

## Les communautés microbiennes benthiques pour le diagnostic de l'impact écologique des micropolluants dans les cours d'eau

De nombreux microorganismes tels que les bactéries, les champignons ou la microfaune sont complètement ignorés par la réglementation au sujet de la qualité des masses d'eau.

Or tous ces microorganismes jouent un rôle écologique majeur dans les écosystèmes aquatiques.

Au cours de la dernière décennie, divers indicateurs microbiens ont démontré leur potentiel pour le diagnostic de la pollution toxique et de ses effets. Après une description de ces outils de diagnostic et leur mise en perspective opérationnelle, cet article explore les freins ayant à ce jour limité leur utilisation.

**L**a qualité chimique des milieux aquatiques peut être impactée par des substances dites non toxiques ou macropolluants (matière organique, phosphates, nitrates...) et des substances toxiques ou micropolluants (pesticides, métaux, substances pharmaceutiques...). Le suivi de la qualité chimique des cours d'eau repose généralement sur des programmes de surveillance qui prévoient l'analyse d'un large panel de substances à partir d'échantillonnages ponctuels. Pour répondre plus spécifiquement à la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), les concentrations mesurées pour les 41 micropolluants jugés prioritaires ou dangereux dans le cadre de celle-ci (voir annexe II de la directive 2008/105/EC) sont mises en regard des normes de qualité environnementale (NQE) définies par la directive 2013/39/UE. Ces programmes de surveillance sont nécessaires pour établir une cartographie de la contamination et contribuer à une estimation du risque écotoxicologique associé. Cependant, ils restent insuffisants pour réellement appréhender les impacts de cette contamination sur l'ensemble des organismes aquatiques et leurs conséquences sur le fonctionnement écologique des cours d'eau du fait notamment des limites et biais méthodologiques asso-

ciés à l'échantillonnage ponctuel (ex. : faible représentativité des chroniques de contamination) et de la prise en compte d'un nombre limité de micropolluants pour l'évaluation de l'état chimique à partir des NQE (au regard de la complexité des mélanges de micropolluants présents dans les cours d'eau). La pertinence des NQE fait également débat notamment car i) elles sont établies à partir de tests de toxicité réalisés sur quelques organismes modèles qui ne sont pas forcément représentatifs de la diversité biologique couverte par les communautés aquatiques, ii) elles ne prennent pas en considération les interactions entre espèces qui peuvent engendrer des effets indirects et iii) elles ne sont pas (ou peu) extrapolables aux contextes de multi-pollution.

En parallèle, la qualité écologique des cours d'eau est appréhendée à partir d'indicateurs biologiques (ou bioindicateurs) qui s'appuient sur l'étude des communautés en place et qui sont complétés par des paramètres physico-chimiques de qualité générale. Les bioindicateurs concernent différents groupes biologiques (appelés éléments de qualité biologique, EQB). Pour les petits cours d'eau, les EQB considérés par la DCE sont les diatomées benthiques, les macrophytes, les invertébrés benthiques et les poissons, auxquels s'ajoute le phytoplancton pour

❶ Illustration de communautés microbiennes benthiques attachées à la litière végétale (A), à des cailloux immergés (B) ou aux sédiments (C), ainsi que des principaux groupes de microorganismes composant ces communautés.



les grandes rivières. Les indices associés à ces différents EQB permettent de diagnostiquer l'état écologique global d'un cours d'eau et d'identifier certaines causes de perturbation potentielles (ex. : eutrophisation, pollution organique, altérations hydromorphologiques...). Cependant, aucun d'entre eux ne rend compte des conséquences écotoxicologiques des micropolluants. De plus, à l'exception de l'indice invertébrés multimétrique (I2M2) et de l'indice poisson rivière + (IPR+), qui considèrent certaines métriques basées sur des traits fonctionnels et sur l'écologie des espèces, ces méthodes de bioindication s'appuient principalement sur des inventaires taxonomiques qui n'apportent pas d'information sur l'état fonctionnel de la communauté étudiée au sein de l'écosystème aquatique.

Il existe donc un besoin d'une part d'outils de diagnostic plus spécifiques de l'impact écotoxicologique des micropolluants dans les cours d'eau contaminés et d'autre part d'indicateurs biologiques permettant d'appréhender les conséquences de cet impact sur des fonctions écologiques qui supportent les services rendus par ces écosystèmes.

**Les communautés microbiennes benthiques sont quasiment ignorées dans le diagnostic de la qualité écotoxicologique et la bioindication fonctionnelle des cours d'eau contaminés**

Généralement invisibles à l'œil nu, les communautés microbiennes présentent des niveaux d'abondance et de diversité (taxonomique et fonctionnelle) très importants dans tous les compartiments de l'environnement (ex. : un gramme de sol ou de sédiment contient plusieurs milliards de microorganismes représentant plusieurs dizaines de milliers d'espèces). Dans les cours d'eau,

on les trouve majoritairement sous forme d'assemblages (ou biofilms), composés de différents types de microorganismes (microalgues, bactéries, champignons, virus, microfaune) et fixés sur divers supports (roches, sédiment de surface, litières végétales...) (figure ❶). Ces biofilms, qui représentent une ressource nutritive importante pour de nombreux macro-organismes, jouent un rôle pivot entre les réseaux trophiques verts (qui dépendent de la production primaire) et bruns (qui dépendent des apports de matière organique allochtone) dans lesquels ils influencent le devenir et le transfert des micropolluants (Bonnineau *et al.*, 2020).

