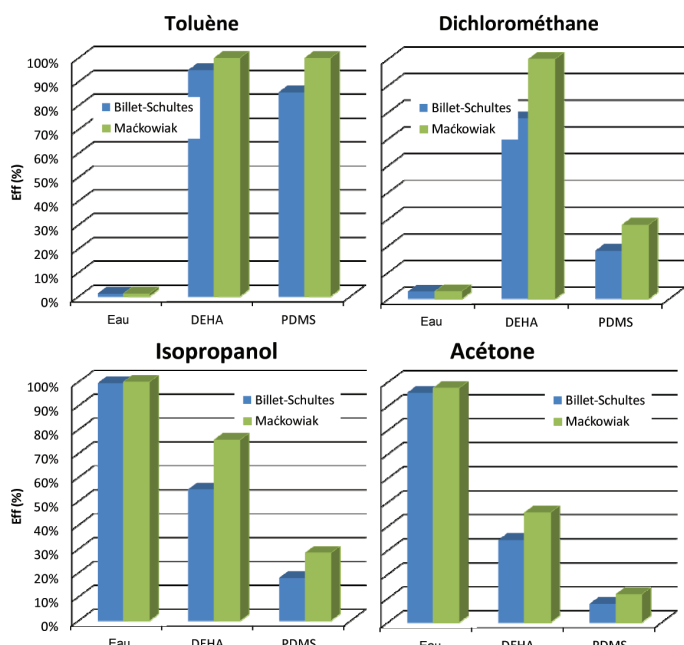


Figure 3 - Efficacité d'élimination modélisée en utilisant les théories de Billet-Schultes et de Maćkowiak.

des études paramétriques et d'obtenir les performances du procédé en fonction de ses dimensions et des conditions opératoires appliquées.

Modélisation de l'absorption de COV

À titre d'exemple de dimensionnement et de simulation, un procédé d'absorption utilisant différents solvants lourds comme solution de lavage pour l'élimination de composés hydrophobes est présenté [17].

Une colonne à garnissage de volume fixe a été simulée pour l'absorption à contre-courant de quatre composés organiques volatils d'hydrophobicité variable (toluène, dichlorométhane, isopropanol et acétone). Ces molécules sont des solvants utilisés classiquement dans la synthèse organique comme réactif ou solvant, mais aussi comme dégraissant pour les traitements de surface par exemple. Ils sont donc rencontrés dans les émissions gazeuses de sites industriels. Les solutions de lavage choisies sont l'eau, prise comme référence, une huile de silicone (PDMS 50) et le DEHA (bis(éthyl-2-hexyl) adipate). Le choix de ces solutions de lavage a été effectué sur une approche multicritère intégrant la non-toxicité, les caractéristiques physico-chimiques, la possible régénération, l'approvisionnement et le coût.

Une approche classique a été adoptée pour déterminer l'écoulement dans l'adsorbeur et pour réaliser la simulation des performances de la colonne d'absorption. Une étude hydrodynamique a été menée préalablement (voir [16]).

Les performances du système pour l'élimination de COV sont déterminées pour une colonne gaz-liquide fonctionnant à contre-courant. L'efficacité est calculée à partir des équations classiques utilisant la hauteur de l'unité de transfert (HTU) et du nombre d'unités de transfert (NTU). Pour cela, il est nécessaire d'apprécier le coefficient global de transfert qui est déterminé par des modèles utilisant les théories de Billet et Schultes [18-19] et de Maćkowiak [20-21], permettant de déterminer le produit du coefficient et de la surface d'échange côté liquide ($k_L a$) et côté gaz ($k_G a$).

Les différents modèles sont appliqués et comparés pour la détermination des performances de l'installation dans des conditions opératoires variées (figure 3) [14]. Ces données

expérimentales et numériques montrent la propension de chaque solution à éliminer certaines classes de molécules. Ainsi, les molécules hydrophobes (toluène et dichlorométhane) sont bien adsorbées dans les solutions organiques de lavage, alors que les composés hydrophiles (isopropanol et acétone) sont, bien sûr, mieux éliminés par un simple lavage à l'eau. Les modèles donnent des valeurs comparables, avec une estimation légèrement supérieure pour le modèle Maćkowiak. Les modèles présentés liés à des modélisations d'écoulement dans les colonnes de lavage permettent de déterminer les performances d'élimination pour diverses configurations (garnissage, diamètre, hauteur...) et des conditions opératoires variées comme le type de solution de lavage, les ratios de débit liquide/gaz, la température...

