

Réponse des indicateurs biotiques de cours d'eau aux pressions et extrapolation de l'état biologique aux masses d'eau non suivies

Pour des raisons techniques et économiques, toutes les masses d'eau européennes ne bénéficient pas d'un suivi direct de leur qualité établi à partir d'une collecte régulière de données biologiques. En France, cela représente environ dix mille sites. Pour combler ces lacunes, des chercheurs d'INRAE ont mis au point un ensemble de modèles capables de prédire avec un bon taux de réussite l'état écologique de ces masses d'eau à partir d'un jeu de données de pressions. Si ce type d'outil prédictif est d'un intérêt majeur pour les gestionnaires, il ne doit cependant pas être considéré comme une approche antagoniste à l'amélioration du réseau de surveillance mais plutôt comme un moyen de fournir un cadre général pour aider les politiques de l'eau.



Une forte ambition sociétale et politique est apparue ces dernières décennies et s'est focalisée sur l'état des eaux depuis le *Clean Water Act* aux États-Unis en 1972 jusqu'à la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) en 2000. Cette directive a fixé pour objectif l'atteinte du bon état écologique pour toutes les masses d'eau et mis les organismes aquatiques au cœur de l'évaluation de cet état écologique. Les États européens ont mis en place des programmes de surveillance pour évaluer de manière cohérente et transparente l'état des eaux continentales. Pour répondre aux objectifs de la DCE, des organismes de recherche ont accompagné cette démarche. Ils ont développé une nouvelle génération de bioindicateurs (macroinvertébrés, macrophytes, algues, poissons) répondant aux nouvelles exigences réglementaires et prenant en compte l'ensemble des pressions s'exerçant sur les cours d'eau. Ces bioindicateurs permettent de faire une évaluation de l'état des sites échantillonnés (Bonada *et al.*, 2006; Furse *et al.*, 2006; Hering *et al.*, 2004; Marzin *et al.*, 2012; Mondy *et al.*,

2012; Pont *et al.*, 2006). L'évaluation concomitante des éléments de qualité physico-chimiques et hydromorphologiques a permis de mieux comprendre et étalonner la sensibilité de ces indicateurs aux pressions majeures aux échelles locales et régionales. Ainsi, une évaluation robuste et complète a pu être mise en œuvre à l'échelle des sites du réseau de contrôle de surveillance et par extension de leurs masses d'eau. Mais aucune des réglementations existantes n'impose un suivi systématique de chaque masse d'eau dans le cadre des réseaux de surveillance. Par exemple, le réseau de contrôle et de surveillance de la France couvre l'ensemble du territoire avec seulement 1 500 sites. Il laisse par conséquent près de 10 000 masses d'eau pour lesquelles la classification de l'état écologique doit se faire sans données de suivi direct (ou en utilisant des données du réseau de contrôle opérationnel ou encore au cas par cas par des études locales). Et cette situation n'est pas unique en Europe car les limitations techniques ainsi que les raisons économiques font que les États membres ont choisi de ne pas suivre directement l'ensemble de leurs masses d'eau.

Pour faire face à ces limites, il s'est avéré nécessaire, lors de la mise en place des règles d'évaluation DCE, de s'appuyer sur des méthodes fiables et reproductibles afin d'évaluer de manière homogène l'état écologique des masses d'eau ne bénéficiant pas de données biologiques. Ceci impliquait (i) de s'appuyer sur des outils existants comme des modèles mécanistes capables de modéliser les éléments de qualité physico-chimiques, (ii) d'utiliser les informations connues sur les pressions s'exerçant au sein des bassins versants, notamment celles recensées pour la construction des SDAGE¹, ou impactant le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau et évaluées par le système d'audit hydromorphologique développé par Irstea² (Valette *et al.*, 2012), ou (iii) de simplement regrouper des masses d'eaux similaires afin d'étendre la représentativité d'un site de suivi à plusieurs masses d'eau. La majorité des masses d'eau auraient ainsi été évaluées sans connaissance directe de l'état de leurs compartiments biologiques. Une solution pertinente a été de développer des modèles capables d'évaluer l'état des compartiments biologiques à partir de la seule connaissance des pressions.