Dans une optique de suivis opérationnels, les communautés microbiennes benthiques présentent l'avantage d'être ubiquistes et composées de microorganismes présentant une large gamme de sensibilités aux micro-

## ❶ GLOSSAIRE DES SIGLES

- DCE** : directive cadre sur l'eau.
- EQB** : éléments de qualité biologique.
- ETM** : éléments traces métalliques.
- HAP** : hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- I2M2** : indice invertébrés multimétrique.
- IBD** : indice biologique diatomées.
- IBMR** : indice biologique macrophytique en rivière.
- IPR** : indice poisson rivière.
- IPS** : indice de polluosensibilité spécifique.
- MOD** : matière organique dissoute.
- MOP** : matière organique particulaire.
- NQE** : norme de qualité environnementale.
- PCB** : polychlorobiphényles.
- PICT** : *pollution induced community tolerance*.

► polluants, selon leur mode d'action et leur cible cellulaire (les microalgues seront généralement plus sensibles aux herbicides, les bactéries aux antibiotiques, les champignons aux fongicides, etc.), mais également selon le niveau de sensibilité intrinsèque des différentes espèces (qui lui-même peut être variable selon les conditions environnementales auxquelles sont soumises ces dernières).

Or, parmi les microorganismes, seules les microalgues sont actuellement prises en considération dans la DCE pour l'évaluation de la qualité chimique et écologique des cours d'eau. C'est le cas d'une part, par la prise en compte de certaines populations modèles dans la détermination des NQE et, d'autre part, par l'analyse taxonomique des communautés de diatomées pour le calcul de l'indice biologique diatomées (IBD). De nombreux microorganismes tels que les bactéries, les champignons ou la microfaune sont donc complètement ignorés par la DCE et d'autres réglementations et ce, alors même qu'ils jouent un rôle écologique majeur du fait notamment (mais pas exclusivement) de leur activité de décomposition de la matière organique dissoute (MOD) et particulaire (MOP), d'autoépuration et de recyclage des nutriments et de leur interaction avec les producteurs primaires.

Une meilleure prise en compte des communautés microbiennes benthiques dans leur ensemble et de leur rôle fonctionnel offrirait donc de nouvelles perspectives pour mieux diagnostiquer les impacts écotoxicologiques et leurs conséquences fonctionnelles dans les cours d'eau.

### Les communautés microbiennes benthiques comme outils de diagnostic des impacts écotoxicologiques dans les cours d'eau

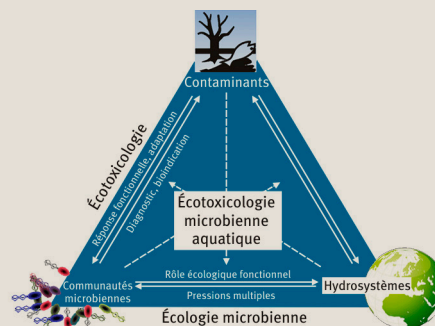
L'écotoxicologie microbienne (qui s'est structurée récemment sous forme d'un réseau international, EcotoxicoMic, encadré 2) s'appuie sur un large éventail de méthodes et de descripteurs pour évaluer l'impact des micropolluants sur les microorganismes. À l'échelle des communautés, cet impact peut être appréhendé sur la structure, la composition, la diversité et l'état fonctionnel, en considérant différents types de microorganismes et de fonctions biologiques telles que la photosynthèse, la respiration, la dénitrification, la décomposition de MOD et de MOP, différentes activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques ou encore la biodégradation des micropolluants organiques comme les pesticides ou les antibiotiques (Pesce *et al.*, 2017a).

## 2 ECOTOXICOMIC, UN RÉSEAU INTERNATIONAL POUR CONTRIBUER AU TRANSFERT DES CONNAISSANCES EN ÉCOTOXICOLOGIE MICROBIENNE AUPRÈS DES PORTEURS D'ENJEUX ET DES DÉCIDEURS

Depuis 2013, le réseau d'écotoxicologie microbienne a pour objectif principal de favoriser les échanges d'informations, de savoirs et de savoir-faire dans cette thématique de recherche. Il vise également à accroître la visibilité de celle-ci afin de contribuer à terme à une meilleure prise en considération des enjeux scientifiques et sociétaux qui lui sont associés, notamment auprès des instances scientifiques, des pouvoirs publics et des porteurs d'enjeu dans le domaine de l'écologie et de l'environnement.

D'abord labellisé par le CNRS sous la forme d'un réseau thématique pluridisciplinaire national (2015-18), le réseau a pris son envol à l'échelle internationale suite à l'organisation en 2017 à Lyon de la première conférence internationale en écotoxicologie microbienne et à la parution d'ouvrages et de numéros spéciaux entièrement dédiés à cette thématique dans des revues internationales. La seconde conférence internationale a eu lieu en ligne en 2020 en raison de la pandémie et la troisième aura lieu en novembre 2022 à Montpellier.

