HAL
open science

Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique ?

Catherine Gourlay-Francé, François Delmas, Nicolas Mazzella, Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin

To cite this version:

Catherine Gourlay-Francé, François Delmas, Nicolas Mazzella, Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin. Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique ?. Sciences Eaux & Territoires, 2010, 1, p. 6 - p. 11. 10.14758/SET-REVUE.2010.1.02 . hal-00489977

HAL Id: hal-00489977

https://hal.science/hal-00489977v1

Submitted on 7 Jun 2010

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

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

Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique ?

La biodisponibilité d'une substance chimique désigne sa capacité à interagir avec les organismes vivants. Cette notion est très importante dans l'évaluation du risque écotoxicologique dont la pertinence repose notamment sur l'aptitude à prédire quelle sera la fraction contaminante des micro-polluants susceptible d'exercer une action toxique sur les organismes. Plusieurs méthodes chimique et/ou biologique, sont proposées pour estimer la biodisponiblité des susbtances, qui dépend à la fois des caractéristiques physico-chimiques du milieu et de la physiologie des organismes exposés. Néanmoins, que savons-nous de la biodisponibilité des contaminants et sur ce qui l'influence dans le milieu aquatique ? Cet article fait le point sur ce nouveau champ d'étude encore méconnu.

Qu'est-ce que la biodisponibilité des contaminants ?

Le milieu aquatique est le récepteur ultime de nombreux contaminants toxiques d'origine anthropique. Ils y sont introduits par la pluie, les retombées atmosphériques, le lessivage des sols, des routes et des zones d'activité industrielle soumis aux dépôts atmosphériques, les pollutions ponctuelles accidentelles, et par les rejets d'effluents de station d'épuration, lorsque les substances n'ont pas été éliminées par le procédé de traitement. Dans l'écosystème aquatique, les mécanismes physiques (transport, diffusion, fixation sur particules), chimiques (dégradation, liaisons covalentes*) ou encore biologiques (biodégradation bactérienne, accumulation, digestion, métabolisation*) interagissent et transforment les contaminants qui deviennent plus ou moins accessibles et plus ou moins dangereux.

Qu'il s'agisse des métaux, éléments naturels extraits et concentrés par les activités humaines, ou de molécules organiques, issues de la pétrochimie, voire plus récemment de la chimie de synthèse la plus innovante, ces molécules font, par leurs usages multiples, partie de notre vie quotidienne. Elles imprègnent tous les compartiments de l'environnement à des concentrations faibles, mais présentent une toxicité intrinsèque forte.
L'un des enjeux d'une meilleure gestion du risque écotoxicologique* est la mesure ou la prédiction de l'exposition de l'écosystème aux micropolluants, représentée par le triplet « concentration/durée/fréquence » dans le milieu, ainsi qu'une évaluation fiable des effets toxiques sur les organismes, à différents niveaux d'organisation biologique. Un point crucial pour l'évaluation correcte du risque écotoxicologique réside dans notre aptitude à prédire, au-delà de la concentration dans le milieu, quelle sera la fraction contaminante de ces micropolluants susceptible d'exercer une action toxique sur l'organisme. En effet, dans le milieu, les micropolluants prennent différentes formes qui n'ont pas toutes la même « biodisponibilité »*, c'est-à-dire la même capacité à interagir avec les organismes.

La biodisponibilité d'un polluant désigne donc, dans ce contexte précis, sa capacité à entrer en contact et à exercer son effet xénobiotique* sur les organismes cibles et non cibles voire, pour les substances sujettes à une bioamplification*, à s'accumuler dans les organismes et dans l'édifice trophique*. Bien que ne représentant pas nécessairement une fraction physiquement identifiable dans le milieu, la fraction biodisponible d'un micropolluant représente alors l'ensemble des molécules présentes dans le milieu et susceptibles d'entrer en contact et/ou de contaminer les organismes.

Comment mesurer la biodisponibilité ?