Cependant, très peu de travaux de recherche ont tenté de développer ce type d'outils prédictifs pour une évaluation biologique des masses d'eau non suivies. Dans la littérature, quelques études relient les pressions et le fonctionnement biologique (Donohue *et al.*, 2006; Kristensen *et al.*, 2012; Marzin *et al.*, 2013; Wasson *et al.*, 2010). Les modèles développés permettent d'extrapoler l'évaluation de l'état réalisée au niveau des stations à l'ensemble du réseau hydrographique. Ces premiers outils prédictifs ont montré qu'il était possible de prédire efficacement l'état biologique à partir de variables de pression. Nous avons donc construit un corpus de modèles capables d'expliquer d'une part la variabilité des indices biologiques utilisés dans les réseaux et de prédire d'autre part l'état écologique des masses d'eau françaises non suivies par le réseau de contrôle de surveillance (RCS). Notre méthode a été développée avec succès pour les macroinvertébrés, les diatomées et les poissons (Villeneuve *et al.*, 2015). Toutefois, nous l'illustrerons uniquement avec l'indice basé sur les macroinvertébrés, dans sa capacité à prédire la composante biologique de l'état écologique à partir des pressions d'occupation du sol, des pressions sur l'hydromorphologie et des pressions physico-chimiques.

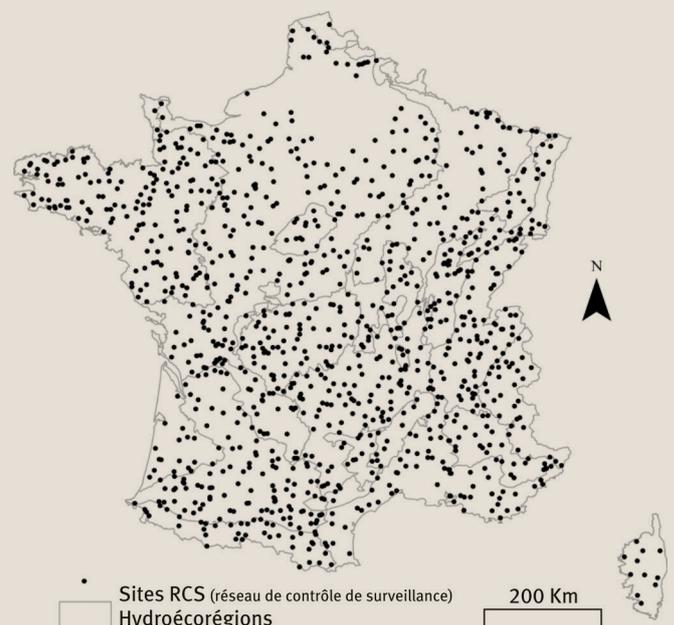
Matériel et méthodes

Nous avons utilisé des données sur 1 200 sites du réseau de surveillance métropolitain, suivis sur la période 2008-2009. Ces sites (figure 1) sont répartis dans 22 hydroécorégions et couvrent toutes les tailles de cours d'eau. Les données sur les macroinvertébrés benthiques ont été recueillies selon un protocole commun normalisé (AFNOR, 2009). L'indice I2M2 (Mondy *et al.*, 2012) a ensuite été calculé et exprimé en EQR (écart à la valeur de référence de l'indice dans le type du site où il est mesuré). Ceci a permis de s'affranchir des différences typologiques entre sites. La moyenne des valeurs d'indice des années 2008 et 2009 a ensuite été calculée et transformée en classe d'état « Bon » ou « Mauvais » en utilisant les valeurs de limites de bon état recommandées par l'arrêté du 25 janvier 2010².