À ce jour, le réseau international EcotoxicoMic compte plus de deux cents membres (chercheurs et enseignants-chercheurs, post-doctorants, doctorants et autres étudiants...) répartis dans une quarantaine de pays.



### En savoir plus sur le réseau EcotoxicoMic

Site internet dédié : <https://ecotoxicoMic.org/>

#### Publications et ouvrage clés :

- PESCE, S., GIGHLIONE, J.-F., TOPP, E., MARTIN-LAURENT, F., 2020, Editorial: Microbial Ecotoxicology, *Front. Microbiol.*, 11, 1342.
- CRAVO-LAUREAU, C., CAGNON, C., LAUGA, B., DURAN, R. (eds), 2017, *Microbial Ecotoxicology*, Springer.
- GHIGHLIONE JF, MARTIN-LAURENT F, PESCE S, 2016, Microbial ecotoxicology: an emerging discipline facing contemporary environmental threats, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23, 3981-3983.
- GHIGHLIONE JF, MARTIN-LAURENT F, STACHOWSKI-HABERKORN S, PESCE S, VUILLEUMIER S, 2014. The coming of age of microbial ecotoxicology: report on the first two meetings in France, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 14241-14245.

#### Numéros spéciaux de revues :

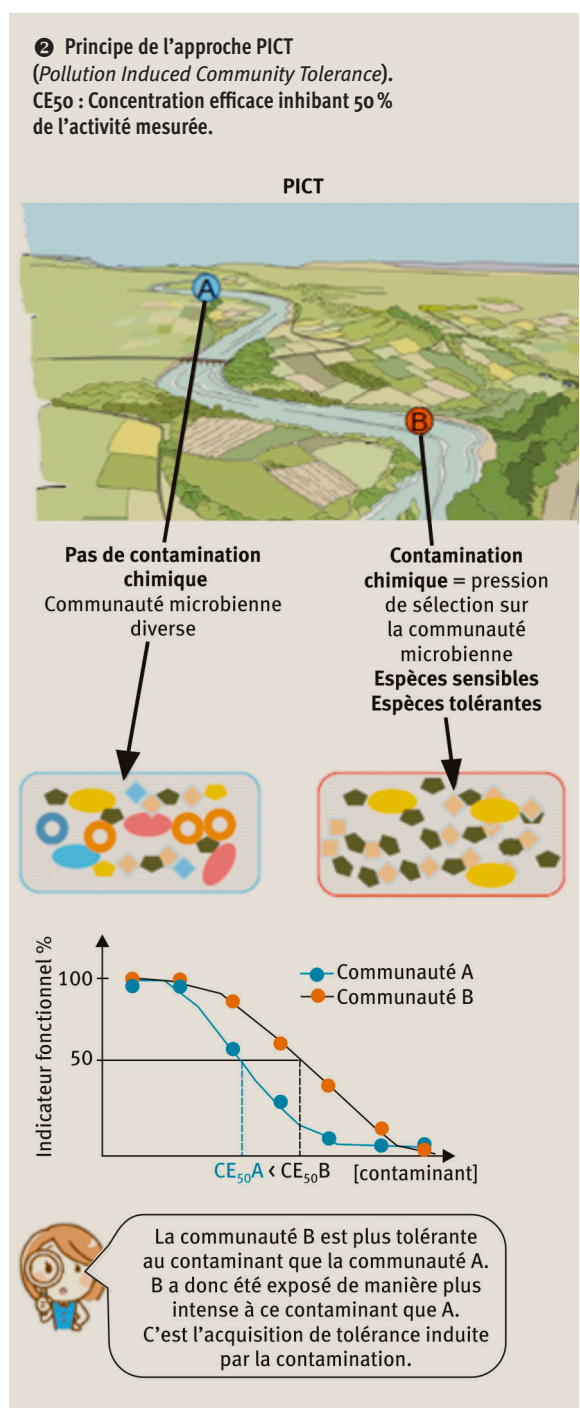
- <https://www.frontiersin.org/research-topics/14404/microbial-ecotoxicology-advances-to-improve-environmental-and-human-health-under-global-change>
- <https://www.frontiersin.org/research-topics/6045/microbial-ecotoxicology#articles>
- [https://www.mdpi.com/journal/environments/special\\_issues/microb\\_ecotoxicol](https://www.mdpi.com/journal/environments/special_issues/microb_ecotoxicol)

Dans une démarche de diagnostic d'impact *in situ* (faisant partie de l'évaluation du risque *a posteriori*), une des principales difficultés réside dans la capacité à établir un lien de causalité entre les réponses microbiennes mesurées et l'exposition aux micropolluants. Concernant les communautés de diatomées, cela fait clairement partie des limites de l'IBD mais aussi de l'indice de pollu-sensibilité spécifique (IPS). Des travaux menés à large échelle géographique ont démontré une augmentation du pourcentage de malformations des diatomées, indicatrice de pollution toxique majeure (Morin *et al.*, 2012). Cette information, aisément obtenue à partir des listes floristiques élaborées dans le cas de suivi de sites pour le calcul de l'IBD, repose sur l'étude du phénotype. Elle reste toutefois dépendante du niveau d'expertise de l'opérateur et elle est souvent insuffisamment renseignée. Le type de déformation, ainsi que son intensité, et les taxons les plus sujets aux altérations morphologiques, font l'objet de recherches en phénotypage encore en développement (Lavoie *et al.*, 2017).