La notion de biodisponibilité se situe à l'interface entre le milieu et l'organisme. Elle dépend à la fois du polluant, de son devenir dans l'environnement et de la physiologie de l'organisme exposé (figure ❶).
On peut distinguer trois manières complémentaires d'estimer la biodisponibilité d'un polluant :

• la première, purement chimique, consiste à décrire les différentes formes chimiques sous lesquelles se trouve le contaminant dans le milieu (on utilise le terme de spéciation* pour les métaux) et à faire une hypothèse de biodisponibilité sur chacune de ces formes ;
• la deuxième, chimique et biologique, consiste à mesurer la concentration en polluant accumulé dans un organisme exposé. La bioaccumulation* renseigne sur la concentration biodisponible dans le milieu sans préjuger de sa toxicité ;
• la troisième, biologique, consiste en la mesure de la réponse au sens large (généralement toxique, mais cela peut être aussi enzymatique ou physiologique) d'un organisme (ou d'une population) à une exposition. Cette mesure renseigne sur la concentration biodisponible ayant provoqué cette réponse biologique.

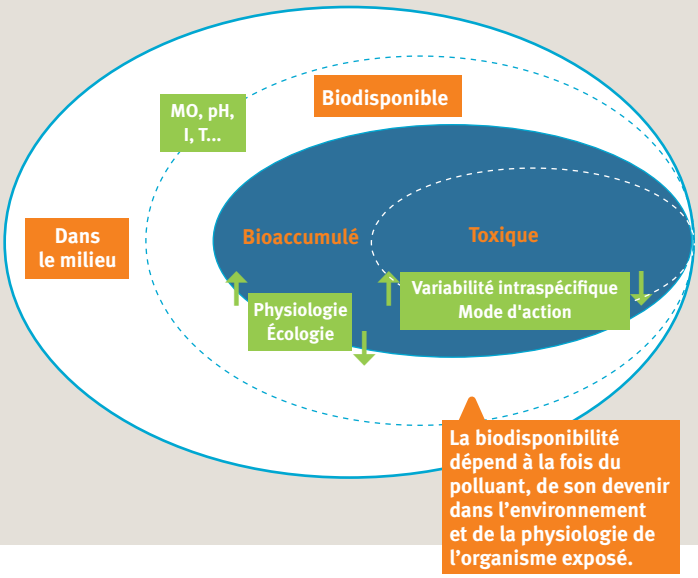
Selon la méthodologie de mesure utilisée, l'estimation de la biodisponibilité intègre plus ou moins de facteurs de variabilité. Ainsi, la mesure chimique de spéciation dans le milieu aquatique sera plus précise, ou du moins plus directe, car elle focalise directement sur l'exposition *in situ* sans intégrer la variabilité liée à l'organisme. Cependant, la spéciation peut être influencée assez rapidement et sensiblement par la variation des conditions biogéochimiques du milieu. À l'inverse, l'observation d'une réponse biologique résulte nécessairement de l'exposition aux contaminants biodisponibles, mais s'accompagne souvent d'une variabilité accrue liée en particulier aux facteurs biologiques (physiologie, réponse interne).

❶ Toxicité aiguë et toxicité chronique

La toxicité aiguë résulte d'une exposition à forte dose sur une durée courte (par rapport à la durée de vie de l'organisme). Elle conduit à une mortalité des organismes. La réponse mesurée est le pourcentage d'organismes « immobilisés » dans le milieu.
Le couple « milieu/effet » est donc résumé par une concentration létale* (CL) à x % après une exposition de durée déterminée (par exemple : CL50 – 48 h).
La toxicité chronique fait suite à une exposition à un polluant à des concentrations plus faibles et sur une plus longue durée. Elle est évaluée par différentes mesures d'effets observables à plus long terme (reproduction, déformations, retard de croissance…) adaptés selon les organismes étudiés. Au contraire du cas de la toxicité aiguë, ce sont plutôt des seuils d'innocuité que l'on cherche à repérer dans ce cas. Méthodologiquement, cela passe par l'évaluation d'une plus forte concentration sans effet observé (*no-observed effect concentration*, NOEC*), ou d'une concentration effectrice à 10 %, par exemple, CE10.

Selon le mode d'action toxique du polluant et les concentrations présentes dans l'environnement, les effets aigus sont visibles ou non sur des organismes exposés. Par exemple, si certains pesticides ont une forte toxicité aiguë sur certains organismes cibles à de très faible teneurs – ces substances biocides* ayant été construites pour cela, pour d'autres (en particulier les contaminants fortement bioaccumulés, cancérigènes, ou perturbateurs endocriniens), seuls les effets chroniques (neurotoxicité*, génotoxicité*, perturbation de la reproduction) sont observables dans le milieu.