Concernant les données de pression, nous avons utilisé des données d'occupation du sol issues de CORINE Land Cover (CLC) 2006 (Büttner et Kosztra, 2007). À partir de l'enveloppe du bassin versant préalablement délimitée avec un modèle numérique de terrain, nous avons calculé pour chaque site le pourcentage de surface des différentes catégories d'occupation du sol : espaces urbanisés, agriculture fort impact, agriculture faible impact et espaces naturels. Pour représenter les pressions exercées sur le fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau, nous avons utilisé deux types principaux de descripteurs. À l'échelle du bassin versant (zone hydrographique), nous avons utilisé des données de drainage, d'irrigation et d'érosion afin de caractériser une éventuelle perturbation des flux solides et liquides naturels. À l'échelle du tronçon hydromorphologique, nous avons utilisé les descripteurs de pressions sur l'hydromorphologie suivants : le taux de voies de communication à proximité du lit mineur et dans le lit majeur, le taux de digues dans le lit mineur et dans le lit majeur, la densité de seuils, le taux de boisement des berges dans un corridor de 10 mètres, de 30 mètres et dans le lit majeur, le taux d'urbanisation à proximité du lit mineur, le taux de tracé rectiligne, le taux de plans d'eau dans le lit majeur et le taux de surlargeur (proxy pour déceler les tronçons ayant généralement fait l'objet d'interventions hydrauliques passées). Ces descripteurs permettent de qualifier la pression exercée sur les processus hydromorphologiques entraînant une modification de régime hydrologique, une augmentation/réduction de fréquence des crues, une

1. Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux.
2. Cet arrêté relève des des méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

1 Carte des 1 200 sites du réseau de contrôle de surveillance sélectionnés.



réduction de sinuosité, une altération du corridor rivulaire et une altération de la dynamique latérale (Valette *et al.*, 2012). Ces descripteurs ont ensuite été rattachés à chacun des sites de suivi. Enfin, nous avons utilisé les paramètres physico-chimiques mesurés dans le cadre du réseau national de contrôle de surveillance pour caractériser la pression physico-chimique. Nous avons retenu la valeur moyenne des concentrations mesurées durant la période 2008-2009 des paramètres suivants : matières en suspension, oxygène dissous, DBO5 à 20 °C, ammonium, nitrites, nitrates et phosphore total. Ces paramètres avaient été mesurés avec une fréquence mensuelle. Un premier modèle explicatif a été développé en utilisant la méthode de régression PLS (Wold *et al.*, 2001) qui associe l'ensemble des pressions sélectionnées comme prédicteur de l'indice biologique macroinvertébrés (I2M2). Ce modèle a permis de quantifier l'effet de l'ensemble de ces prédicteurs ainsi que l'effet relatif de chaque prédicteur sur l'indice. Les prédicteurs significatifs ainsi sélectionnés ont été ensuite utilisés comme variables d'entrées d'un deuxième modèle visant à prédire l'état écologique. Ce modèle prédictif a été développé en utilisant la méthode des arbres d'inférence conditionnelle (Hothorn *et al.*, 2006) pour prédire de manière efficace l'état écologique (bon ou mauvais). À partir d'un jeu de pressions évaluées pour des masses d'eau non suivies, ce modèle prédictif permet d'extrapoler un état écologique probable de ces masses d'eau.

Résultats

Les résultats des modèles PLS (figure 2) montrent que le jeu de variables de pression explique 41 % de la variabilité de l'I2M2. En termes d'intensité de réponse, ce sont les variables physico-chimiques qui ont les coefficients

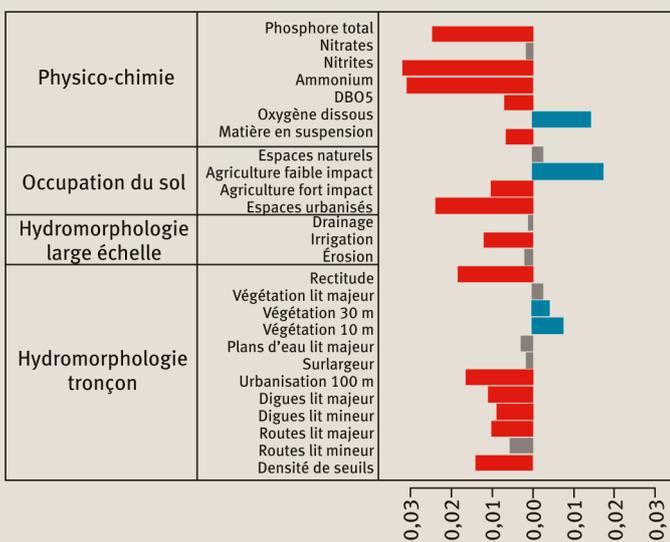
les plus forts, suivies des variables d'occupation du sol et enfin des variables hydromorphologiques. Les variables ayant un effet négatif significatif sont : les concentrations en nutriments, en matière organique et en matières en suspension, le niveau d'urbanisation dans le corridor rivulaire (100 m), la proportion d'agriculture intensive dans le bassin versant, la rectitude du tracé du cours d'eau, l'irrigation, la densité de seuils, la présence de digues à la fois dans le lit mineur et dans le lit majeur et la présence de routes dans le lit majeur. Les variables ayant un effet positif significatif sont : la concentration en oxygène dissous, l'agriculture faible impact et la proportion de végétation à 10 et 30 m de la rivière. De manière synthétique, on peut donc dire que l'indice répond aux variables caractérisant les nutriments, la matière organique, l'occupation du sol du bassin versant et aux pressions sur l'hydromorphologie.