La principale piste exploitée depuis une dizaine d'années pour diagnostiquer dans les cours d'eau l'impact (ou la diminution de l'impact suite à des mesures de restauration ou des changements de pratiques) des micropolluants sur les communautés microbiennes concerne la prise en compte de métriques qui traduisent le niveau d'adaptation de ces communautés à ces substances. En effet, leur grande plasticité génétique et physiologique confère aux microorganismes une forte capacité d'adaptation aux différents stress environnementaux, incluant les micropolluants. À l'échelle de la communauté, cette capacité d'adaptation est renforcée par le fait que les cycles de vie sont courts, la plasticité génétique est forte et la diversité très importante, ce qui permet la mise en place de transferts horizontaux de gènes et de remaniements structuraux rapides à travers le remplacement des espèces les moins adaptées (ex. : les espèces les plus sensibles à la toxicité des micropolluants) par celles qui le sont. Deux formes d'adaptation aux micropolluants sont principalement considérées à ce jour : le développement des capacités de tolérance/résistance et l'acquisition d'un potentiel de biodégradation.

Une communauté microbienne exposée chroniquement à un micropolluant dans le milieu devient généralement plus tolérante à la toxicité de celui-ci (PICT, *Pollution Induced Community Tolerance*, figure 2). La détection d'une variation du niveau de tolérance à un micropolluant peut donc révéler une variation du niveau d'exposition chronique à celui-ci ou à d'autres présentant un mode d'action similaire. La figure 3B illustre ainsi l'évolution temporelle (2009-2011) de la tolérance à l'herbicide diuron acquise par les communautés périphtyiques naturelles exposées chroniquement à cette substance dans la section aval d'un cours d'eau contaminé (la Morcille, située au cœur de la région viticole du Beaujolais). En 2009 et 2010, la tolérance de ces communautés est très supérieure à celle des communautés prélevées dans la zone amont du cours d'eau, peu exposés au diuron (figure 3A). Suite à l'interdiction de cette substance pour le traitement des vignes (en décembre 2008), la qualité chimique de ce cours d'eau vis-à-vis de ce composé, s'est progressivement améliorée (figure 3A). Cela a engendré une diminution progressive du niveau

d'exposition chronique des communautés de la station aval, ce qui s'est traduit par une perte de leur tolérance au diuron au cours du temps (en 2011, les niveaux de tolérance mesurés en amont et en aval sont très comparables). Par ailleurs, les variations saisonnières de la tolérance (figure 3B), mesurée mensuellement au cours des trois années d'étude, sont en accord avec les variations temporelles des concentrations en diuron mesurées dans le cours d'eau (figure 3A) et qui sont caractérisées par des pics de contamination en fin de printemps et en été. Cela démontre que la réponse microbienne est rapide et que l'adaptation (ou la perte d'adaptation) dans le milieu naturel s'effectue en quelques jours ou quelques semaines uniquement.