❶ Relation schématique entre la présence, la biodisponibilité d'un contaminant dans l'environnement, sa bioaccumulation et sa toxicité dans un organisme biologique.



Les facteurs d'influence de la biodisponibilité des contaminants

Biodisponibilité des métaux dans l'eau : le modèle de l'ion libre

La biodisponibilité des métaux en milieu aquatique est étudiée depuis une trentaine d'années. De nombreuses expériences menées en laboratoire ont ainsi montré que le paramètre explicatif de l'effet biologique induit par les métaux était généralement non pas la quantité totale de métal en solution, mais la quantité de métal ionisé (ou libre). Ces observations ont conduit à la formulation du modèle de l'ion libre, ou *free-ion model*, par Morel en 1983 (*cf.* compilation des connaissances dans Tessier et Turner, 1995).
La principale hypothèse est que l'effet biologique est proportionnel au nombre de sites membranaires de l'organisme occupés par le métal, supposé en équilibre avec les autres ligands* en solution. La mise en équations des équilibres permet de montrer que l'effet est proportionnel à la concentration en métal ionisé. De fait, l'activité de l'ion libre est un paramètre qui décrit la réactivité du métal complexé et donc également sa facilité à échanger un ligand en solution pour se lier à un site membranaire. Par extension, à partir des mêmes hypothèses biologiques, le modèle du ligand biologique (*Biotic Ligand Model*, BLM* ; Di Toro *et al.*, 2001) permet de prédire la toxicité pour les organismes de la colonne d'eau* en tenant compte de la composition de l'eau (compétitions du l'ion métallique avec Ca^{2+}, Mg^{2+}…) et des autres ligands présents, organiques ou non.
Le modèle de l'ion libre souffre quelques exceptions notables, comme par exemple celle du mercure, plus toxique sous sa forme méthylée. En revanche, le modèle de l'ion libre permet de rendre compte de nombreuses observations, comme par exemple la faible toxicité des rejets de station d'épuration ou des surverses de réseau

unitaire. Dans ces deux derniers cas, les matières organiques (d'origine urbaine ou naturellement produites dans les cours d'eau) peuvent se révéler très réactives pour former des complexes métalliques et diminuer ainsi la concentration en métal biodisponible, parfois de plusieurs ordres de grandeur (Buzier *et al.*, 2006). Le modèle du ligand biologique permet quant à lui de bien rendre compte de la diminution effective de la toxicité du cuivre avec la dureté de l'eau, phénomène observé de longue date et pris en compte dans la réglementation.

Biodisponibilité des contaminants organiques : importance de la matière organique

Les matières organiques des milieux aquatiques ont généralement une grande capacité d'adsorption des contaminants organiques hydrophobes*, ce qui influence le devenir dans le milieu des contaminants, et par conséquent leur biodisponibilité. Les matières organiques peuvent ainsi piéger ces contaminants et les rendre indisponibles pour les organismes vivants. Ce phénomène est particulièrement observé en présence de matières organiques très fines (colloïdes*, matières organiques dissoutes), pour des organismes dont la principale voie de contamination est la respiration branchiale. L'hypothèse sous-jacente est que les micropolluants associés aux matières organiques forment des complexes trop importants pour pouvoir traverser la membrane biologique ; ainsi, seuls les contaminants organiques dissous libres restent biodisponibles pour les organismes. Ce modèle pourrait s'appeler « modèle du micropolluant organique libre » (Kukkonen et Oikari, 1991). La capacité protectrice de la matière organique dépend de ses caractéristiques propres : hydrophobie, taille des particules, biodégradabilité… (Gourlay *et al.*, 2003)
Le rapport vis-à-vis de la biodisponibilité n'est cependant pas univoque. Si la matière organique peut être facilement absorbée par les organismes par ingestion, sa capacité à fixer les polluants devient au contraire un vecteur de la biodisponibilité, et non une protection (Gourlay *et al.*, 2005b). C'est le cas pour certains organismes benthiques* ou des bivalves* dont l'activité de broutage ou de filtration est très forte. Par ailleurs, il a pu être montré que, si la matière organique joue un rôle fondamental dans le contrôle de la biodisponibilité, les caractéristiques chimiques de l'eau telles que le pH ou la force ionique influencent peu la biodisponibilité des contaminants organiques hydrophobes (Hamelink *et al.*, 1994). Ces dernières exerceront un forçage direct sur la physiologie des organismes, plutôt que sur la forme chimique et la biodisponibilité des contaminants.