Nous avons ensuite utilisé ces variables significatives pour la construction du modèle prédictif. L'arbre de décision validé prédisant l'état déterminé à partir de l'indice I2M2 (figure 3) sélectionne les variables suivantes : nitrites, artificialisation des sols du bassin versant, irrigation, phosphore total, oxygène dissous et densité de seuils. Ce modèle montre un taux d'erreur de classement faible (19 % pour le jeu de données d'apprentissage et 26 % pour le jeu de données de test). Il a une bonne capacité prédictive et permet de prédire de manière satisfaisante les situations de bon état. Sa capacité à prédire les situations de mauvais état est moins bonne.

Discussion

Le modèle explicatif a montré une importance majeure des paramètres physico-chimiques dans l'explication de l'état déterminé à partir de l'indice I2M2, avec un effet prépondérant du phosphore total, des nitrites, de l'ammonium et dans une moindre mesure de la DBO5. Ces résultats concordent avec les études réalisées ailleurs en Europe qui montrent que la concentration en nutriments est un facteur influençant négativement les indices biotiques qu'ils soient basés sur les macroinvertébrés benthiques, les diatomées ou les poissons (Dahm *et al.*, 2013 ; Donohue *et al.*, 2006 ; Johnson et Hering, 2009). Les variables hydromorphologiques utilisées dans ce travail avaient pour but de rendre compte des altérations d'origine anthropique pouvant clairement être corrélées à une dégradation de l'état écologique. Ainsi ont été pris en compte différents aménagements et usages au niveau du lit majeur (agriculture, urbanisation, transport) et du lit mineur (transport, énergie, tourisme) dont les effets se traduisent par une altération des structures et des processus hydromorphologiques naturels. À large échelle, l'indice I2M2 est influencé négativement par les effets de l'irrigation qui se traduit par des étiages plus sévères. Au niveau de l'altération des processus morphologiques, l'I2M2 est influencé négativement par les variables reflétant l'altération de la dynamique latérale, le ralentissement de l'écoulement et la modification directe du lit mineur (rectification, urbanisation 100 m, digues et routes dans les lits mineur et majeur, densité de seuils). Ceci est cohérent dans la mesure où ces facteurs vont agir soit sur la diversité des habitats, soit sur les processus de dissémination (altération des successions de faciès, alté-

2 Résultats du modèle de régression PLS pour l'indice I2M2. Les coefficients de régression normalisés sont présentés pour chaque modèle : en rouge, les variables qui ont un effet négatif sur l'indice biologique, en bleu, les variables qui ont un effet positif sur l'indice biologique et en gris, les variables dont l'effet n'est pas significatif (Villeneuve *et al.*, 2015).