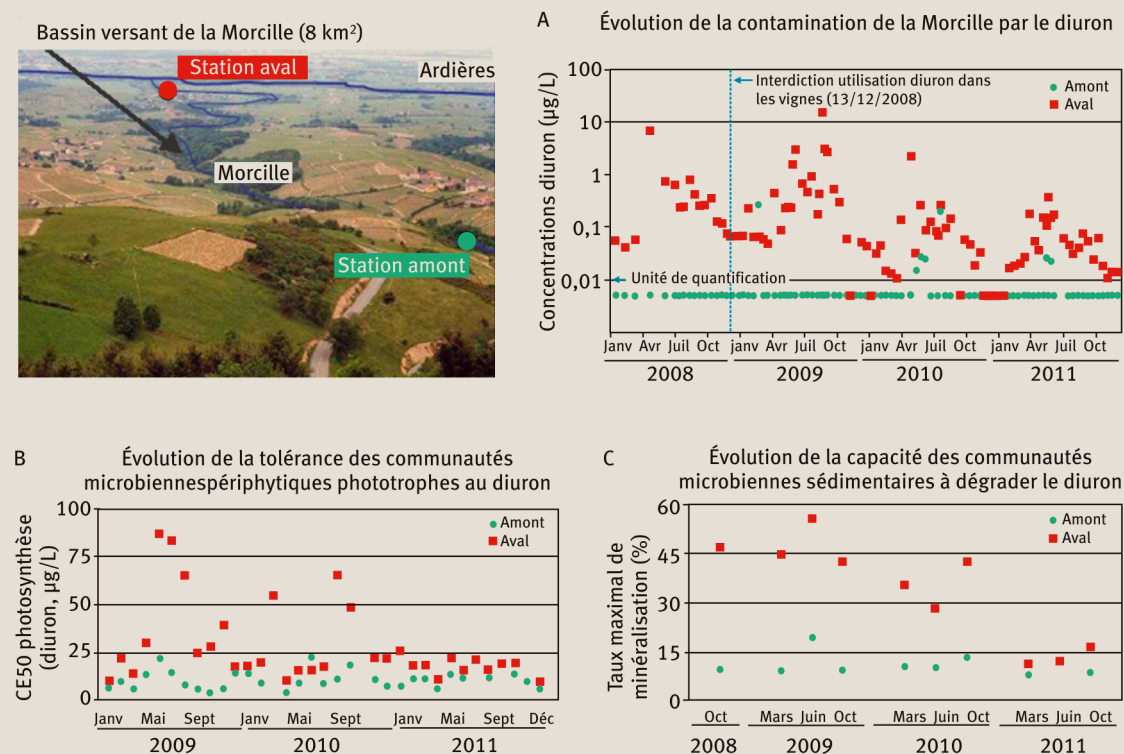


► D'abord appliquée aux communautés microbiennes phototrophes, en considérant la photosynthèse comme paramètre fonctionnel pour mesurer leur niveau de tolérance à des herbicides organiques (comme dans l'exemple cité précédemment) et des éléments traces métalliques (ETM), l'approche PICT a permis de démontrer l'impact de ces substances dans différents cours d'eau soumis par ailleurs à d'autres pressions chimiques ou au contraire de suivre la récupération des communautés en réponse à une diminution de la pression chimique. L'approche PICT est désormais applicable aux communautés benthiques hétérotrophes (de biofilms périphytiques et de sédiments) en considérant différents types de micropolluants (comme les ETM et différentes substances pharmaceutiques incluant les antibiotiques), seuls ou en mélange (Pesce *et al.*, 2017a). Elle présente un potentiel opérationnel particulièrement prometteur pour diagnostiquer les impacts écotoxicologiques (et leur diminution) dans les milieux aquatiques (Tlili *et al.*, 2016; Pesce *et al.*, 2017b).

Par ailleurs, l'exposition chronique à des micropolluants organiques peut favoriser le développement de capacités permettant à certains microorganismes hétérotrophes (en particulier les bactéries et les champignons) à les dégrader (totalement ou partiellement) pour les utiliser comme source nutritive et énergétique pour leur croissance. On parle alors de biodégradation, processus important pour diminuer naturellement la persistance des micropolluants dans l'environnement. Il a notamment été démontré dans différents milieux contaminés (incluant les cours

d'eau) que les communautés microbiennes naturelles exposées pouvaient développer la capacité de dégrader différents polluants organiques tels que des pesticides, des PCB, des HAP et différentes substances pharmaceutiques (y compris certains antibiotiques pourtant conçus pour inhiber ou tuer des bactéries). Comme pour le PICT, une augmentation ou une diminution du potentiel de biodégradation de certains micropolluants par les communautés microbiennes naturelles pourrait être un marqueur d'une variation de leur niveau d'exposition chronique dans le milieu (Pesce *et al.*, 2017a ; 2017b). Comme le montre la figure 3C, cela a été notamment démontré lors du suivi réalisé dans la rivière Morcille, mentionné précédemment. Plus de deux ans après l'interdiction d'utilisation du diuron sur le vignoble alentour, on observe ainsi une perte totale des capacités de biodégradation qui étaient observées dans les sédiments localisés dans la section aval de ce cours d'eau (en comparaison à ceux de la station amont, considérés comme références pas ou peu exposés au diuron). Cependant, les difficultés méthodologiques actuelles (i.e. coût et contraintes pour suivre l'activité de biodégradation par radiorespirométrie qui nécessite notamment une autorisation de manipuler et détenir des radioéléments des laboratoires en zone radioprotégée délivrée par l'Agence de sûreté nucléaire, méconnaissance des gènes codant les enzymes responsables de la biodégradation de nombreuses matières actives et difficultés à les quantifier dans l'environnement) limitent à ce jour le potentiel opérationnel de ce type d'approche.

3 Exemples de résultats obtenus lors d'un suivi pluriannuel mené dans la rivière Morcille (Beaujolais), entre 2008 et 2011 (adaptés d'après Pesce *et al.*, 2013 et Pesce *et al.*, 2016). Suivi chimique (A), approche PICT (B) et étude du potentiel de biodégradation (C). Le terme CE50 (Concentration efficace inhibant 50% de la photosynthèse) fait référence au niveau de tolérance mesuré selon la procédure décrite dans la figure 2.



## Vers une meilleure évaluation des impacts écotoxicologiques dans les cours d'eau à travers l'étude des réponses fonctionnelles des communautés microbiennes benthiques

Les travaux concernant la biodégradation des micropolluants illustrent bien le rôle fonctionnel des communautés microbiennes benthiques dans les cours d'eau et l'influence de la contamination sur celui-ci. Ainsi, l'augmentation du potentiel de biodégradation est généralement le signe d'une augmentation de la contamination. Dans ce cas, l'augmentation de l'exposition des communautés exerce une pression de sélection favorable au développement de populations dégradantes qui assurent une fonction bénéfique à l'écosystème, à savoir l'auto-épuration. Cependant, l'augmentation du potentiel de biodégradation (ou l'acquisition de tolérance dans les processus PICT) est l'expression de multiples processus d'adaptation qui s'accompagnent le plus souvent d'une perte de biodiversité qui peut augmenter la vulnérabilité des communautés à d'autres pressions environnementales et peut affecter par ailleurs leur fonctionnalité. Ces conséquences négatives de l'adaptation à l'échelle de la communauté (appelées aussi « coût de l'adaptation ») en réponse à l'exposition aux micropolluants restent relativement peu étudiées.