Biodisponibilité des contaminants hydrophiles*

La question de la biodisponibilité se pose différemment pour les produits phytosanitaires et de nombreux autres polluants émergents (médicaments, substances antiparasitaires…). En effet, la plupart d'entre eux ont été découverts, sélectionnés et formulés pour exercer une ou plusieurs actions toxiques sur des organismes cibles, *via* la perturbation de métabolismes et/ou de fonctionnements enzymatiques ciblés, et il s'agit là d'un effet intentionnel. Leur formulation a été mise au point en fonction des caractéristiques chimiques intrinsèques de la matière active, de l'interaction souhaitée avec la culture ou l'organisme à protéger (sélectivité), ainsi qu'avec l'ennemi visé (maximisation de l'effet biologique). La formulation commerciale comprend aussi différents ingrédients en plus de la matière active (solvants, produits tensio-actifs ou détergents, décapants cuticulaires, adhésifs, émulsifiants, etc.) destinés à garantir l'activité de la matière active, à influer sur son positionnement, sur sa sélectivité et quelquefois sur sa durée d'action.

Dans le cas des pesticides, une fois que la bouillie aqueuse pour la pulvérisation agricole a été préparée à partir de la spécialité commerciale, la biodisponibilité est maximisée pour l'ennemi des cultures visé comme pour les organismes non cibles de l'environnement. L'activité toxique du produit s'exerce de façon relativement stable dans toute la gamme des conditions hydrochimiques existantes dans les eaux de surface. Enfin, si certains produits phytosanitaires de première génération ont une activité phytosanitaire basée sur un principe de contact et de bioaccumulation jusqu'à un niveau suffisant pour déclencher la toxicité sur les organismes cibles (produits organométalliques*, insecticides organochlorés*, colorants nitrés…), les voies d'action des produits plus récemment homologués sont désormais beaucoup plus ciblées (altération de fonctions enzymatiques, de métabolismes particuliers…), et il n'y a pas forcément besoin de pénétration d'une quantité seuil de matière active pour déclencher l'effet biocide recherché. De plus, les pesticides modernes, modérément à fortement hydrophiles (log Kow* compris entre 3,5 et 0, voire produits anioniques*), étant peu bioaccumulables dans la matrice biologique, exerceront plutôt leur effet toxique dans la colonne d'eau où ils circulent le plus souvent à l'état dissous.

Les outils de mesure de la biodisponibilité : apport et limites des échantillonneurs passifs

La mesure de la contamination par des méthodes classiques d'analyse chimique ne permet pas d'évaluer la biodisponibilité des micropolluants. Depuis les années quatre-vingt, différents systèmes d'échantillonnage passif ont été développés pour la mesure des contaminants chimiques dans l'eau dans le but d'améliorer la pertinence de la mesure en termes de risque écotoxicologique. Immergés quelques jours à plusieurs semaines, ces systèmes extraient et concentrent *in situ* les contaminants présents.
Moyennant la connaissance des paramètres qui gouvernent les cinétiques d'échanges entre l'eau et l'échantillonneur, il est possible de quantifier une concentration moyenne dans l'eau à partir des teneurs accumulées. Pour certains d'entre eux, l'échantillonnage est sélectif et se rapproche de la fraction biodisponible de la colonne d'eau, donnant accès à une mesure approchée de la biodisponibilité.

Depuis les années deux mille, le Cemagref a acquis une compétence forte dans la compréhension et la maîtrise de trois de ces outils :

- les DGT* (*Diffusive Gradient in Thin Films*) pour les métaux (photo ❶),
- les SPMD* (*Semi-Permeable Membrane Device*) pour les molécules organiques hydrophobes (photo ❷)
- les POCIS* (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*) pour les micropolluants organiques à affinités hydrophiles (photo ❸).

Les équipes de recherche se sont en particulier focalisées sur la représentativité de la mesure faite par ces outils par rapport à l'exposition *in situ*, à la biodisponibilité des substances pour les organismes aquatiques et à la variabilité de la contamination (Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007).