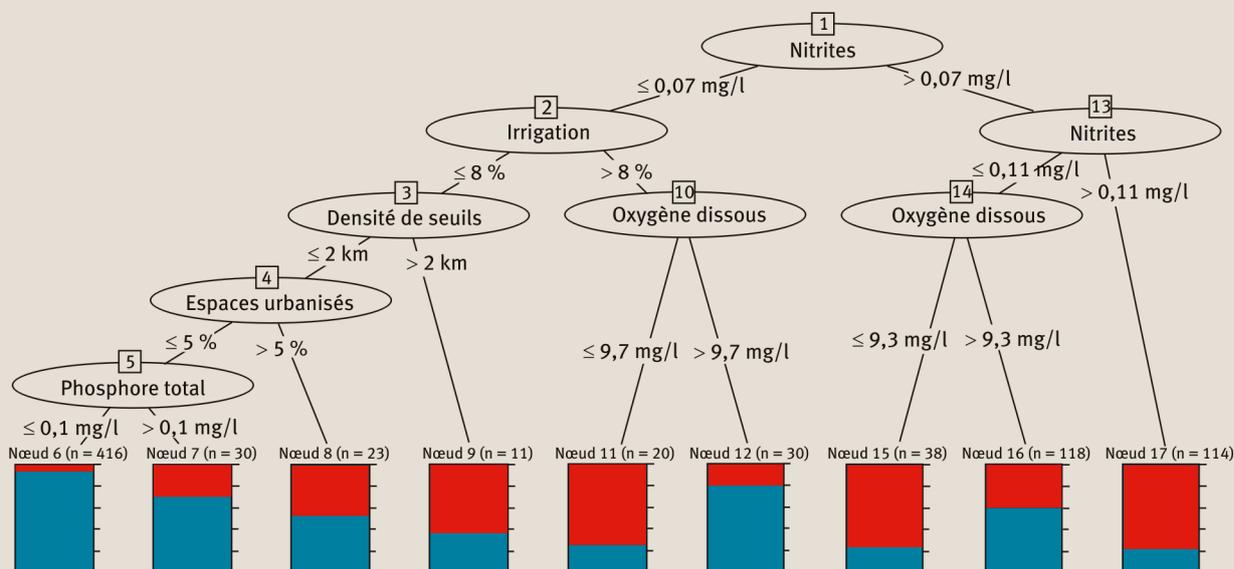
ration de la dynamique latérale). Enfin, l'I2M2 montre une réponse positive à la présence de ripisylve dans le corridor rivulaire. Si la ripisylve joue un rôle complexe (ombrage, apport de matière organique, habitat mais aussi stabilisation des berges, et rôle sur la dynamique latérale) (Naiman *et al.*, 2010; Shields *et al.*, 2003), elle témoigne surtout d'un certain niveau de naturalité des rives. De manière synthétique, les facteurs d'altération hydromorphologiques interviennent en troisième position après les facteurs physico-chimiques et l'occupation du sol, dans l'explication de l'état écologique. On retrouve cette hiérarchie d'impacts dans d'autres études (Dahm *et al.*, 2013) montrant que l'effet de l'altération hydromorphologique est mesurable mais que son impact est relativement faible sur les indices biologiques. Cela plaide pour l'utilisation d'indicateurs modernes et performants comme l'I2M2 (Mondy *et al.*, 2012) pour rendre compte plus finement de l'impact des différents facteurs de stress hydromorphologiques.

Le modèle prédictif a montré des performances prédictives intéressantes avec un taux de bonne classification de l'état écologique de 81 %. Il faut souligner que ce modèle est capable de prédire de manière performante le bon état mais ses performances sont moins bonnes lorsqu'il s'agit de prédire le mauvais état. Ceci est la résultante de la forte proportion de sites en bon état dans notre jeu de données (un site sur trois environ est classé en bon état). Le modèle ne peut s'adapter à des situations non rencontrées dans le jeu de données d'apprentissage et atteint les limites de sa capacité prédictive. La méthode des arbres d'inférence conditionnelle utilisée ici est un atout pour le transfert aux gestionnaires. La littérature décrit des méthodes plus performantes comme les « *random forests* » (Liaw et Wiener, 2002) ou leur pendant conditionnel les « *conditional random forests* » (Hothorn

et al., 2006; Maloney *et al.*, 2009) capables d'améliorer les capacités prédictives des modèles. Mais nous avons fait le choix d'utiliser ici une méthode plus simple dans le but précis de fournir aux gestionnaires un outil facile à intégrer dans un algorithme décisionnel de la chaîne réglementaire d'évaluation de l'état écologique. La méthode choisie nous permet en effet de communiquer directement aux gestionnaires le schéma de l'arbre de décision qu'ils peuvent ensuite utiliser directement sans compétence experte en modélisation.