De nombreux travaux font état d'une toxicité directe de différents micropolluants sur un large panel de fonctions assurées par les communautés microbiennes benthiques. Compte tenu des limites méthodologiques actuelles, cet impact est généralement appréhendé au laboratoire à partir de mesures d'activités potentielles qui ne renseignent pas forcément des conséquences fonctionnelles réelles de la contamination dans le milieu (Pesce *et al.*, 2017b). La principale exception à ce constat concerne la décomposition de MOP, qui peut être mesurée directement dans le milieu, soit dans les eaux de surface, soit dans le compartiment sédimentaire, à l'aide de substrats naturels (ex. litières végétales) ou artificiels (ex. : sachets de thé ou pastilles/bandes à base de cellulose). La décomposition de MOP est une fonction écosystémique majeure dans les milieux aquatiques, en particulier dans les cours d'eau situés en tête de bassins, qui dépendent essentiellement des apports en MOP depuis la zone rivulaire et le bassin versant. Elle est assurée de manière concomitante par les microorganismes hétérotrophes (principalement les champignons aquatiques et les bactéries) et les macro-invertébrés déchetiers, ainsi que par des processus abiotiques (abrasion). Quantitativement, ces invertébrés ont une activité de décomposition plus importante que les microorganismes, mais ils sont fortement dépendants de l'activité de ces derniers qui conditionnent la MOP pour augmenter sa valeur nutritionnelle et son appétence pour les invertébrés.

Compte tenu de sa simplicité de mise en œuvre, sa sensibilité à diverses perturbations environnementales et son caractère intégrateur, la mesure de l'activité de décomposition de MOP est reconnue comme un outil pertinent pour évaluer l'intégrité fonctionnelle des cours d'eau. Ce constat s'applique également dans un contexte de contamination par les micropolluants, comme le montrent les travaux de Brosted *et al.* (2016)

qui illustrent bien le potentiel opérationnel de cette approche concernant les invertébrés. Cependant, si plusieurs travaux ont mis en évidence l'impact négatif de micropolluants sur la décomposition microbienne de la MOP dans des cours d'eau contaminés, il manque encore à ce jour une base de données suffisamment robuste comprenant des résultats générés avec des méthodes standardisées sur le compartiment microbien (Colas *et al.*, 2019). Ce constat est renforcé par l'absence de données de toxicité pertinentes pour les microorganismes hétérotrophes impliqués dans ce processus (Brosted *et al.*, 2016).

## Conclusions Comment renforcer la dimension opérationnelle des approches développées et favoriser leur transfert auprès des gestionnaires de l'environnement ?

Plusieurs études de cas réalisées dans différents cours d'eau contaminés ont démontré le fort potentiel des approches listées ci-dessus pour mettre en évidence l'impact des micropolluants sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes benthiques et les fonctions écologiques auxquelles elles contribuent. Cependant, ces études qui restent ponctuelles et relativement site-spécifiques, s'appuient généralement sur des approches comparatives entre des échantillons prélevés sur des stations pas (ou peu) contaminées, servant de références, et des stations impactées. Ces approches permettent d'évaluer des impacts écotoxicologiques en utilisant des outils statistiques. Cependant quand des impacts sont statistiquement vérifiés, il se pose la question des conséquences écologiques de l'impact observé à l'échelle des communautés étudiées. De plus, elles reposent souvent sur des stratégies d'échantillonnage et des protocoles analytiques variables entre équipes de recherches. À l'instar des démarches mises en œuvre pour le développement des indices utilisées dans la DCE, il s'avère donc nécessaire de définir des protocoles standardisés (depuis l'échantillonnage jusqu'à l'analyse des résultats) puis de les déployer à large échelle géographique, en multipliant le nombre de stations de prélèvements, incluant des sites de référence, peu contaminés, et des sites présentant des niveaux de contamination contrastés. Cet état des lieux serait le socle pour constituer une base de données robuste dans le but d'identifier les principaux facteurs environnementaux (hors micropolluants) qui peuvent influencer les réponses observées (on parle généralement de facteurs confondants), de modéliser la variation des paramètres biologiques en fonction des paramètres environnementaux et de proposer en conséquence un référentiel d'analyse. Cela permettrait notamment de s'affranchir de la nécessité de disposer d'un site de référence pour chaque suivi réalisé. Par exemple, l'utilisation d'un protocole standardisé dans différentes campagnes de prélèvement réalisées sur une dizaine de stations de prélèvements réparties sur trois rivières situées en Rhône-Alpes nous a permis de comparer les niveaux de tolérance de communautés microbiennes benthiques de sédiments au cuivre (Cu) et de mettre en évidence une corrélation positive entre la tolérance mesurée et les concentrations

### 3 ÉVALUATION DU POTENTIEL OPÉRATIONNEL DES APPROCHES DÉCRITES

Le potentiel opérationnel d'une approche innovante de bioindication visant à améliorer le diagnostic de l'impact de la contamination par les micropolluants sur la qualité écologique et fonctionnelle des cours d'eau dépend de nombreux critères. En particulier, il est important i) que les outils proposés soient spécifiques du type de pression étudiée (ici la pression toxique par les micropolluants), ii) qu'ils s'appuient sur des protocoles standardisés auprès de différentes instances telles que l'AFNOR, l'ISO, le CEN ou encore l'OCDE, iii) qu'ils soient faciles à mettre en œuvre (rapides et ne demandant pas une grande expertise de l'opérateur), et iv) relativement peu coûteux.