En outre, cette approche de modélisation permet de prévoir a priori les performances d'un procédé vis-à-vis d'une large gamme de molécules hydrophiles et hydrophobes à partir de leurs propriétés macroscopiques comme leur solubilité approchée par la constante de Henry. On note ainsi sur la figure 4 que l'efficacité chute drastiquement pour des valeurs de la constante de Henry de l'ordre de 5 à 7 Pa m³ mol⁻¹.

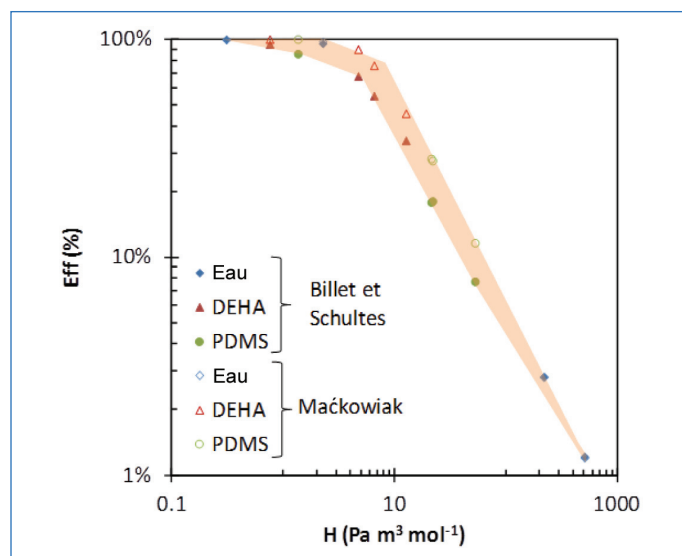


Figure 4 - Corrélation de valeurs simulées d'efficacité en fonction du coefficient de Henry de différents COV dans différentes solutions de lavage.

Absorption de COV hydrophiles et hydrophobes

Les émissions industrielles sont complexes du fait de la présence à la fois de composés hydrophiles et de composés hydrophobes. Les solutions de lavage ne peuvent répondre à cette problématique d'élimination de ces mélanges gazeux complexes. Il convient donc de mettre en œuvre un procédé de traitement comportant deux contacteurs : un lavage à l'eau pour les molécules hydrophiles et un lavage par un solvant lourd comme une huile de silicone ou le DEHA pour piéger les molécules hydrophobes.

Passer du laboratoire au procédé industriel

Deux exemples ont été présentés : l'adsorption de micropolluants sur du charbon actif en phase aqueuse et l'absorption de COV présents dans l'air dans des solutions aqueuses ou des solvants lourds. Connaissant les mécanismes de transfert et les conditions opératoires, des modèles de simulation peuvent être proposés. Les performances des procédés de traitement peuvent être alors approchées.

L'intérêt de ces approches numériques est multiple. Les mécanismes de compréhension des phénomènes peuvent être affinés en fonction des hypothèses choisies. Ces modélisations permettent aussi de minimiser les approches expérimentales et/ou les changements d'échelle pas à pas, pour passer du stade laboratoire au procédé industriel. Les performances des traitements peuvent être déterminées a priori, permettant d'adapter les conditions opératoires, voire le dimensionnement du procédé lui-même, aux flux pollués à traiter.

[1] Hernández-Sancho F., Lamizana-Diallo B., Mateo-Sagasta J., Qadir M., *Economic Valuation of Wastewater - The Cost of Action and the Cost of no Action*, United Nations Environment Programme, **2015**.

[2] Le Cloirec P. *et al.*, Le génie des procédés au service de l'environnement, *L'Act. Chim.*, **2010**, 338-339, p. 92, www.lactualitechimique.org/Le-genie-des-procedes-au-service-de-l-environnement

[3] de Jesus Gaffney V. *et al.*, Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment, *Water Res.*, **2015**, 72, p. 199.

[4] Huerta-Fontela M., Galceran M.T., Ventura F., Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment, *Water Res.*, **2011**, 45, p. 1432.

[5] Bazus L., Cimetiere N., Wolbert D., Randon G., Development of on-line solid-phase extraction-liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry method to quantify pharmaceutical, glucuronide conjugates and metabolites in water, *J. Chromatogr. Sep. Tech.*, **2016**, 7, p. 337.