DGT : spéciation *in situ*, mesure des métaux labiles

Le gradient de diffusion en couche mince (*Diffusive Gradient in Thin film*, DGT) est un dispositif d'accumulation passive des métaux sous forme « labile »* (Davison et Zhang, 1994). Le dispositif est composé d'un support plastique sur lequel sont disposés successivement une phase pour laquelle les cations* métalliques ont une très forte affinité (résine Chelex), un hydrogel de diffusion et un filtre de protection en polycarbonate. Les cations métalliques migrent à travers le gel de diffusion et se fixent de façon irréversible sur la résine. C'est la diffusion, contrôlée par les propriétés physiques du gel et la concentration en métal dans le milieu à échantillonner, qui détermine la cinétique d'accumulation sur la résine.

Les métaux dissous en solution se trouvent sous plusieurs formes : ionique libre ($Cu2^+$ pour l'exemple du cuivre), inorganique ($CuOH^+$, $CuOH_2$, etc.), ou organique (cuivre complexé à des substances humiques, protéines, sucres, etc.). Une grande partie des complexes métalliques de la solution peut diffuser dans le gel du DGT (dont la porosité ne limite la diffusion que des molécules organiques de taille très importante, typiquement colloïdales).

Au cours de leur migration dans le gel, les complexes se dissocient et se réassocient avec une réactivité qui leur est propre. Les cations ainsi formés au cours des dissociations peuvent se fixer sur la résine. Les complexes dont ils proviennent contribuent donc au stock de métal constitué sur la résine et sont donc qualifiés de façon opérationnelle de labiles. Au cours de l'immersion de la DGT, l'accumulation des métaux sur la résine est proportionnelle au temps et à la concentration en métal labile dans le milieu.

Cette concentration est généralement proche de celle de l'ion libre, et inférieure à celle mesurée dans l'eau après filtration. Elle constitue une première approximation de la concentration en métal biodisponible que nous avons contribué à qualifier (Ferreira *et al.*, 2008 ; Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2004).

Pour ce qui concerne le cuivre et le cadmium, la concentration en métal labile surestime généralement la concentration biodisponible à des niveaux toxiques, mais constitue une bien meilleure estimation que la concentration en métal dissous.

À l'inverse, à des niveaux de contamination plus réalistes et non toxiques, la concentration bioaccumulable du cuivre est légèrement sous-estimée par une mesure du cuivre labile. Ces travaux montrent la complexité de la notion de biodisponibilité qui demande encore à être explorée en conditions environnementales.

SPMD : évaluer la concentration dissoute libre des contaminants organiques hydrophobes

Une membrane semi-perméable (*Semipermeable Membrane Device*, SPMD) est constituée d'un tube en polyéthylène, renfermant une couche mince de lipide (trioléine) (Huckins *et al.*, 1993). Les pores de la membrane (diamètre maximal de l'ordre de 10 Å), ainsi que son hydrophobie permettent une solubilisation des composés organiques hydrophobes dans la membrane et leur migration jusqu'à la phase lipidique. Le dispositif, immergé dans le milieu aquatique (entre quelques jours et plusieurs mois) accumule donc les substances organiques hydrophobes (dont le coefficient de partage KOW est supérieur à 1 000) dissoutes et libres du milieu. Les PCB* (polychlorobiphényles), les HAP* (hydrocarbures aromatiques polycycliques), les pesticides organochlorés ou encore les phénols ou benzènes chlorés par exemple seront facilement accumulés. Les contaminants plus hydrophiles (résidus pharmaceutiques, pesticides hydrophiles…) ne seront pas concentrés.

❶ Trois dispositifs DGT installés pour l'exposition en rivière.

❷ Deux SPMD prêtes à être installées dans une cage de protection et déployées en rivières.

❸ Dispositif POCIS après une exposition de deux semaines dans une rivière.

© Cemagref (équipe BELCA, UR HBAN).

Le très faible diamètre théorique des « pores » de la membrane (10 Å) permet de penser que la fraction échantillonnée est proche de la fraction dissoute libre des contaminants. Cette hypothèse, communément admise par les utilisateurs des SPMD, n'a cependant pas été formellement vérifiée jusqu'alors. Nous avons vérifié dans différents milieux que les concentrations évaluées par SPMD étaient plus faibles que les concentrations totales dissoutes mesurées par les techniques classiques (Gourlay-Francé *et al.*, 2008 ; Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007). La différence est attribuée aux composés fixés sur les matières organiques dissoutes de l'eau, ces complexes étant trop gros pour traverser les membranes.
En comparant la distribution entre des HAP disponibles et des HAP non disponibles pour l'accumulation en présence de différentes matières organiques, nous avons vérifié que les fractions échantillonnées par la SPMD sont proches de celles accumulables par des organismes aquatiques pélagiques* (*Daphnia magna*) (Gourlay *et al.*, 2005a). L'échantillonnage par SPMD permet donc d'évaluer les contaminants biodisponibles dans l'eau, qui sont eux aussi plutôt sous forme dissoute libre.