Une évaluation du potentiel opérationnel des approches décrites est proposée dans le tableau 1, sur la base de ces quatre critères, en fixant quatre niveaux de performance (de 0 à 3, la note de 3 indiquant un niveau de performance optimal).

#### 1 Évaluation du potentiel opérationnel des approches décrites.

	Spécificité	Standardisation	Mise en œuvre	Coût
Altérations morphologiques des diatomées	1	2	1	2
	Recherches en cours pour valider la spécificité aux micropolluants	Protocole standard mais résultats opérateur-dépendants	Analyses chronophages à haut niveau d'expertise	Uniquement coût opérateur
Acquisition de tolérance (PICT)	2	1	1	2
	Forte spécificité, variable selon le mode d'action des micropolluants	Protocoles variables suivant les équipes de recherche	Analyses rapides mais nécessité de disposer de matériel frais	Dépendant du type d'activité(s) mesurée(s)
Développement du potentiel de biodégradation (par radiorespirométrie)	3	2	0	0
	Forte spécificité	Approche par radiorespirométrie inspirée de la norme ISO 14239:2017 (sol)	Fortes contraintes pour l'utilisation de radioéléments liées à l'agrément délivré par l'ASN + durée longue des cinétiques de minéralisation	Coût élevé pour l'achat des substances radiomarquées et l'évacuation des déchets radioactifs par l'ANDRA
Décomposition de matières organiques particulières	1	2	2	3
	Paramètre sensible à de nombreux facteurs environnementaux non toxiques	Protocoles largement utilisés et décrits en écologie (standardisation possible via l'utilisation de substrats artificiels)	Facilité de mise en œuvre mais multiplication des déplacements sur site	Pas de matériel coûteux et approches peu chronophages (hors déplacements)

### EN SAVOIR PLUS...

■ BROSED, M., LAMOTHE, S., CHAUVET, E., 2016, Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides, *Hydrobiologia*, n° 773, p. 87-102, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01360658>

■ CAMPILLO-CORA, C., SOTO-GÓMEZ, D., ARIAS-ESTÉVEZ, M., BÅÅTH, E., FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D., 2021, Bacterial community tolerance to Cu in soils with geochemical baseline concentrations (GBCs) of heavy metals: importance for Pollution Induced Community Tolerance (PICT) determinations using the leucine incorporation method, *Soil Biology and Biochemistry* Save to Refworks, vol. 155, 108157, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108>

■ COLAS, F., WOODWARD, G., BURDON, F.-J., GUÉROLD, F., CHAUVET, E., CORNUT, J., CÉBRON, A., CLIVOT, H., DANGER, M., DANNER, M.-C., PAGNOUT, C., TIEGS, S.-D., 2019, Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic-matter decomposition using cotton strips, *Ecological Indicators*, 106, 105466, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03006041>

■ LAVOIE, I., HAMILTON, P.B., MORIN, S., KIM TIAM, S., KAHLERT, M., GONÇALVES S., FALASCO, E., FORTIN, C., GONTERO, B., HEUDRE, D., KOJADINOVIC-SIRINELLI, M., MANOYLOV, K., PANDEY, L.K., TAYLOR, J.C., 2017, Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful?, *Ecological Indicators*, n° 82, p. 539-550, <https://hal-amu.archives-ouvertes.fr/hal-01570245>

■ PESCE, S., LYAUTEY, E., FOULQUIER, A., 2017a, Réponse structurelle et fonctionnelle des communautés microbiennes hétérotrophes benthiques aux contaminants : quelle conséquence pour le fonctionnement de l'écosystème ?, in: *Écotoxicologie, des communautés au fonctionnement des écosystèmes*, BERNARD, C. et al. (Eds) ISTE Éditions, p. 27-50.

■ TLILI, A., BÉRARD, A., BLANCK, H., BOUCHEZ, A., CÁSSIO, F., ERIKSSON, K.M., MORIN, S., MONTUELLE, B., NAVARRO, E., PASCOAL, C., PESCE, S., SCHMITT-JANSEN, M., BEHRA, R., 2016, Pollution induced community tolerance (PICT): towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems, *Freshwater Biol.*, n° 61, p. 2141-2151, <https://doi.org/10.1111/fwb.12558>

en Cu dans les sédiments<sup>1</sup>. Cette corrélation, indépendante du site étudié, indique la possibilité d'établir des valeurs seuils dans le cadre de l'approche PICT. Un tel constat avait déjà été établi dans l'étude menée dans la rivière Morcille (figure 3). En effet, une relative stabilité temporelle des niveaux de tolérance au diuron avait été observée chez les communautés microbiennes phototrophes issues de la station amont, pas ou peu exposée à cette substance, et ce, malgré les fortes variations environnementales (notamment climatiques) observées au cours des trois années de suivi (figure 3B). Par ailleurs, une étude très récente démontre qu'il est possible de prédire dans des sols peu contaminés le niveau de tolérance des communautés bactériennes au cuivre (i.e. seuil de tolérance basal qui pourrait être considéré comme référence), à partir de modèles intégrant différents paramètres physico-chimiques de ces sols (Campillo-Cora *et al.*, 2021). Cela laisse donc à penser qu'une telle approche est transposable au milieu aquatique (notamment au compartiment sédimentaire).