À l'échelle de l'Europe, la première solution envisagée a été d'utiliser le jugement d'experts ou le regroupement de masses d'eau (Kristensen et Christiansen, 2012). Mais en suivant cette option, l'évaluation des masses d'eau réalisée par les gestionnaires risquait d'être hétérogène à l'échelle du territoire national. Elle l'était encore plus lorsqu'il s'agissait de regarder ces évaluations à l'échelle européenne. C'est pourquoi il a été recommandé (Reyjol *et al.*, 2014) d'associer étroitement des modèles prédictifs de l'état écologique à ce jugement d'expert afin d'accroître la robustesse du processus d'évaluation. Ainsi, les masses d'eau non surveillées ont pu être classées en utilisant une double approche. D'une part, l'expertise pouvait être faite à partir des pressions exercées sur les masses d'eau afin de capitaliser les connaissances des gestionnaires. D'autre part, des modèles pouvaient être utilisés pour assurer une évaluation plus homogène et objective. Ces deux approches gagnaient ensuite à être confrontées afin d'optimiser le processus d'évaluation. Si l'utilisation d'un modèle est une approche objective, elle peut être biaisée et inadaptée à des conditions locales spécifiques non prises en compte dans les données d'apprentissage utilisées pour construire le modèle. Au contraire, l'expert aura la capacité de reconnaître des situations exceptionnelles que le modèle d'extrapolation

⑤ Arbre d'inférence conditionnelle de l'indice I2M2. Ce schéma décrit l'arbre de décision qui permet à partir d'une succession de valeurs seuils pour les variables sélectionnées de déterminer la proportion de stations en bon et en mauvais état. Cette valeur est traduite en probabilité d'être en bon ou en mauvais état (Villeneuve *et al.*, 2015).



ne reconnaîtra pas forcément. Par contre, l'approche que nous proposons doit se baser sur un ensemble de données complet et homogène à l'échelle nationale. Et pour cela, il est nécessaire de produire des données homogènes de pression (hydromorphologiques, physico-chimiques et toxiques) supportant les éléments de qualité biologique.

En pratique, les modèles sont peu utilisés, en partie pour les raisons exposées ci-avant mais aussi parce que le processus de l'élaboration des SDAGE comprend une première étape indispensable : celle de l'identification des pressions anthropiques les plus importantes qui s'exercent sur les masses d'eau. Par exemple, dans le bassin Rhône-Méditerranée, cette étape utilise dans un premier temps les jeux de données de la surveillance pour une pré-identification des pressions importantes. Une consultation technique des acteurs régionaux et locaux permet ensuite de valider ou d'ajuster la liste des pressions importantes considérées comme telles non pas à l'échelle d'un site de surveillance mais à l'échelle de la masse d'eau. L'état écologique qui est attribué aux masses d'eau non surveillées résulte de l'utilisation d'un outil qui associe l'état écologique le plus fréquemment observé au diagnostic sur les pressions ainsi établi. Cet outil est construit à partir des jeux de données d'état et de pressions expertisées, disponibles sur les masses d'eau surveillées par le RCS. L'état écologique est apprécié globalement et non pas directement pour chacun de ses éléments. L'état est utilisé comme un indicateur général de l'effet des pressions. L'essentiel de la démarche est concentrée sur un partage du diagnostic sur les pressions, étape essentielle pour une bonne appropriation des mesures à mettre en œuvre, et à décliner en actions, pour restaurer l'état écologique. La production d'un ensemble de données prédictives pour alimenter les modèles d'extrapolation devra donc aussi prendre en compte l'expertise des pressions.

Conclusion

Ce type d'outil prédictif est d'un intérêt majeur pour les gestionnaires. Il permet en effet à partir d'un jeu de données de pressions de prédire avec un bon taux de réussite l'état des masses d'eau pour lesquelles il n'existe pas de données de suivi biologique. Il est d'ailleurs toujours recommandé depuis 2010 par le guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MTE, 2019) d'utiliser ces outils d'extrapolation.