POCIS : moyenner la concentration sur la durée

Le POCIS est formé d'une phase adsorbante (copolymère hydrophile-hydrophobe) maintenue entre deux membranes hydrophiles (polyéthersulfone) à l'aide d'une monture en inox. Cet échantillonneur passif a été initialement mis au point pour l'échantillonnage qualitatif de pesticides tels que l'atrazine*, le diazinon*, le diuron* et l'isoproturon* (Alvarez *et al.*, 2004).
À partir de 2005, le Cemagref a décidé de faire évoluer ce dispositif afin de permettre une mesure réellement quantitative de l'exposition intégrée de pesticides agricoles dans la colonne d'eau. Ainsi, les taux d'échantillonnage par le POCIS d'une gamme étendue de molécules pesticides homologuées ou encore présentes dans les milieux aquatiques, malgré leur retrait, ont été déterminés en conditions contrôlées de laboratoire (Mazzella *et al.*, 2007). Par la suite, l'aptitude de l'échantillonneur à rendre compte de concentrations intégrées *in situ* a été comparée avec succès à celle d'un échantillonnage de référence (échantillonnage automatique intégré hebdomadaire) (Mazzella *et al.*, sous presse).
Au bilan, dans une certaine gamme de polarité ($0 < \log Kow < 4,5$), le POCIS est capable d'échantillonner de façon performante de nombreux pesticides agricoles incluant des herbicides, fongicides et insecticides-nématicides-molluscicides, mais aussi différentes catégories de polluants émergents (pharmaceutiques, antiparasitaires, substances hormonales, etc.) aux affinités chimiques comparables. Toutefois, il n'est pas à recommander pour l'échantillonnage des substances à lipophilie* marquée ou à l'inverse des substances très hydrosolubles, anioniques et polaires, comme le glyphosate et l'acide aminométhylphosphonique (AMPA*).
Ce dispositif échantillonne probablement de façon très prédominante les molécules dissoutes dans la colonne d'eau, biodisponibles pour exercer leurs effets sur les organismes qui y vivent. Il préconcentre les composés, permettant ainsi d'abaisser les seuils de quantification analytique, d'augmenter la liste de substances quantifiables par échantillon et d'améliorer la photographie des mélanges complexes de substances susceptibles de contribuer à l'ambiance toxique *in situ*.

En savoir plus

Des fiches pratiques d'utilisation des échantillonneurs passifs DGT, SPMD et POCIS sont disponibles sur le site d'AQUAREF (laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques), en suivant ce lien
http://www.aquaref.fr/methodes_validees

Ces fiches ont pour objectif de faciliter la mise en œuvre opérationnelle des échantillonneurs passifs dans le cadre de réseaux de surveillance.

Biodisponibilité des substances et évaluation du risque chimique sur l'écosystème

La biodisponibilité est encore peu prise en compte dans les modèles de transport des contaminants, et *a fortiori* dans les modèles intégrés d'effets sur les écosystèmes. Pour les contaminants organiques, l'influence des conditions biogéochimiques sur la biodisponibilité des substances n'est pas encore intégrée aux modèles. Le contaminant est réparti entre les particules et la colonne d'eau, selon des constantes qui ne dépendent pas de la nature des particules (ou simplement de sa teneur en carbone organique). Dans la colonne d'eau, l'ensemble des substances est disponible pour l'accumulation dans les organismes. Les équilibres de partage entre l'eau et les particules sont très simplificateurs et ne tiennent généralement pas compte de la nature ou de la dynamique de la matière organique dans le milieu. Selon les modèles et le régime alimentaire des organismes cibles, les contaminants fixés sur les particules peuvent être ingérés et donc biodisponibles.
La prise en compte de la biodisponibilité des métaux dissous dans la modélisation de leur devenir et de leurs effets sur les écosystèmes est plus avancée et le formalisme du modèle du ligand biologique (BLM) est aujourd'hui utilisé pour l'évaluation du risque des métaux. Néanmoins, les paramètres pris en compte dans le modèle (notamment les constantes cinétiques de ligands organiques) constituent une hypothèse simplificatrice de la réalité complexe du milieu, qui demande encore à être calée et validée à l'épreuve des faits. La pertinence et l'applicabilité de ce modèle, basé principalement sur des tests de toxicité en laboratoire, pour une évaluation du risque environnemental est encore en étude.
Aujourd'hui, la non-prise en compte de la biodisponibilité des contaminants dans l'évaluation de l'exposition du milieu peut paraitre surprotectrice, toutes les substances étant considérées comme biodisponibles. La prise en compte de la biodisponibilité dans l'évaluation du risque permettrait de mieux rendre compte du risque réel pour le milieu. Cependant, raisonner en concentrations biodisponibles dans l'évaluation du risque nécessitera d'être capable d'estimer une concentration d'exposition biodis-