Cependant, quel que soit le descripteur microbien considéré (approche PICT, décomposition de MOP...), développer des études à large échelle pour définir des seuils et des critères de qualité écotoxicologique nécessite la mise en œuvre d'une programmation ambitieuse s'appuyant sur de nombreuses campagnes d'échantillonnage impliquant une analyse fine des caractéristiques physico-chimiques du milieu qui dépasse la seule caractérisation des niveaux d'exposition aux micropolluants. Une telle démarche, pourrait s'adosser au réseau de surveillance actuel de la qualité chimique des eaux. Elle devrait faire l'objet d'échanges en amont avec les agences environnementales en charge de la gestion des milieux aquatiques et de la préservation de la biodiversité taxonomique et fonctionnelle dans ces écosystèmes, afin notamment de prioriser les outils à développer, en fonction de leur potentiel opérationnel (encadré 3). ■

### Les auteurs

#### Stéphane PESCE et Chloé BONNINEAU

INRAE, UR RiverLy,  
5 rue de la Doua, CS 20244,  
F-69625 Villeurbanne, France.

✉ [stephane.pesce@inrae.fr](mailto:stephane.pesce@inrae.fr)

✉ [chloe.bonnineau@inrae.fr](mailto:chloe.bonnineau@inrae.fr)

#### Joan ARTIGAS

Université Clermont Auvergne,  
CNRS, Laboratoire Microorganismes :  
Génome et Environnement (LMGE),  
F-63000 Clermont-Ferrand, France.

✉ [joan.artigas\\_alejo@uca.fr](mailto:joan.artigas_alejo@uca.fr)

#### Fabrice MARTIN-LAURENT

AgroSup Dijon, INRAE, Univ. Bourgogne,  
Univ. Bourgogne Franche Comté,  
Agroécologie, F-21000 Dijon, France.

✉ [fabrice.martin@inrae.fr](mailto:fabrice.martin@inrae.fr)

#### Soizic MORIN

INRAE, UR EABX,  
50 avenue de Verdun,  
F-33612 Cestas Cedex, France.

✉ [soizic.morin@inrae.fr](mailto:soizic.morin@inrae.fr)

### Remerciements

Les travaux mentionnés dans cet article et les recherches menées dans ce domaine par les différents coauteurs ont été principalement soutenus par l'Office français de la biodiversité (ex-Onema et ex-AFB) et par les Agences de l'eau Loire-Bretagne, Rhône-Méditerranée-Corse, Rhin-Meuse et Adour-Garonne.

1. Projet OFB (ex-Onema/AFB)-INRAE(ex-Irstea). Programme 2016/2018 – Thème Risques liés à contamination chimique – Action n° 46 : Validation et application d'approches PICT pour évaluer l'impact écotoxicologique des contaminants dans le sédiment.

## LES PRINCIPALES PUBLICATIONS DES AUTEURS

✉ BONNINEAU, C., ARTIGAS, J., CHAUMET, B., DABRIN, A., FABURÉ, J., FERRARI, B.J.D., LEBRUN, J.D., MARGOUM, C., MAZZELLA, N., MIÈGE, C., MORIN, S., UHER, E., BABUT, M., PESCE, S., 2020, Role of Biofilms in Contaminant Bioaccumulation and Trophic Transfer in Aquatic Ecosystems: Current State of Knowledge and Future Challenges, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 253, [https://dx.doi.org/10.1007/398\\_2019\\_39](https://dx.doi.org/10.1007/398_2019_39)

✉ MORIN, S., CORDONIER, A., LAVOIE, I., ARINI, A., BLANCO, S., DUONG, T.T., TORNÉS, E., BONET, B., CORCOLL, N., FAGGIANO, L., LAVIALE, M., PÉRÈS, F., BECARES, E., COSTE, M., FEURTET-MAZEL, A., FORTIN, C., GUASCH, H., SABATER, S., 2012, Consistency in diatom response to metal-contaminated environments, *in*: H. GUASCH *et al.* (Eds.), *Handbook of Environmental Chemistry: Emerging and Priority Pollutants in Rivers*, Springer, Heidelberg, 19, p. 117-146., [https://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3\\_5](https://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5)

✉ PESCE, S., MARGOUM, C., ROUARD, N., FOULQUIER, A., MARTIN-LAURENT, F., 2013, Freshwater sediment pesticide biodegradation potential as an ecological indicator of microbial recovery following a decrease in chronic pesticide exposure: A case study with the herbicide diuron, *Ecological Indicators*, 29, p. 18-25, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00811538>

✉ PESCE, S., MARGOUM, C., FOULQUIER, A., 2016, Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n° 221, p. 79-86, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01804840>

✉ PESCE, S., GHIGLIONE, J.-F., MARTIN-LAURENT, F., 2017b, Microbial communities as ecological indicators of ecosystem recovery following chemical pollution, *in*: CRAVO-LAUREAU, C., CAGNON, C., LAUGA, B., DURAN, R. (eds), *Microbial Ecotoxicology*, Springer, p. 227-250.