Ils mériteraient cependant d'être réactualisés maintenant que les indicateurs de qualité ainsi que leurs limites d'état sont stabilisés. Une mise à jour de ces modèles prenant en compte les dernières règles d'évaluation apportera un

soutien indiscutable au processus d'évaluation de l'état des masses d'eau. La production de jeux de données homogènes sur les pressions anthropiques constitue un enjeu fort pour un large recours à ces modèles. Mais leur utilisation également homogène et largement partagée pour l'élaboration des plans de gestion (en particulier l'état des lieux des pressions), au-delà de la seule évaluation de l'état écologique des masses d'eau non surveillées est aussi nécessaire.

Pour conclure, il est très important d'encourager la construction de modèles pression-impact basés sur des ensembles de données de pression robustes et complets afin de soutenir la classification des masses d'eau conformément à la demande de la DCE. Mais ce développement ne doit pas être considéré comme une approche antagoniste à l'amélioration du réseau de surveillance, mais plutôt comme un moyen de fournir un cadre général pour aider les politiques de l'eau dans, au moins, trois domaines principaux : l'amélioration de la surveillance (pour des évaluations plus robustes de l'état écologique et une meilleure caractérisation des relations entre pressions et état qui peut largement contribuer aussi à l'amélioration des modèles), la caractérisation des pressions humaines et l'identification des pressions les plus significatives, pour aider à la définition de stratégies de restauration efficaces afin de répondre aux exigences environnementales de la DCE. ■

Les auteurs

Bertrand VILLENEUVE

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

✉ bertrand.villeneuve@inrae.fr

Laurent VALETTE, Martial FERRÉOL et Yves SOUCHON

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

✉ laurent.valette@inrae.fr

✉ martial.ferreol@inrae.fr

✉ yves.souchon@inrae.fr

Philippe USSEGLIO-POLATERA

Laboratoire interdisciplinaire
des environnements continentaux,
UMR 7360 CNRS-Université de Lorraine,
Campus Bridoux, Bât. IBISE,
8 rue du Général Delestraint, F-57070 Metz, France.

✉ philippe.usseglio-polatera@univ-lorraine.fr

Stéphane STROFFEK

Agence de l'eau Rhône, Méditerranée Corse,
2-4 allée de Lodz, F-69363 Lyon, France.

✉ stephane.stroffek@eaumc.fr

EN SAVOIR PLUS...

✉ VILLENEUVE, B., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., FERRÉOL, M., VALETTE, L., 2015, Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use, *Ecological Indicators*, n° 48, p. 88-98, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.016>

✉ MTE, 2019, *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*, Ministère de la transition écologique, La Défense, 123 p., <https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2019-05/guide-ree-esc-2019-cycle3.pdf>