[6] Fallou H., Giraudet S., Cimetiere N., Wolbert D., Le Cloirec P., Adsorption onto ACFC of mixture of pharmaceutical residues in water: experimental studies and modelling, *Environ. Technol.*, **2020**, doi: 10.1080/09593330.2020.1716393.

[7] Baup S., Wolbert D., Laplanche A., Importance of surface diffusivities in pesticide adsorption kinetics onto granular versus powdered activated carbon: experimental determination and modeling, *Environ. Technol.*, **2002**, 23, p. 1107.

[8] Rigobello E.S., Dantas A.D.B., Di Bernardo L., Vieira E.M., Removal of diclofenac by conventional drinking water treatment processes and granular activated carbon filtration, *Chemosphere*, **2013**, 92, p. 184.

[9] Sotelo J.L. *et al.*, Competitive adsorption studies of caffeine and diclofenac aqueous solutions by activated carbon, *Chem. Eng. J.*, **2014**, 240, p. 443.

[10] Fallou H., Cimetiere N., Giraudet S., Wolbert D., Le Cloirec P., Adsorption of pharmaceuticals onto activated carbon fiber cloths: modeling and extrapolation of adsorption isotherms at very low concentrations, *J. Environ. Manage.*, **2016**, 166, p. 544.

[11] Brasquet C., Le Cloirec P., Effects of activated carbon cloth surface on organic adsorption in aqueous solutions: use of statistical methods to describe mechanisms, *Langmuir*, **1999**, 15, p. 5906.

[12] Le Cloirec P., Brasquet C., Subrenat E., Adsorption onto fibrous activated carbon: applications to water treatment, *Energy & Fuels*, **1997**, 11, p. 331.

[13] Le Cloirec P., *Les composés organiques volatils (COV) dans l'environnement*, Tec & Doc, Lavoisier, **1998**.

[14] Roustan M., Transferts gaz-liquide, in *Les procédés de traitement des eaux et des effluents gazeux*, Lavoisier, **2003**, p. 798.

[15] Darracq G., Couvert A., Couriol C., Amrane A., Thomas D., Dumont E., Andres Y., Le Cloirec P., Silicone oil: an effective absorbent for the removal of hydrophobic volatile organic compounds, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **2011**, 86, p. 324.

[16] Quijano G., Couvert A., Amrane A., Darracq G., Couriol C., Le Cloirec P., Paquin L., Carrié D., Potential of ionic liquid for VOC adsorption and biodegradation in multiphase systems, *Chem. Eng. Sci.*, **2011**, 66, p. 2707.

[17] Biard P.F., Couvert A., Giraudet S., Theoretical assessment of volatile organic compounds adsorption in packed column using DEHA and PDMS 50, *Ind. Eng. Chem. Res.*, **2018**, 59, p. 70.

[18] Billet R., Schultes M., Prediction of mass transfer columns with dumped and arranged packings: updated summary of the calculation method of Billet and Schultes, *Chem. Eng. Res. Des.*, **1999**, 77, p. 498.

[19] Billet R., Schultes M., Predicting mass transfer in packed columns, *Chem. Eng. Technol.*, **1993**, 16, p. 1.

[20] Mačkowiak J., Model for the prediction of liquid phase mass transfer of random packed columns for gas-liquid systems, *Chem. Eng. Res. Des.*, **2011**, 89, p. 1308.

[21] Mačkowiak J., Progress in design of random packing for gas-liquid systems, *Chem. Eng. Res. Des.*, **2015**, 99, p. 28.

Pierre LE CLOIREC*, professeur, **Sylvain GIRAUDET**, **Nicolas CIMETIERE**, **Pierre-Francois BIARD**, maîtres de conférences, **Annabelle COUVERT**, professeure, et **Dominique WOLBERT**, professeur, à l'École Nationale Supérieure de Chimie de Rennes (ENSCR), CNRS UMR 6226 ISCR, Université de Rennes.

*pierre.le-cloirec@ensc-rennes.fr



**Culture
sciences Chimie**



ENS



MINISTÈRE
DE L'ÉDUCATION
NATIONALE DE
L'ENSEIGNEMENT
SUPÉRIEUR ET DE
LA RECHERCHE



Site de ressources en Chimie pour les enseignants

Thèmes en lien avec les **PROGRAMMES D'ENSEIGNEMENT**

Contenu validé par des **CHERCHEURS**

Articles, Vidéos, Diaporamas

AGENDA, ACTUALITÉS

événements, conférences, parutions scientifiques...

<http://culturesciences.chimie.ens.fr>