ponible, mais aussi d'exprimer les seuils d'effets retenus (établis à partir de tests de toxicité aiguë ou chronique) en concentrations biodisponibles et non totales comme cela est le cas actuellement. Par exemple, si l'évaluation de l'exposition des métaux prend en compte la fraction biodisponible dans le milieu, les critères de toxicité retenus restent largement établis sur des concentrations toxiques totales, voire nominales. La biodisponibilité des contaminants particulaires reste aussi encore très largement méconnue.

Une autre difficulté tient à ce que la notion de biodisponibilité n'est pas statique, mais évolue avec les conditions biogéochimiques du milieu : les processus de sédimentation, de dégradation, d'échange de phase… peuvent la modifier à des échelles de temps difficiles à prévoir. L'exemple le mieux connu est la « bombe chimique » constituée par les sédiments contaminés en métaux ou en PCB. Actuellement non biodisponibles, ces contaminants persistent néanmoins et constituent une menace pour le milieu aquatique. ■

Les auteurs

Catherine Gourlay-Francé
Cemagref, Centre d'Antony,
UR HBAN, Hydrologie et bioprocédés,
Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex
catherine.gourlay@cemagref.fr

François Delmas
Cemagref, Centre de Bordeaux,
UR REBX, Réseaux, épuration et qualité des eaux,
50 avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas Cedex
francois.delmas@cemagref.fr

Nicolas Mazzella
Cemagref, Centre de Bordeaux,
UR REBX, Réseaux, épuration et qualité des eaux,
50 avenue de Verdun, Gazinet, 33612 Cestas Cedex
nicolas.mazella@cemagref.fr

Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin
Cemagref, Centre d'Antony,
UR HBAN, Hydrologie et bioprocédés,
Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex
marie-helene.tusseau@cemagref.fr

Quelques références clés…

- **DAVISON, W., ZHANG, H.,** 1994, In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin film gels, *Nature*, n° 367, p. 546-548.
- **GOURLAY-FRANCÉ, C., LORGEOUX, C., TUSSEAU-VUILLEMIN, M.-H.**, 2008, Polycyclic aromatic hydrocarbon sampling in wastewaters using semipermeable membrane devices: accuracy of time-weight-average concentration estimations of truly dissolved compounds, *Chemosphere*, n° 73, p. 1194-1200.
- **HUCKINS, J.N., MANUWEERA, G.K., PETTY, J.D., MACKAY, D., LEBO, J.A.**, 1993, Lipid-containing semipermeable membrane devices for monitoring organic contaminants in water, *Environmental Science and Technology*, n° 27, p. 2489-2496.
- **MAZZELLA, N., DUBERNET, J.-F., DELMAS, F.**, 2007, Determination of kinetic and equilibrium regimes in the operation of polar organic chemical integrative samplers: Application to the passive sampling of the polar herbicides in aquatic environments, *Journal of Chromatography A*, n° 1154, p. 42-51.
- **TUSSEAU-VUILLEMIN, M.-H., GOURLAY, C., LORGEOUX, C., MOUCHEL, J.-M., BUZIER, R., GILBIN, R., SEIDEL, J.-L., ELBAZ-POULICHET, F.**, 2007, Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin, *Science of the Total Environment*, n° 375, p. 244-256.

▶ Consulter l'ensemble des références sur le site de la revue www.set-revue.fr