BIBLIOGRAPHIE COMPLÈTE

- AFNOR, 2009, Qualité de l'eau – Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T90-333, Association française de normalisation.
- BONADA, N., PRAT, N., RESH, V.H., STATZNER, B., 2006, Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches, *Annual Review of Entomology*, n° 51, p. 495-523, <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- BÜTTNER, G., KOSZTRA, B., 2007, *CLC2006 technical guidelines*, European Environment Agency, Technical Report, 70 p., https://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_17
- DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., GRAF, W., SCHMIDT-KLOIBER, A., LEITNER, P., MELCHER, A., FELD, C.K., 2013, Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria, *Hydrobiologia*, n° 704, p. 389-415, <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>
- DONOHUE, I., MCGARRIGLE, M.L., MILLS, P., 2006, Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers, *Water Research*, n° 40, p. 91-98, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.027>
- FURSE, M.T., HERING, D., BRABEC, K., BUFFAGNI, A., SANDIN, L., VERDONSCHOT, P.F.M., 2006, The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods, *Hydrobiologia*, n° 566, p. 1-2, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_1
- HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, C., FELD, C. K., BISS, R., ZENKER, A., 2004, Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Selection of candidate metrics, *Limnologica*, n° 34, p. 398-415, [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80009-4](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80009-4)
- HOTHORN, T., HORNIK, K., ZEILEIS, A., 2006, Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework, *Journal of Computational and Graphical Statistics*, n° 15, p. 651-674, <https://doi.org/10.1198/106186006X133933>
- JOHNSON, R.K., HERING, D., 2009, Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics, *Journal of Applied Ecology*, n° 46, p. 175-186, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01583.x>
- KRISTENSEN, E.A., BAATTRUP-PEDERSEN, A., ANDERSEN, H.E., 2012, Prediction of stream fish assemblages from land use characteristics: implications for cost-effective design of monitoring programmes, *Environmental Monitoring and Assessment*, n° 184, p. 1435-1448, <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2052-4>
- KRISTENSEN, P., CHRISTIANSEN, T., 2012, *EEA Water 2012 Report, Thematic assessment on Ecological and chemical status and pressures*, European Environmental Agency, <https://www.eea.europa.eu/publications/european-waters-assessment-2012>
- LIAW, A., WIENER, M., 2002, Classification and Regression by randomForest, *R news*, n° 2, p. 18-22, <https://cogns.northwestern.edu/cbmg/LiawAndWiener2002.pdf>
- MALONEY, K.O., WELLER, D.E., RUSSELL, M.J., HOTHORN, T., 2009, Classifying the biological condition of small streams: an example using benthic macroinvertebrates, *Journal of the North American Benthological Society*, n° 28, p. 869-884, <https://doi.org/10.1899/08-142.1>
- MARZIN, A., ARCHAIMBAULT, V., BELLIARD, J., CHAUVIN, C., DELMAS, F., PONT, D., 2012, Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures?, *Ecological Indicators*, n° 23, p. 56-65, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.010>
- MARZIN, A., VERDONSCHOT, P.F.M., PONT, D., 2013, The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers, *Hydrobiologia*, n° 704, p. 375-388, <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1254-2>
- MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, V., USSEGLIO-POLATERA, P., 2012, A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French Wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach, *Ecological Indicators*, n° 18, p. 452-467, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>
- MTE, 2019, *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*, Ministère de la transition écologique, La Défense, 123 p., <https://www.eaufrance.fr/sites/default/files/2019-05/guide-reee-esc-2019-cycle3.pdf>
- NAIMAN, R.J., DECAMPS, H., MCCLAIN, M.E., 2010, *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*, Academic Press.
- PONT, D., HUGUENY, B., BEIER, B., GOFFAUX, D., MELCHER, A., NOBLE, R., ROGERS, C., ROSET, N., SCHMUTZ, S., 2006, Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages, *Journal of Applied Ecology*, n° 73, p. 70-80, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01126.x>
- REYJOL, Y., ARGILLIER, C., BONNE, W., BORJA, A., BUIJSE, A. D., CARDOSO, A. C., DAUFRESNE, M., KERNAN, M., FERREIRA, M.T., POIKANE, S., NARCÍS, P., SOLHEIM, A.-L., STROFFEK, S., USSEGLIO-POLATERA, P., VILLENEUVE, B., VAN DE BUND, W., 2014, Assessing the ecological status in the context of the European Water Framework Directive: Where do we go now?, *Science of the Total Environment*, n° 497, p. 332-344, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.119>
- SHIELDS, F.D., COOPER JR, C.M., KNIGHT, S.S., MOORE, M.T., 2003, Stream corridor restoration research: a long and winding road, *Ecological engineering*, n° 20, p. 441-454, https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/5120/stream_corridor.pdf
- VALETTE, L., PIFFADY, J., CHANDESRI, A., SOUCHON, Y., 2012, SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'État des lieux DCE, Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ, 104 p., http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/PUBLI/1185/1/2012_108.pdf_4080k
- VILLENEUVE, B., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., FERRÉOL, M., VALETTE, L., 2015, Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use, *Ecological Indicators*, n° 48, p. 88-98, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.016>
- WASSON, J.G., VILLENEUVE, B., IITAL, A., MURRAY-BLIGH, J., DOBIASOVA, M., BACIKOVA, S., TIMM, H., PELLA, H., MENGIN, N., CHANDESRI, A., 2010, Large-scale relationships between basin and riparian land cover and the ecological status of European rivers, *Freshwater Biology*, n° 55, p. 1465-1482, <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00538245>
- WOLD, S., SJOSTROM, M., ERIKSSON, L., 2001, PLS-regression: a basic tool of chemometrics, *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, n° 58, p. 109-130, https://www.libpls.net/publication/PLS_basic_2001.pdf